ISSN: 2306-9716 (Print)
ISSN: 2664-6110 (Online)

МІНІСТЕРСТВО ЕКОНОМІКИ ТА ДОВКІЛЛЯ УКРАЇНИ
ДЕРЖАВНА НАУКОВА УСТАНОВА «ІНСТИТУТ ЕКОЛОГІЧНОГО ВІДНОВЛЕННЯ ТА РОЗВИТКУ УКРАЇНИ»

ЕКОЛОГІЧНІ НАУКИ

НАУКОВО-ПРАКТИЧНИЙ ЖУРНАЛ

6(69)

Видавничий дім
«Гельветика»
2026

УДК 502+504

Друкується за рішенням Вченої Ради
Державної наукової установи
«Інститут екологічного відновлення та розвитку України»
(№ 6-26 від 12.11.2026)

Екологічні науки : науково-практичний журнал / Головний редактор Бондар О. І. – К. : Видавничий дім «Гельветика», 2026. – № 6(69). – 412 с.

Головний редактор: Бондар Олександр Іванович, доктор біологічних наук, професор, академік НААН, директор, Державна наукова установа «Інститут екологічного відновлення та розвитку України», Україна

Заступник головного редактора: Морозова Тетяна Василівна, доктор біологічних наук, доцент, аступник директора з наукової роботи, Державна наукова установа «Інститут екологічного відновлення та розвитку України», Україна.

Науковий редактор: Машков Олег Альбертович, доктор технічних наук, професор, провідний науковий співробітник, Державна наукова установа «Інститут екологічного відновлення та розвитку України», Україна.

Члени редакційної колегії: Єрмішев Олег В'ячеславович, доктор біологічних наук, доцент, доцент кафедри екології, природничих та математичних наук, Комунальний заклад вищої освіти «Вінницька академія безперервної освіти», Україна; **Маркіна Людмила Миколаївна,** доктор технічних наук, професор, начальник центру «Центр підготовки фахівців та наукових кадрів», Державна наукова установа «Інститут екологічного відновлення та розвитку України», Україна; **Риженко Наталія Олександрівна,** доктор біологічних наук, професор, старший науковий співробітник, Державна наукова установа «Інститут екологічного відновлення та розвитку України», Україна; **Улицький Олег Андрійович,** доктор геологічних наук, професор, в.о. зав. відділом «Екологічної геології та термодинаміки геосфер», ДУ «Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України», Україна; **Ізабел О'Ніл ді Машкареньяш Ґайвау** (Isabel O'Neill de Mascarenhas Gaivão), доктор філософії у галузі генетики, ад'юнкт-професор III ступеня, Університет Траз-уж-Монтіш і Алту-Доуру, Португалія; **Томаш Гетманський** (Tomasz Hetmański), доктор габілітований, професор, Директор Інституту біології, Поморська академія у Слупську, Республіка Польща; **Анна Римушка** (Anna Rymuszka), доктор габілітований, професор, професор кафедри фізіології і токсикології, Люблінський католицький університет імені Івана Павла II, Республіка Польща; **Олександр Запорожець** (Oleksandr Zaporozhets), доктор технічних наук, професор, лідер наукового напряму – професор, Дослідницька мережа Лукасевича, Інститут авіації, Республіка Польща.

Реєстрація суб'єкта у сфері друкованих медіа: Рішення Національної ради України з питань телебачення і радіомовлення № 1408 від 25.04.2024 року. Ідентифікатор медіа R30-04036.

Суб'єкт у сфері друкованих медіа – Державна наукова установа «Інститут екологічного відновлення та розвитку України» (вул. Митрополита Василя Липківського, буд. 35, м. Київ, 03035, dnu_iev@ukr.net, тел. (044) 206-31-32).

Журнал включений до Переліку наукових фахових видань України
відповідно до Наказу МОН України № 928 від 11 червня 2026 року (додаток 5)
строком на три роки з 01 червня 2026 року по 31 травня 2029 року з присвоєнням категорії «Б».
Кластер: Науки про Землю та навколишнє середовище.
Спеціальності: Е2 Екологія, Е4 Науки про Землю.

Журнал публікує (після рецензування та редагування) статті, які містять нові теоретичні та практичні здобутки в галузі екологічних наук. **Відповідальний редактор: Сікачина В. Г.**

Мови розповсюдження: українська, англійська, польська, німецька, французька, іспанська.

Статті у виданні перевірені на наявність плагіату за допомогою програмного забезпечення StrikePlagiarism.com від польської компанії Plagiat.pl.

Журнал включено до міжнародної наукометричної бази Index Copernicus International
(Республіка Польща)

© Державна наукова установа «Інститут екологічного відновлення та розвитку України», 2026

ЗМІСТ

РЕКРЕАЦІЙНА ДІЯЛЬНІСТЬ.....9

Бондар О.І., Іваненко І.Б., Шевченко Р.Ю., Лисюк О.Г., Аліменко О.Ю. Науково-екологічне обґрунтування методики формування цінової політики рекреаційної діяльності на водних об'єктах міста Києва.....9

Кропивка С.Й. Екологічна оцінка рекреаційно-туристичного потенціалу Львівської агломерації.....16

ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА.....21

Курилюк О.М. Дослідження електрохімічного утворення активного хлору в діафрагмовому електролізері з проточною анодною камерою.....21

Титаренко А.І., Макєєв П.В. Екологізація поводження з відходами багатошарового полімерного пакування в контексті ресурсозбереження.....25

Чайка В.В., Григор'єва Л.І. Еколого-економічна оцінка використання гібридної сонячної електростанції та її вплив на довкілля м. Миколаєва.....33

Шевченко Н.О., Понікарчик С.В. Еколого-технологічні засади мінімізації негативного впливу відходів тваринництва на довкілля у процесі біокомпостування.....38

ЕКОЛОГІЧНА СТІЙКІСТЬ ІНТРОДУЦЕНТІВ.....43

Іващенко І.В., Тимощук Т.М., Бакалова А.В., Котюк Л.А. Стійкість інтродуцентів родини Asteraceae до фітопатогенів та комах-фітофагів в умовах інтродукції в Центральному Поліссі України.....43

ЕКОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ.....50

Кагукіна А.М., Пацева І.Г., Герасимчук Л.О., Валерко Р.А. Моніторинг екологічних змін в умовах глобального антропогенного впливу: аналіз ключових індикаторів.....50

Калин Б.М., Іваха А.Ю. Геоінформаційний моніторинг дотримання нормативів антропогенного навантаження на лісові та водні ресурси.....54

ЕКОЛОГІЧНІ НАСЛІДКИ ВОЄННИХ ДІЙ.....60

Гладчук М.М., Марків В.С., Марків Б.А., Боднар О.І., Горин О.І., Жирська Г.Я., Герц Н.В., Герц А.І., Конончук О.Б. Оцінювання ґрунтів, порушених воєнними діями, та вибір способу їх подальшого використання: огляд і концептуальна модель.....60

Демчук Л.І., Рудишин С.Д., Нонік Л.Ю., Устименко В.І., Алпатова О.М., Уваєва О.І., Русецька Н.М. Застосування штучного інтелекту та безпілотних апаратів для гуманітарного розмінування як засіб збереження довкілля.....73

Крупєй К.С. Просторова оцінка фітотоксичності ґрунту в зоні детонації керованої авіаційної бомби (м. Запоріжжя, Україна).....79

ЕКОЛОГІЯ ПРИРОДНО-ЗАПОВІДНОГО ФОНДУ.....87

Мартин А.Г., Гунько Л.А., Колганова І.Г. Критерії класифікації територій та об'єктів природно-заповідного фонду України.....87

Морозова Т.В., Ковган Я.О., Герасименко М.В. Просторово-часова параметризація моделі потенційного колізійного ризику орнітофауни у гірських вітроенергетичних районах.....99

Римарук П.В., Сіренко А.Г. Фауна та екологія Apidae (Apoidea, hymenoptera, insecta) Національного природного парку «Верховинський».....110

ЕКОЛОГІЯ АТМОСФЕРИ.....119

Колісник А.В., Грабко Н.В., Храпун М.А. Дослідження екологічного ризику для тривалості життя населення м. Тернопіль на основі залежності «доза-ефект» в умовах забруднення атмосфери.....119

ЕКОЛОГІЯ БІОРІЗНОМАНІТТЯ……126

Височін Д.В., Горбань В.В., Воронова Н.В. Комплексна оцінка біорізноманіття та екологічної стійкості лісових екосистем лісостепу (на прикладі філії «Миргородське лісове господарство»)……126

Зеленчук І.Д. Будівельний техногенез як чинник ландшафтної трансформації……133

ЕКОЛОГІЯ ВИРОБНИЦТВА……140

Наумов Я.О. Екологічна оцінка та ресурсна валоризація каменеобробної пульпи Головинського родовища……140

ЕКОЛОГІЯ ВОДНИХ РЕСУРСІВ……145

Гнатів І.Р. Динаміка стоку наносів уздовж течії річки Дністер та в басейнах її приток……145

Кравченко О.В., Кобилянський В.Я., Маркіна Л.М. Просторова типізація та інтегральне ранжування хімічного, біологічного і радіаційно-ядерного навантаження на водосховище – джерело питного водопостачання…151

Магась Н.І. Просторово-часова мінливість оптичного стану Тилігульського та Березанського лиманів: екологічна інтерпретація супутникових спостережень 2018–2025 рр.……159

Пасічник М.Д., Григорійчук В.В. Історичні методи затримання води в річкових долинах світу……174

Погребний А.Л., Яковлєв В.В., Цуркан О.І., Олійник Н.П., Дмитренко Т.В. Гідрогеологічні та гідрохімічні аспекти розробки кондицій на мінеральні води родовищ підвищеної категорії складності……183

Fedenko Yu.M. Environmental aspects of water treatment at modern industrial energy facilities……196

Шекк П.В., Моторна Т.В. Ефективність використання риб-біомеліораторів (*Hypophthalmichthys molitrix*, та гибриду *H. molitrix* × *H. nobilis*) для зменшення органічного забруднення Придунайських озер……200

Ямборак Р.С., Крачан Т.М., Плахтій Д.П. Порівняльна еколого-хімічна оцінка загальної твердості води з локальних джерел водопостачання……208

ЕКОЛОГІЯ ЕКОСИСТЕМ……212

Мартиненко В.В. Концептуальні та методологічні засади оцінювання сукцесійних процесів порушених екосистем……212

ЕКОЛОГІЯ ЗЕМЕЛЬНИХ РЕСУРСІВ……216

Крайнюков О.М., Кривицька І.А., Філатов В.М. Індекс хіміко-біологічної невідповідності як інструмент інтегрального еколого-токсикологічного оцінювання ґрунтів……216

Кучеренко М.А. Діагностика фітотоксичності ґрунтів агроландшафтів у зонах інтенсивного аеротехногенного забруднення……225

Парахненко В.Г., Мандебура С.В. Землезнавчі підходи до екологічної сертифікації ґрунтів: оцінювання якості, екологічних ризиків та сталості землекористування……230

Тараріко О.Г., Ільєнко Т.В., Васільєв Д.П., Білокінь О.А. Інтегрована система супутникових індикаторів опустелювання та деградації земель в агроландшафтах України……235

ЕКОЛОГІЯ ЛІСОВИХ ЕКОСИСТЕМ……244

Бевзюк Ю.Д., Сіренко А.Г. Scolytinae (Curculionidae, Coleoptera, Insecta) лісових екосистем Національного природного парку Верховинський в контексті причин масового всихання ялинових лісів……244

Лавріненко В.М. Моніторинговий аналіз флористичного різноманіття лісового фонду північно-східної частини Житомирської області……250

Соломко В.Л. Формування та структурна трансформація деревного детриту в лісових екосистемах заказника «Коморище»……256

ЕКОЛОГІЯ РОСЛИННОГО СВІТУ……263

Огілько С.П., Залізняк Я.І. Просторова неоднорідність рудеральної флори та інвазійних рослин уздовж автошляху М-05 у межах Черкаської області……263

Пестерніков В.Ю., Суходольська І.Л. Роль рослинних угруповань прибережних захисних смуг у регулюванні надходження забруднювачів до водних об'єктів……269

ISSN: 2306-9716 (Print), ISSN: 2664-6110 (Online)

ЕКОЛОГІЯ УРБАНІЗОВАНИХ ЕКОСИСТЕМ 274

Василенко О.М. Урбоекологічна оцінка функціональних зон міста Бердичева за комплексом показників стану зелених насаджень і атмосферного повітря 274

Вовк М.А. Трансформація біотичного потенціалу міських ґрунтів за різних типів озеленення в умовах антропогенного навантаження 280

Григораш С.В. Таксономічний склад деревних насаджень міста Умань та його екологічне значення 284

Імамов В.О. Вплив дощових та поверхневих стоків на міграцію та акумуляцію нафтопродуктів у ґрунтовому покриві урбанізованих територій 289

Кордуба І.Б., Жукова О.Г.' Прокопенко І.О., Терендій Я.В. Обґрунтування водоохоронних заходів для забезпечення стійкості урбоекосистем: приклад міста Києва 294

Мельник Б.Р. Еколого-біологічні особливості росту та розвитку *Juglans regia* L. в умовах урбанізованого середовища Правобережного Лісостепу України 301

Перепелиця М.Р. Екологічна оцінка стану хвойних насаджень в урбанізованих ландшафтах 306

ЗМІНА КЛІМАТУ 311

Шевчук Л.М., Герасимчук О.Л., Шевчук А.В. Інвазійний вид *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771) у прісноводних екосистемах у контексті кліматичних змін та водного дефіциту 311

ТЕОРЕТИЧНА ЕКОЛОГІЯ 315

Бутко В.С., Трембіцький Д.С. Аналіз впливу накопичувачів рідких відходів на компоненти довкілля 315

Волошин В.С., Кленін О.В. Інформаційно-динамічні особливості екосистеми людини на межі аграрної революції 320

Гнатюк Н.О. Ретроспективний аналіз 2009–2019 рр. еколого-гідрогеологічного стану артезіанської свердловини № 468 ре (смт Криве озеро) та прогноз її стану на сучасний період 328

Дубляк А.В., Різничук Н.І. Багаторічна динаміка морфометричних і репродуктивних показників *Arnica montana* L. різного географічного походження в умовах ex situ 335

Маслов О.М. Вторинний палеоекологічний аналіз форамініферових даних верхньої крейди Волино-Поділля 340

Миронова І.Г., Ломазов П.К. Громадська екологічна діяльність у стратегічній екологічній оцінці: методологічні засади обґрунтування сталих природоохоронних рішень 347

УПРАВЛІННЯ ВІДХОДАМИ 352

Bublienko N.O., Salavor O.M., Togachynska O.V., Nychyk O.V. Effective municipal waste management in the EU: experience for Ukraine 352

Вискушенко Д.А., Никитюк Ю.А. Екосистемні послуги як інструмент екологічного обґрунтування управлінських рішень у сфері поводження з відходами 357

Вінтоняк Н.В. Відходи нафтовидобувної промисловості як чинник антропогенної трансформації ландшафтів Івано-Франківської області 363

Гурський І.М., Парубок В.О. Оцінка структурно-функціональної трансформації фітоценозів у зоні впливу полігону твердих побутових відходів 369

Козаченко Т.П. Алгоритми формування екологічно орієнтованої моделі удосконалення системи управління відходами в Україні 374

Максимова Н.М., Железняк Є.М., Петрушина Г.О., Мацак А.О. Еколого-економічні аспекти управління відходами гірничо-збагачувальних комбінатів на основі операцій їх відновлення як будівельного ресурсу 384

Sorochynska O.L. Resource-efficient methods of managing waste from the destruction of transport infrastructure under sustainable development conditions 389

Trofimov I.L., Pavliukh L.I., Iavniuk A.A., Hrushak Z.V., Frolov V.F. Evaluation of waste-to-fuel potential in Ukraine 399

ВІДОМОСТІ ПРО АВТОРІВ 406

CONTENTS

RECREATIONAL ACTIVITY.....9

Bondar O., Ivanenko I., Shevchenko R., Lysiuk O., Alimenko O. Scientific justification of a methodological approach to pricing policy formation for recreational activities on Kyiv's water bodies.....9

Kropyvka S. Ecological assessment of the recreational and tourism potential of the Lviv agglomeration.....16

ENVIRONMENTAL SAFETY.....21

Kuryliuk O. Investigation of the electrochemical generation of active chlorine in a diaphragm electrolyzer with a flow-through anode chamber.....21

Tytarenko A., Makieiev P. Environmentally sustainable management of multilayer polymer packaging waste in the context of resource conservation.....25

Chaika V., Grygorieva L. Ecological and Economic Assessment of the Use of a Hybrid Solar Power Plant and its Impact on the Environment of the City of Mykolaiv.....33

Shevchenko N., Ponikarchyk S. Ecological and Technological Foundations for Minimizing the Negative Impact of Livestock Waste on the Environment during Biocomposting.....38

ECOLOGICAL STABILITY OF INTRODUCED SPECIES.....43

Ivashchenko I., Tymoshchuk T., Bacalova A., Kotyuk L. Resistance of introduced Asteraceae species to phytopathogens and phytophagous insects under introduction conditions in the Central Polissia Region of Ukraine.....43

ENVIRONMENTAL MONITORING.....50

Kahukina A., Patseva I., Herasymchuk L., Valerko R. Monitoring environmental changes in the context of global anthropogenic impact: an analysis of key indicators.....50

Kalyn B., Ivakha A. Geoinformation monitoring of compliance with anthropogenic load standards for forest and water resources.....54

ENVIRONMENTAL CONSEQUENCES OF MILITARY OPERATIONS.....60

Gladchuk M., Markiv V., Markiv B., Bodnar O., Horyn O., Zhyrska H., Herts N., Herts A., Kononchuk O. Assessment of soils affected by military actions and selection of their further use: a review and conceptual model.....60

Demchuk L., Rudyshyn S., Uvaeva O., Nonik L., Ustymenko V., Alpatova O., Rusetska N. The use of artificial intelligence and unmanned aerial vehicles for humanitarian demining as a means of environmental conservation.....73

Krupiei K. Spatial Assessment of Soil Phytotoxicity in the Detonation Zone of a Guided Aerial Bomb (Zaporizhzhia, Ukraine).....79

ECOLOGY OF NATURE RESERVE FUND OF UKRAINE.....87

Martyn A., Hunko L., Kolhanova I. Criteria for classifying protected areas and sites within Ukraine's Nature reserve fund.....87

Morozova T., Kovhan Ya., Herasymenko M. Spatiotemporal parameterization of a potential collision risk model for bird fauna in mountainous wind energy areas.....99

Rymaruk P., Sirenko A. Fauna and ecology of Apidae (Apoidea, Hymenoptera, Insecta) of Verkhovynskyi National Nature Park.....110

ATMOSPHERIC ECOLOGY.....119

Kolisnyk A., Hrabko N., Khrapun M. A study of the environmental risk to life expectancy among the population of Ternopil based on the 'dose-effect' relationship in the context of atmospheric pollution.....119

BIODIVERSITY CONSERVATION.....126

Vysochin D., Gorban V., Voronova N. Comprehensive Assessment of Biodiversity and Ecological Stability of Forest Ecosystems in the Forest-Steppe Zone (Case Study of the Branch «Myrhorod Forestry»).....126

ISSN: 2306-9716 (Print), ISSN: 2664-6110 (Online)

Zelenchuk I. Construction technogenesis as a factor of landscape transformation 133

ECOLOGY OF PRODUCTION 140

Naumov Ya. Environmental assessment and resource valorisation of stone-processing slurry from the Holovyne deposit 140

ECOLOGY OF WATER RESOURCES 145

Hnativ I. Sediment Yield Dynamics Along the Dniester River and in Its Tributary Drainage Basins 145

Kravchenko O., Kobylianskyi V., Markina L. Spatial classification and integrated ranking of sources of chemical, biological and radiological-nuclear loading on a reservoir used as a drinking water source 151

Magas N. Spatiotemporal Variability of the Optical State of the Tyligul and Berezan Limans: Ecological Interpretation of Satellite Observations, 2018–2025 159

Pasichnyk M., Hryhoriichuk V. Historical Methods of Water Retention in the World's River Valleys 174

Pohrebnyi A., Yakovlev V., Tsurkan O., Oliinyk N., Dmytrenko T. Hydrogeological and water chemistry aspects of developing requirements for mineral waters from challenging water-bearing fields 183

Fedenko Yu.M. Environmental aspects of water treatment at modern industrial energy facilities 196

Shekk P., Motorna T. The efficiency of using biomeliorator fish (Hypophthalmichthys molitrix, and the hybrid of H. molitrix + H. nobilis) to reduce organic pollution in the Danubian lakes 200

Yamborak R., Krachan T., Plahtiy D. Comparative ecological and chemical assessment of total water hardness in local water supply sources 208

ECOSYSTEM ECOLOGY 212

Martynenko V. Conceptual and methodological foundations for assessing successional processes in disturbed ecosystems 212

ECOLOGY OF LAND RESOURCES 216

Krainiukov O., Kryvytska I., Filatov V. Chemical-biological discrepancy index as a tool for integrated ecotoxicological assessment of soils 216

Kucherenko M. Diagnostics of Agro-Landscape Soil Phytotoxicity in Areas of Intensive Airborne Industrial Pollution 225

Parakhnenko V., Mandebura S. Soil science approaches to environmental certification of soils: assessment of quality, environmental risks, and sustainability of land use 230

Tarariko O., Ilienko T., Vasiliev D., Bilokin O. Integrated system of satellite indicators of desertification and land degradation in the agricultural landscapes of Ukraine 235

ECOLOGY OF FOREST ECOSYSTEMS 244

Bevziuk Yu., Sirenko A. Scolytinae (Curculionidae, Coleoptera, Insecta) of forest ecosystems in Verkhovynsky National Nature Park in the context of the causes of mass spruce forest dieback 244

Lavrinenko V. Monitoring-based assessment of floristic diversity in the forest fund of the north-eastern part of Zhytomyr region 250

Solomko V. Formation and Structural Transformation of Woody Detritus in the Forest Ecosystems of the Komoryshche Nature Reserve 256

ECOLOGY OF THE PLANT WORLD 263

Ohilko S. Spatial heterogeneity of ruderal flora and invasive plants along the M-05 highway within Cherkasy Region 263

Pesternikov V., Sukhodolska I. The Role of Plant Communities in Riparian Buffer Strips in Regulating Pollutant Inflow into Aquatic Ecosystems 269

ECOLOGY OF URBANIZED ECOSYSTEMS 274

Vasylenko O. Urban-Ecological Assessment of Functional Zones in the City of Berdychiv Based on a Complex of Indicators Regarding the State of Green Spaces and Atmospheric Air 274

Vovk M. Transformation of the biotic potential of urban soils under different greening types and anthropogenic load 280

Hryhorash S. Taxonomic composition of tree plantings in Uman and its ecological significance……284

Imamov V. Impact of Rainfall and Surface Runoff on the Migration and Accumulation of Petroleum Products in the Soil Cover of Urbanized Areas……289

Korduba I., Zhukova O., Prokopenko I., Terendii Ya. Justification of Water Protection Measures to Ensure the Sustainability of Urban Ecosystems: The Case of the City of Kyiv……294

Melnyk B. Ecological and Biological Characteristics of Growth and Development of *Juglans regia* L. in the Urban Environment of the Right-Bank Forest-Steppe of Ukraine……301

Perepelytsia M. Ecological assessment of the condition of coniferous plantations in urbanized landscapes……306

CLIMATE CHANGE……311

Shevchuk L., Herasymchuk O., Shevchuk A. Invasive species *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771) in freshwater ecosystems in the context of climate change and water scarcity……311

THEORETICAL ECOLOGY……315

Butko V., Trembitskyi D. Analysis of the impact of liquid waste storage tanks on environmental components……315

Voloshyn V., Klenin O. Informational and dynamic features of the human ecosystem on the verge of the agrarian revolution……320

Hnatiuk N. Retrospective analysis for 2009–2019 of the ecological and hydrogeological condition of artesian well no. 468 re (Kryve Ozero) and a forecast of its present-day state……328

Dubliak A., Riznychuk N. Long-term dynamics of morphometric and reproductive traits of *Arnica montana* L. of different geographical origin under ex situ conditions……335

Maslov O. Secondary palaeoecological analysis of Upper Cretaceous foraminiferal data from Volyn-Podillia……340

Myronova I., Lomazov P. Public environmental engagement in strategic environmental assessment: methodological foundations for substantiating sustainable environmental protection decisions……347

WASTE MANAGEMENT……352

Bublienko N.O., Salavor O.M., Togachynska O.V., Nychyk O.V. Effective municipal waste management in the EU: experience for Ukraine……352

Vyskushenko D., Nykytiuk Yu. Ecosystem services as a tool for environmental substantiation of management decisions in waste management……357

Vintoniak N. Oil Extraction Industry Waste as a Factor in the Anthropogenic Transformation of Landscapes in the Ivano-Frankivsk Region……363

Hurskyi I., Parubok V. Assessment of the Structural and Functional Transformation of Phytocenoses in the Impact Zone of a Municipal Solid Waste Landfill……369

Kozachenko T. Algorithms for developing an ecologically oriented model to improve the waste management system in Ukraine……374

Maksymova N., Zhelezniak Ye., Petrushyna H., Matsak A. Environmental and economic aspects of waste management at mining and concentration complexes based on their recycling as a construction resource……384

Sorochynska O.L. Resource-efficient methods of managing waste from the destruction of transport infrastructure under sustainable development conditions……389

Trofimov I.L., Pavliukh L.I., Iavniuk A.A., Hrushak Z.V., Frolov V.F. Evaluation of waste-to-fuel potential in Ukraine……399

AUTHORS' CREDENTIALS……406

ISSN: 2306-9716 (Print), ISSN: 2664-6110 (Online)

РЕКРЕАЦІЙНА ДІЯЛЬНІСТЬ

УДК 339.138:338.5:379.84
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.6-69.1

НАУКОВО-ЕКОЛОГІЧНЕ ОБҐРУНТУВАННЯ МЕТОДИКИ ФОРМУВАННЯ ЦІНОВОЇ ПОЛІТИКИ РЕКРЕАЦІЙНОЇ ДІЯЛЬНОСТІ НА ВОДНИХ ОБ'ЄКТАХ МІСТА КИЄВА

Бондар О.І. (orcid.org/0000-0002-4488-2282),
Іваненко І.Б. (orcid.org/0009-0000-6173-4858),
Шевченко Р.Ю. (orcid.org/0000-0002-7528-6184),
Лисюк О.Г. (orcid.org/0009-0009-6399-5889),
Аліменко О.Ю. (orcid.org/0009-0000-0101-4891)
Державна наукова установа «Інститут екологічного відновлення та розвитку України»
вул. Митрополита Василя Липківського, 35, корп. 2, 03035, м. Київ
dnu_iev@ukr.net

Окреслені наукові підходи щодо формування економічно виваженої системи природокористування (визначення плати) за рекреаційне використання водних об'єктів у межах м. Києва. Це зумовлено необхідністю вдосконалення механізмів управління територіями водного фонду в умовах зростання рекреаційного навантаження, розвитку туристичної інфраструктури та посилення вимог щодо охорони водних екосистем. Здійснено аналіз нормативно-правових засад використання водних об'єктів для організації відпочинку населення та здійснення господарської діяльності у рекреаційній сфері.

Запропоновано інновації щодо оцінювання вартості рекреаційних послуг, що ґрунтуються на використанні фактичних даних договірних відносин у сфері організації короткострокового відпочинку на водних об'єктах. Для обґрунтування розрахункових показників застосовано методи статистичного узагальнення, порівняльного аналізу та математичного моделювання. Означені базові параметри, що впливають на розмір плати за використання рекреаційних територій та акваторій, а також розроблено порядок їхньої інтеграції до єдиної системи розрахунків.

Особливу увагу приділено врахуванню природоохоронної складової під час формування вартості рекреаційних послуг. Запропоновано механізм включення до структури платежів витрат, пов'язаних із підтриманням належного екологічного стану територій, контролем рекреаційного навантаження, моніторингом якості води та забезпеченням збереження екосистемних функцій водних об'єктів. Такий підхід сприяє поєднанню економічних інтересів користувачів із завданнями екологічної безпеки та сталого природокористування.

Отримані результати формують наукове підґрунтя для вдосконалення практики управління рекреаційними ділянками на водних об'єктах, підвищення прозорості розрахунків, уніфікації підходів до встановлення плати та забезпечення ефективного використання природних ресурсів територіальної громади міста Києва. Запропоновані методичні положення можуть бути використані при підготовці управлінських рішень, розробленні локальних нормативних документів і вдосконаленні економічних механізмів регулювання рекреаційної діяльності. *Ключові слова:* рекреаційна діяльність, водні об'єкти, цінова політика, рекреаційне природокористування, посадкове місце рекреанта, природоохоронний сервісний модуль, водний фонд міста Києва.

Scientific justification of a methodological approach to pricing policy formation for recreational activities on Kyiv's water bodies. Bondar O., Ivanenko I., Shevchenko R., Lysiuk O., Alimenko O.

The article is devoted to the development of scientific approaches to establishing an economically justified pricing framework for recreational activities conducted on water bodies within the city of Kyiv. The relevance of the study is determined by the need to improve management mechanisms for water fund territories under conditions of increasing recreational pressure, expanding tourism infrastructure, and strengthening environmental requirements for the protection of aquatic ecosystems. The research analyzes the regulatory and legal foundations governing the use of water bodies for public recreation and recreational business activities.

The study proposes an approach to the valuation of recreational services based on empirical data derived from contractual arrangements related to the organization of short-term recreation on water bodies. Statistical generalization, comparative analysis, and mathematical modeling methods were applied to substantiate the proposed calculation indicators. Key parameters influencing the pricing of recreational land and water-use facilities were identified, and a procedure for their integration into a unified calculation system was developed.

Particular attention is given to incorporating environmental considerations into the pricing structure of recreational services. A mechanism is proposed for including expenditures associated with maintaining the ecological condition of recreational areas, regulating recreational pressure, monitoring water quality, and preserving ecosystem functions of aquatic environments. Such an approach facilitates the integration of economic interests with the principles of environmental safety and sustainable natural resource management.

© Бондар О.І., Іваненко І.Б., Шевченко Р.Ю., Лисюк О.Г., Аліменко О.Ю., 2026
Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY 4.0

The obtained results provide a scientific basis for improving the management of recreational zones located on water bodies, enhancing transparency in pricing procedures, standardizing payment calculation approaches, and ensuring the efficient use of natural resources owned by the territorial community of Kyiv. The proposed methodological provisions can be applied in the preparation of managerial decisions, the development of local regulatory instruments, and the improvement of economic mechanisms for regulating recreational activities. *Key words:* recreational activities, water bodies, pricing policy, recreational natural resource management, recreational user seat, environmental service module, Kyiv water fund.

Постановка проблеми. Актуальність дослідження. Водні об'єкти відіграють важливу роль у формуванні рекреаційного потенціалу великих міст. Київ, розташований у долині річки Дніпро, має значну кількість природних та штучних водойм, які використовуються для відпочинку населення, туризму, водного спорту та інших видів рекреаційної діяльності. Ефективне використання цих ресурсів вимагає належного правового регулювання та формування чіткої системи договірних зобов'язань між органами місцевого самоврядування, суб'єктами господарювання та іншими учасниками рекреаційної діяльності. Організація рекреаційної діяльності на водних об'єктах пов'язана з необхідністю забезпечення балансу між економічними інтересами розвитку туристичної та рекреаційної інфраструктури і вимогами охорони навколишнього природного середовища.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Дослідження виконане в контексті реалізації положень Водного кодексу України, Закону України «Про охорону навколишнього природного середовища», Рішення Київської міської ради від 22.01.2009 № 38/1093 «Про використання земель водного фонду та прибережних захисних смуг у м. Києві», завдань міських програм щодо охорони, раціонального використання та відновлення водних ресурсів столиці, виконання науково-дослідної роботи виконана на замовлення Комунального підприємства «Плесо» – оператора земель водного фонду м. Києва [17].

Аналіз останніх досліджень і публікацій свідчить, що проблематика економічного регулювання рекреаційної діяльності на водних об'єктах перебуває на стику теорії екосистемних полуг зеленої економіки, природокористування, рекреаційної географії та управління водними ресурсами. Значний внесок у дослідження питань оцінювання рекреаційного потенціалу територій, економічних механізмів природокористування та формування засад сталого розвитку рекреаційних зон здійснили Вороний Г. О. [2], Галушкіна Т. П. [3], Дерипаско Г. В. [4], Ткаченко О. М. [19], Шульга М. В. [21], та інші науковці [1, 5]. Водночас питання наукового обґрунтування єдиної методики формування цінової політики рекреаційної діяльності на водних об'єктах великих міст, зокрема з урахуванням екологічних, соціально-економічних та організаційно-правових чинників, залишаються недостатньо дослідженими та потребують подальшого наукового опрацювання.

Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Незважаючи на наявність досліджень у сфері рекреаційного природокористування [6–8] та економічного регулювання використання водних ресурсів, недостатньо опрацьованими залишаються питання формування науково обґрунтованої методики визначення вартості рекреаційних послуг на водних об'єктах із урахуванням договірних відносин, рекреаційної ємності територій, екологічних чинників та особливостей функціонування водних рекреаційних комплексів. Саме розробленню такого методичного підходу до формування цінової політики рекреаційної діяльності на водних об'єктах міста Києва присвячена дана стаття.

Новизна. Розроблені та науково обґрунтовані методики формування цінової політики рекреаційної діяльності на водних об'єктах міста Києва, що базується на запровадженні нових наукових дефініцій, використанні параметричного і кореляційного аналізу договірних відносин та врахуванні природоохоронного сервісного модуля при визначенні вартості рекреаційних послуг.

Методологічне або загальнонаукове значення. У науково-дослідній роботі знайшли подальший розвиток наукові підходи до економічної оцінки рекреаційного використання водних об'єктів шляхом поєднання правового, економічного, статистичного та еколого-орієнтованого інструментарію для формування обґрунтованої системи ціноутворення у сфері рекреаційного природокористування.

Викладення основного матеріалу. Наукове обґрунтування методики формування цінової політики рекреаційної діяльності на водних об'єктах міста Києва ґрунтується на пропозиціях із вдосконалення понятійно-категоріального апарату. Запроваджені в обіг нові наукові дефініції, а саме: «Акваторіально-територіальний рекреаційний комплекс (АТРК)» [20], «Посадкове місце рекреанта», «Посадкове місце рекреанта на суші», «Посадкове місце рекреанта на водному дзеркалі (воді)», «Природоохоронний сервісний модуль (ПСМ)», «Рекреаційна ємність АТРК».

Основою правового регулювання використання водних об'єктів, зокрема в м. Києві, є Водний кодекс України. Він визначає правові засади управління водними ресурсами, порядок їх використання та охорони. Важливу роль відіграє також Земельний кодекс України [16], який регулює використання земель водного фонду. До нормативно-правових актів, що визначають правила використання водних ресурсів для рекреаційної діяльності, належать також закони України «Про охорону навколишнього природного середовища» [13], «Про туризм» [15], «Про

благоустрій населених пунктів» [9], «Про природно-заповідний фонд України» [14]. Водний кодекс України визначає два основних види використання водних ресурсів: загальне та спеціальне водокористування [12]. Загальне водокористування передбачає безоплатне використання вод громадянами для задоволення особистих потреб [11]. Спеціальне водокористування та прилеглих земельних ділянок здійснюється суб'єктами господарювання на підставі дозволів [10].

Договірні відносини у сфері використання водних об'єктів є ключовим інструментом регулювання господарської діяльності. Сторонами таких договорів можуть виступати органи місцевого самоврядування, державні органи управління водними ресурсами, суб'єкти господарювання, туристичні організації та інвестори. Договір дозволяє визначити: права та обов'язки сторін, порядок використання водного об'єкта, фінансові умови, відповідальність сторін, механізми контролю за виконанням умов договору.

Особливостями використання водних об'єктів у м. Києві та організації рекреаційної діяльності передбачає використання значної кількості водних об'єктів: річки Дніпро, численних заток, островів та міських озер. Важливим завданням міської влади є створення сучасної рекреаційної інфраструктури, яка включає облаштування пляжів, велосипедних маршрутів, зон відпочинку та спортивних майданчиків [11].

Аналіз договірних зобов'язань сторін щодо фіксації організації рекреаційної діяльності ґрунтується на положеннях Рішення Київської міської ради від 22.01.2009 р. № 38/1093 «Про використання земель водного фонду та прибережних захисних смуг у м. Києві» (далі – Рішення), зокрема п. 6 [18]. Відповідно до цього рішення що оператору земель водного фонду м. Києва КП «Плесо» дозволяється розміщувати на термін до одного року плавзасобів на водних об'єктах та тимчасових споруд в межах прибережних захисних смуг у відповідності до укладених угод на їх розміщення до затвердження виконавчим органом Київською міською військово-цивільною адміністрацією відповідних схем облаштування.

Для проведення розрахунків вартості такого розміщення одного рекреанта запропоновано використовувати термін «посадкове місце рекреанта на суші» як елементу, що входить до складу тимчасових споруд у прибережних захисних смугах, або пов'язаний з їх функціонуванням, та являє собою спеціально облаштоване місце, де рекреант розміщується для відпочинку або розваг в межах акваторіально-територіального рекреаційного комплексу (АТРК), а також термін «посадкове місце рекреанта на водному дзеркалі (воді)» як конструктивно передбачену позицію на плавзасобі (лодки, каяки, сапборди, каное, байдарки) на водних об'єктах, у межах якого розміщується рекреант для відпочинку або розваг. Такі посадкові місця, не є окремими об'єктами, а входять до складу тимчасових споруд у прибережних захисних смугах та плавзасобів на водних об'єктах, які, в свою чергу, використовуються відповідно до укладених угод на їх розміщення.

Для реалізації вище зазначених нормативно-правових положень рекреаційної діяльності на воді, а також для наукового обґрунтування методики формування цінової політики рекреаційної діяльності на водних об'єктах м. Києва проведений параметричний та кореляційний аналіз договірних зобов'язань суб'єктами господарювання у сфері рекреаційної діяльності на водних об'єктах м. Києва та виконання узагальнення відповідної інформації.

Параметричний аналіз договорів з визначеною кількістю об'єктів рекреаційної діяльності включає таку вихідну інформацію: номер договору, дата, час його дії; місце організованого короткострокового відпочинку (уточнені геопрострові дані за допомогою картографічних сервісів інтернету: GoogleMaps, Google Earth та WikiMapia); кількість об'єктів рекреаційної діяльності; розмір плати за послуги у договорах про фіксацію організації рекреаційної діяльності, грн.; розмір плати за послуги фіксації договору на місяць, грн.; кількість посадкових місць та вартість одного місця за діючим договором, грн [17].

Для визначення вартості одного посадкового місця на місяць за середнім розрахунковим показником в гривнях було побудовано графік (Рис. 1). Він демонструє пряму залежність (кореляцію) між кількістю посадкових місць та вартістю окремого договору на місяць.

Для встановлення вартості рекреаційної послуги необхідно врахувати коефіцієнти, які обґрунтовують ціну посадкового місця у залежності від їх розташування, економічної, екологічної, соціальної та ринкової цінності рекреаційних об'єктів. Для правильності їх розрахунку необхідно проводити натурні обстеження на всіх відповідно зазначених у цих договорах об'єктах рекреаційного призначення. Оскільки провести такі всеосяжні обстеження під час військового стану не має можливості, для розрахунків використано обрахунок вартості одного посадкового місця на місяць, як середній розрахунковий в гривнях, що відображено на графіку (Рис. 1). Коефіцієнт кореляції в даному розрахунку відображається формулою:

$$K_{вартість} = n / P = 400 / 26000 = 0,0154, \qquad (1)$$

де: n – кількість посадкових місць, P – вартість договору на місяць відповідно до кривої графіку функції в точці на прямій: $n = 400, P = 26000$.

При кореляційному аналізі договорів з обмеженими вихідними даними (відсутність кількості об'єктів рекреаційної діяльності) складена таблиця з наступних компонентів: наскрізна нумерація; номер договору; дата укладання та термін дії; визначення місця організованого короткострокового відпочинку; кількість місяців дії договору; плата за місяць, грн.; розмір плати за послуги у договорах про фіксацію організації рекреаційної діяльності, грн; кількість

посадкових місць на суші, одиниць (визначається за графіком, рисунок 1); вартість одного посадкового місця на місяць розрахована, 65 грн [17].

Кореляційний аналіз виконується, враховуючи дані рис. 2, який складається із двох ортогональних осей: вартості одного посадкового місця на місяць та вартості послуг в межах договору на місяць. Червоною лінією визначена середня вартість одного посадкового місця на місяць для всіх локацій 65 грн.

Для визначення вартості одного посадкового місця на місяць відповідно до діючих договорів на підставі розрахунків викладених в таблицях використано формулу:

$$P_{\text{місця}} = \frac{P_1}{n \cdot m} \quad (2)$$

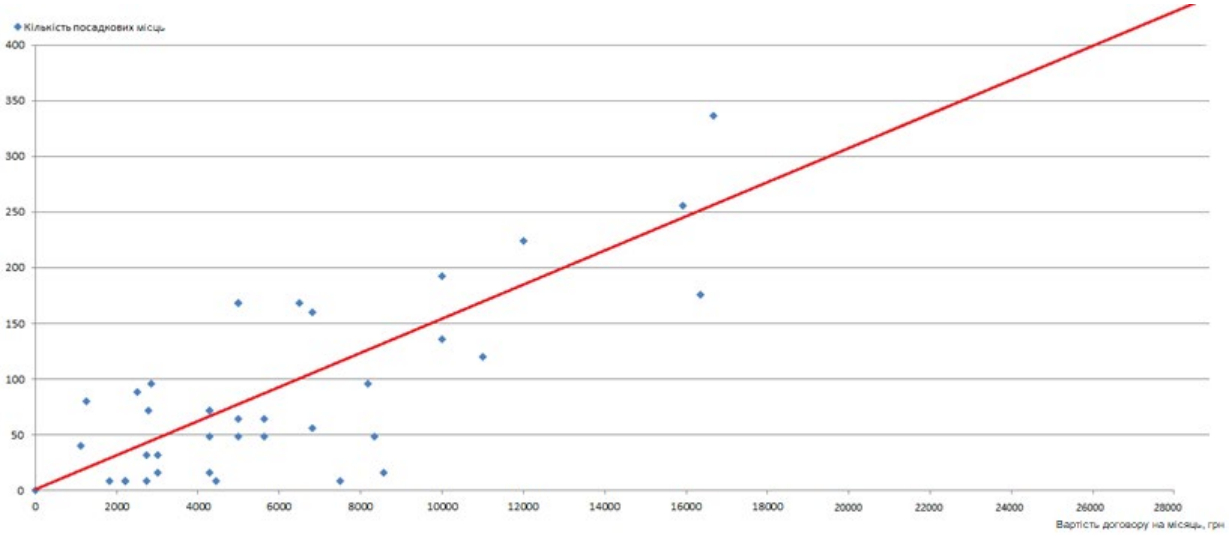


Рис. 1. Графік визначення вартості одного посадкового місця на місяць за середнім розрахунковим показником в гривнях

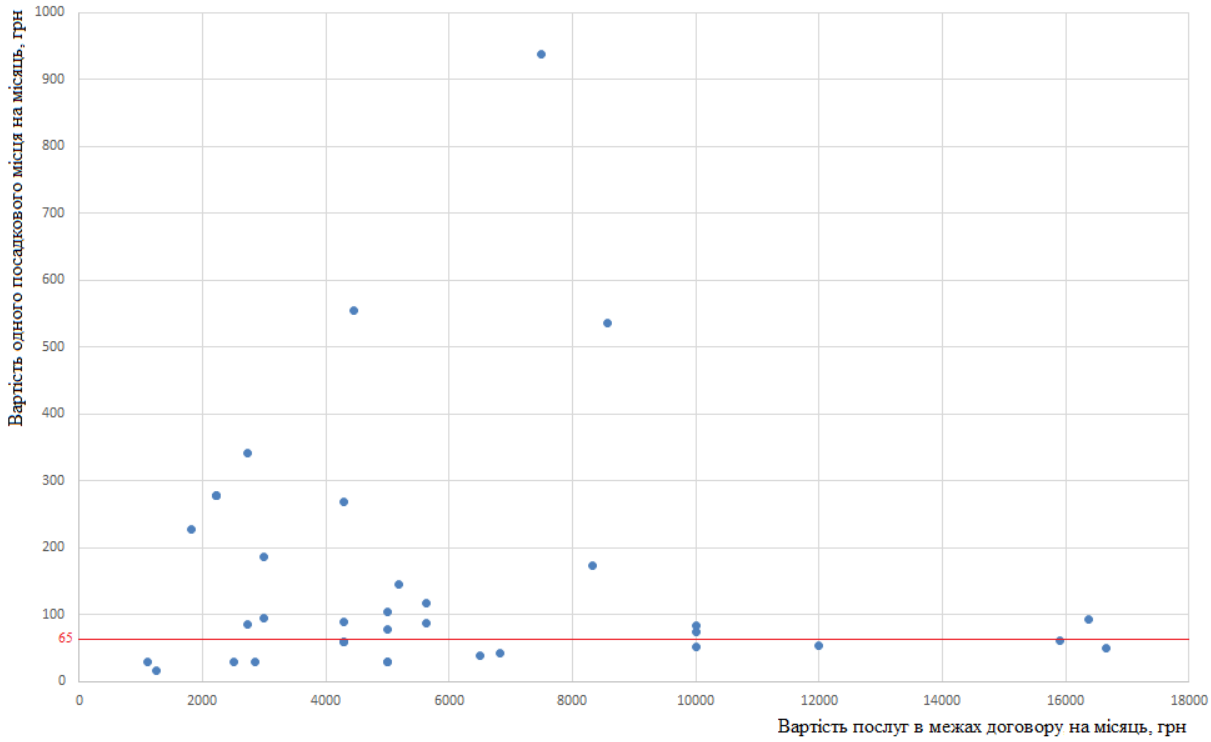


Рис. 2. Відображення вартості одного посадкового місця на місяць

ISSN: 2306-9716 (Print), ISSN: 2664-6110 (Online)

де: P_1 – розмір плати за послуги у договорах про фіксацію організації рекреаційної діяльності, грн; n – кількість посадкових місць, одиниць; m – кількість місяців дії договору, грн.

Щоб показати не лише формулу, а й сам обрахунок 65 грн, беремо фактичні значення з звідної таблиці (вартість одного посадкового місця по кожному договору). Спочатку для кожного договору розраховується:

$$P_i = P_1/(n*m) \quad (3)$$

Наступним важливим завданням наукового обґрунтування методики формування цінової політики рекреаційної діяльності на водних об'єктах м. Києва є формулювання методологічних засад визначення вартості посадкового місця на воді. З метою забезпечення єдиного підходу до формування базової плати для всіх видів рекреаційних об'єктів, незалежно від місця їх розташування, сезонності використання або індивідуальних особливостей конкретної локації, розрахунок вартості одного посадкового місця здійснюється шляхом приведення базового помісячного показника до єдиного календарного розрахункового періоду. За основу приймається повний календарний рік, який становить 12 місяців. Річна нормативна вартість одного посадкового місця визначається за формулою:

$$P_{річна} = P_{місця} \times 12 \quad (5)$$

де: $P_{річна}$ – річна нормативна вартість одного посадкового місця, грн; $P_{місця}$ – середня вартість одного посадкового місця на місяць, грн. Підставляючи статистично обґрунтоване значення, отримуємо:

$$P_{річна} = 65* 12 = 780 \text{ грн} \quad (6)$$

Таким чином, річна нормативна вартість одного посадкового місця становить 780 грн. Отримане значення є результатом математичного приведення середньомісячної вартості посадкового місця до повного календарного циклу використання та формує універсальний нормативний показник, який може застосовуватися незалежно від фактичного строку використання конкретного рекреаційного об'єкта.

Використання саме річного нормативного показника 780 грн для посадкових місць на воді обумовлено особливостями господарського використання водних об'єктів м. Києва та необхідністю приведення всіх розрахунків до єдиного базового стандарту.

На відміну від посадкових місць, розташованих на суші, посадкові місця на воді мають вищу економічну цінність та характеризуються специфічними особливостями використання. До основних факторів, що визначають підвищену економічну цінність посадкових місць на воді, належать: обмеженість придатних акваторій для організації рекреаційної діяльності; висока сезонна концентрація попиту на використання водних об'єктів; підвищена інтенсивність використання у період активного рекреаційного сезону; наявність додаткового рекреаційного потенціалу, пов'язаного з доступом до водного середовища; необхідність утримання берегозахисної, причальної та іншої інженерної інфраструктури; додаткові витрати на забезпечення безпеки перебування відвідувачів на воді; витрати на підтримання належного санітарного, технічного та екологічного стану акваторій; необхідність проведення регулярного моніторингу безпечності використання водних об'єктів.

Крім того, водні об'єкти мають значно вищу рекреаційну привабливість та ринкову цінність, порівняно з аналогічними об'єктами, розташованими виключно на суші, що безпосередньо впливає на економічну доцільність використання таких територій суб'єктами господарювання. Саме з урахуванням зазначених факторів для водних об'єктів застосовується не помісячний показник, а приведений річний нормативний показник, сформований шляхом капіталізації базового помісячного значення. Застосування річного нормативного показника дозволяє: уніфікувати порядок розрахунку плати для всіх категорій рекреаційних об'єктів; виключити залежність базового тарифу від сезонних коливань; забезпечити стабільність та прогнозованість розрахунків; виключити суб'єктивність під час визначення вартості; забезпечити прозорість застосування розрахункової методики; створити рівні економічні умови для всіх суб'єктів господарювання; забезпечити захист економічних інтересів територіальної громади.

Отриманий нормативний показник 780 грн використовується як базова величина при визначенні розміру плати за розміщення посадкових місць на водних об'єктах. Розрахунок базової плати здійснюється за формулою:

$$P_{води} = 780 \times n \times m \times K_{інф} \quad (7)$$

де: $P_{води}$ – базова плата за розміщення посадкових місць на воді, грн; 780 – нормативна річна вартість одного посадкового місця, грн; n – кількість посадкових місць; m – кількість розрахункових місяців фактичного використання; $K_{інф}$ – коефіцієнт інфляції. У 2025 році коефіцієнт інфляції становить 1,086.

Таким чином, для кожного конкретного договору кінцевий розмір плати визначається з урахуванням фактичної кількості посадкових місць, строку використання водного об'єкта та коригування на інфляційні процеси. Вартість одного посадкового місця на воді у розмірі 780 грн отримана не довільно, а шляхом математичного приведення статистично обґрунтованої середньомісячної вартості одного посадкового місця 65 грн до єдиного річного нормативного показника: 65 грн × 12 місяців = 780 грн. Зазначений показник сформований на підставі аналізу фактичних даних чинних договорів, математичної обробки статистичної вибірки, економічного аналізу особливостей використання водних рекреаційних об'єктів

та застосування єдиного нормалізованого підходу до розрахунку.

У зв'язку з викладеним, показник 780 грн за одне посадкове місце на воді, є статистично репрезентативним, економічно обґрунтованим, математично підтвердженим та може використовуватися як єдина базова розрахункова величина для визначення плати за розміщення посадкових місць на водних об'єктах рекреаційного призначення.

Виходячи з того, що середня вартість посадкового місця на суші на місяць становить 65 грн, тоді вартість посадкового місця на воді на місяць становить 780 грн, виходячи з формули: $n / P_{(місця)} * 12$.

Формули розрахунку розміру базової плати за розміщення посадкових місць з врахуванням коефіцієнта інфляції на рік становить, грн:

$$\begin{cases} P(суші) = 65*n*m*1{,}086 \\ P(воді) = 780*n*m*1{,}086 \end{cases} \quad (8)$$

де: $P_{(суші)}$ / $P_{(воді)}$ – вартість посадкових місць на суші/воді, 65 (середня вартість посадкового місця на суші на місяць) n – кількість посадкових місць, m – кількість розрахункових місяців (12 місяців на суші/5 місяців на воді), *1,086* – коефіцієнт інфляції.

В результаті розрахунків складена зведена таблиця розрахунку базової плати за розміщення посадкових місць на суші складається з наступних компонентів: наскрізна нумерація; номер договору (зазначено в документах); дата укладання та термін дії (зазначено в документах); визначення місця організованого короткострокового відпочинку; кількість посадкових місць на суші, одиниць (альтанки); кількість місяців для розрахунку (1 рік – 12 місяців); вартість одного посадкового місця на суші на місяць розрахована, грн; вартість всіх посадкових місць на суші на місяць, грн.

При розрахунку вартості посадкових місць необхідно включати також природоохоронний сервісний модуль, який враховує кількість посадкових місць та загальні природоохоронні заходи на кожному об'єкті. Природоохоронний сервісний модуль (далі – ПСМ) враховує наступні складові: контроль за дотриманням режиму території; забезпечення дотримання правил поведінки під час перебування на рекреаційному об'єкті; дотримання благоустрою на рекреаційному об'єкті; інтеграції екологічних стандартів у договірні відносини; контроль за потоком рекреантів та дотриманням нормативів якості води; екосистемні послуги, завдяки природним властивостям водойми; підтримка екологічної рівноваги.

Ураховуючи недостатньо досліджений характер складових ПСМ, для виконання завдань наукової роботи пропонується використати наступну формулу розрахунку вартості:

$$P_{(ПСМ)} = k * [(P_{ПСМ\ на\ суші}) + (P\ ПСМ\ на_{\ воді})], \quad (9)$$

де: k =0,1.

Вартість ПСМ визначається науковим припущенням допустимих значень до 10 % від вартості базової ціни всіх посадкових місць рекреаційної зони на водному об'єкті.

Розроблена методика розрахунку дозволяє визначити економічно обґрунтовану систему ціноутворення для рекреаційної діяльності на водних об'єктах. Вона враховує витрати на інфраструктуру, рекреаційне навантаження, попит, сезонність та екологічні фактори.

У результаті проведених наукових досліджень та математичних обрахунків, які представлені на графіку рис. 1 виявилося, що є великий діапазон значень вартості посадкових місць без урахування наступних коефіцієнтів: попиту, ландшафтності, привабливості. Обґрунтування необхідності цих показників знайшло відображення у наступному математичному апараті.

Для обґрунтування вартості ПСМ необхідно застосовувати адаптивне моделювання, що має бути предметом подальших наукових досліджень оскільки загальна сума визначається значенням до 10 % від вартості базової ціни. Математично це визначається методом вагових коефіцієнтів. Формула вартості ПСМ на суші $(Ц_{суші})$ складається з контролю поведінки та благоустрою:

$$(Ц_{суші}) = P * \sum_{k=5}^{n} (k_1 + k_2 + k_3), \quad (10)$$

де: P – базова вартість рекреаційної послуги, а коефіцієнти становлять: (k_1) – контроль правил поведінки (патрулювання); (k_2) – дотримання екостандартів у договорах (юридичний супровід); (k_3) – витрати на забезпечення екорівноваги (наприклад, відновлення флори, екостежок).

У формулу вартості ПСМ на воді $(Ц_{води})$ додаються специфічні витрати на екологічний моніторинг акваторії та оцінку ступеня деградації (антропогенного навантаження) на природні ресурси:

$$(P_{води}) = P * \sum_{k=5}^{n} (k_A + k_Б + k_В + k_Г + k_Д), \quad (11)$$

де: S – базова вартість рекреаційної послуги, а коефіцієнти становлять: (k_A) – забезпечення правил поведінки на воді та екологічна безпека; ($k_Б$) – забезпечення екостандартів та технічних вимог безпеки до плавзасобів; ($k_В$) – екологічний моніторинг та контроль якості води (лабораторні аналізи, проби, додаткові дослідження на замовлення тощо); ($k_Г$) – оплата екосистемних послуг (забезпечення природного очищення водойоми, озонування води, відновлення біоресурсів тощо); ($k_Д$) – витрати на підтримку екологічної рівноваги (зариблення, моніторинг стан дна водойми тощо).

Якщо певний чинник не використовується (наприклад, не потрібен аналіз води на сухопутній ділянці), його відсоток перерозподіляється на «Благоустрій» або «Екосистемні послуги», але сума завжди залишається в межах не більше 7 %. На суші дорожче коштуватиме фізичне утримання території – k_2, на воді буде

технічний моніторинг її стану – $k_в$. Вартість ПСМ враховуватиме, як бізнес-інтереси так і природні властивості об'єкту рекреаційної діяльності.

Висновки. У результаті проведеного дослідження здійснено наукове обґрунтування методики формування цінової політики рекреаційної діяльності на водних об'єктах міста Києва, яка базується на поєднанні правових, економічних та екологічних підходів до використання водних ресурсів. Удосконалено понятійно-категоріальний апарат сфери рекреаційного природокористування шляхом запровадження нових наукових дефініцій, зокрема «посадкове місце рекреанта», «рекреаційна ємність АТРК» та «природоохоронний сервісний модуль».

На підставі параметричного та кореляційного аналізу чинних договорів про фіксацію організації рекреаційної діяльності на водних об'єктах м. Києва визначено середню вартість одного посадкового місця на суші у розмірі 65 грн на місяць та обґрунтовано нормативний показник вартості одного посадкового місця на воді у розмірі 780 грн на рік. Запропонований підхід дозволяє уніфікувати порядок розрахунку плати за використання рекреаційних об'єктів, забезпечити прозорість механізму ціноутворення та створити рівні економічні умови для суб'єктів господарювання.

Важливим елементом розробленої методики є впровадження природоохоронного сервісного модуля, який враховує витрати на екологічний моніторинг, підтримання належного санітарного стану акваторій, екосистемні послуги та заходи із забезпечення екологічної безпеки. Це дозволяє інтегрувати природоохоронні вимоги до системи формування вартості рекреаційних послуг та сприяє реалізації принципів сталого використання водних ресурсів.

Перспективи використання результатів дослідження. Запропонована методика може бути використана органами місцевого самоврядування, оператором земель водного фонду м. Києва та іншими суб'єктами управління рекреаційними територіями для вдосконалення договірних відносин, підвищення ефективності використання водних об'єктів та забезпечення балансу між економічними інтересами розвитку рекреаційної інфраструктури й завданнями охорони навколишнього природного середовища.

Конфлікт інтересів: автор Бондар О.І. є головним редактором журналу. Для забезпечення незалежності редакційного процесу рукопис розглядався уповноваженим редактором, який не перебував у підпорядкуванні автора та не мав конфлікту інтересів. Автор не брав участі у відборі рецензентів, процесі рецензування та прийнятті рішення щодо публікації статті. Рукопис пройшов стандартну процедуру подвійного сліпого рецензування.

Література

1. *Алгоритмічний підхід до вирішення логічних задач в екологічній економіці* / А. Р. Гальперіна та ін. Харків. 2026. 190 с.
2. *Вороний Г. О.* Математичні методи оптимізації використання рекреаційних площ мегаполіса. Київ, 2024. 205 с.
3. *Галушкіна Т. П.* Зелена економіка та сталий розвиток рекреаційних зон. Одеса. Фенікс. 2024. 320 с.
4. *Дерипаско Г. В.* Математика та логіка: структурні моделі алгоритмізації. Харків: Школа. 2024. 215 с.
5. *Дискретна математика та алгоритмічні структури в економіці* / за ред. С. В. Сироти. Львів, 2024. 340 с.
6. *Дорош О. С.* Моніторинг та оцінка земель водного фонду в умовах цифровізації. Київ: Медінформ, 2024. 290 с.
7. *Економіко-математичні методи і моделі: економетрика та алгоритмізація* / О. В. Кузьменко та ін. Суми, 2024. 380 с.
8. *Зайченко Ю. П.* Математичні основи інтелектуальних систем ціноутворення. Київ: Наукова думка, 2022. 335 с.
9. *Закон України «Про благоустрій населених пунктів»* від 06.09.2005 № 2807-IV (в редакції 2024 р.).
10. *Закон України «Про земельний кадастр»* від 07.07.2011 № 3613-VI (в редакції 2025 р.).
11. *Закон України «Про оренду землі»* від 06.10.1998 № 161-XIV (зі змінами 2023–2025 рр.).
12. *Закон України «Про основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2030 року»* від 28.02.2019 № 2697-VIII (ред. 2024 р.).
13. *Закон України «Про охорону навколишнього природного середовища»* від 25.06.1991 № 1264-XII (ред. 2024 р.).
14. *Закон України «Про природно-заповідний фонд України»* від 16.06.1992 № 2456-XII (в редакції від 08.01.2025).
15. *Закон України «Про туризм»* від 15.09.1995 № 324/95-ВР (в редакції від 2024 р.).
16. *Земельний кодекс України:* Кодекс від 25.10.2001 № 2768-III (в редакції від 01.01.2025).
17. *Наукове обґрунтування методики формування цінової політики рекреаційної діяльності на водних об'єктах міста Києва:* звіт про НДР (заключний). Державна наукова установа «Інститут екологічного відновлення та розвитку України»/ науковий керівник Лисюк О. Г. Київ, 2025. 56 с.
18. Рішення Київської міської ради від 22.01.2009 р. № 38/1093 «Про використання земель водного фонду та прибережних захисних смуг у м. Києві». URL: http://consultant.parus.ua/?doc=05DMKA1080 (дата звернення: 12.06.2026).
19. *Ткаченко О. М.* Математичні моделі прийняття рішень у природокористуванні : монографія. Київ, 2023. 340 с.
20. *Шевченко Р. Ю.* Науково-практичне обґрунтування ціноутворення рекреаційної одиниці послуг на водних об'єктах міста. *Екологічні науки. 2025. № 3 (66).* С. 56-62. URL:https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.3-66.7
21. *Шульга М. В.* Правові проблеми екологізації земельного законодавства України / монографія. Харків, 2023. 330 с.

Дата першого надходження статті до видання: 29.09.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 04.11.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 23.11.2026

УДК 502.131.1 (477.83)
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.6-69.2

ЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА РЕКРЕАЦІЙНО-ТУРИСТИЧНОГО ПОТЕНЦІАЛУ ЛЬВІВСЬКОЇ АГЛОМЕРАЦІЇ

Кропивка С.Й. (orcid.org/0000-0002-8095-276X)
Львівський національний університет ветеринарної медицини та біотехнологій імені С.З. Ґжицького
вул. Володимира Великого, 1, 80381, м. Дубляни
spivak.krop@gmail.com

У статті здійснено комплексне узагальнення екологічних передумов, сучасного використання та обмежень рекреаційно-туристичного потенціалу Львівської агломерації на основі матеріалів кваліфікаційного дослідження. Актуальність проблеми визначається поєднанням значної концентрації населення, туристичних об'єктів і транспортної інфраструктури зі збереженими лісопарковими, водними та природоохоронними комплексами. Метою роботи є оцінювання природно-рекреаційних ресурсів, територіальних відмінностей у рекреаційному навантаженні та визначення напрямів екологічно збалансованого управління рекреацією. Застосовано описово-аналітичний, порівняльно-географічний, системний і структурно-функціональний підходи, узагальнення літературних матеріалів та орієнтовних характеристик інтенсивності використання різних типів територій. Встановлено, що природний каркас агломерації формують Брюховицькі ліси, Винниківський лісопарк, парки Львова, водойми та прилеглі природні ландшафти. При цьому рекреаційне освоєння має нерівномірний характер: концентрація відвідувачів є найвищою у міських парках і на популярних маршрутах, тоді як менш освоєні приміські території мають резерви для регульованого відпочинку. У вихідних матеріалах орієнтовне навантаження для міських парків становить 30–60 осіб/га, для лісопаркових зон – 10–25, приміських лісів – 5–15, прибережних територій – 15–30 осіб/га. Ці інтервали використано для порівняльної характеристики, а не як нормативи допустимої місткості або результати суцільних натурних вимірювань. Визначено основні ризики: витоптування рослинності, ущільнення ґрунту, накопичення відходів, погіршення стану малих водних об'єктів і шумове навантаження. Запропоновано функціональне зонування, розосередження потоків, екологічний моніторинг, відновлення водних екосистем, розвиток екостежок, удосконалення систем водовідведення та координацію дій територіальних громад. Практичне значення результатів полягає у формуванні системи пріоритетів для управління рекреаційними територіями з урахуванням природоохоронних обмежень. Перспективою подальших досліджень є верифікація орієнтовних оцінок шляхом сезонних польових спостережень і просторового картографування рекреаційних потоків. *Ключові слова:* Львівська агломерація, рекреаційно-туристичний потенціал, рекреаційне навантаження, екологічний каркас, водні ресурси, зелені зони, сталий туризм, екологічний моніторинг.

Ecological assessment of the recreational and tourism potential of the Lviv agglomeration. Kropyvka S.
The article provides an integrated assessment of the environmental conditions, spatial patterns of use and management constraints of recreational and tourism resources in the Lviv agglomeration, based on the materials of an academic qualification study. The relevance of the research is related to the coexistence of intensive urban development, concentrated tourist infrastructure and ecologically valuable forests, parks, water bodies and protected landscapes. The objective is to characterize the resource potential, compare recreation pressure across different landscape types and substantiate directions for environmentally balanced planning. The study employs descriptive analysis, comparative geographical assessment, systems thinking, structural interpretation and synthesis of available literature and the source study's indicative visitor-density ranges. Forest and park landscapes surrounding Lviv, including the Briukhovychi forests, the Vynnyky forest-park and urban green spaces, form the core of the recreational environmental network. However, access, visitor demand and infrastructure are distributed unevenly. Indicative pressure reported in the underlying study ranges from 30 to 60 persons per hectare in urban recreational parks, 10 to 25 in forest parks, 5 to 15 in suburban forests and 15 to 30 near recreational water bodies. These figures are interpreted solely as indicative comparative estimates rather than verified carrying-capacity thresholds or standardized field measurements. Potentially adverse impacts include vegetation trampling, soil compaction, litter accumulation, disturbance of habitats, noise and degradation of small aquatic systems. The findings highlight a spatial mismatch between the largest tourist concentrations and the environmental resilience of individual destinations. The proposed management framework combines functional zoning, redistribution of visitor flows, environmentally sensitive trail design, waste management, wastewater treatment, restoration of water-related habitats, continuous monitoring and cooperation among municipalities. Special attention is paid to coordinated catchment-level measures for small rivers and recreational reservoirs, since pressure generated upstream may reduce water quality in downstream leisure areas. The practical contribution is a hierarchy of management priorities that can support planning at the agglomeration level and local community level. Future work should test the reported indicative pressure ranges through repeated seasonal observations, assess site-specific environmental carrying capacity and map the spatial distribution of recreational activity. *Key words:* Lviv agglomeration, recreation and tourism potential, recreation pressure, green infrastructure, water resources, sustainable tourism, environmental monitoring.

Постановка проблеми. Рекреаційно-туристичний потенціал урбанізованих територій визначається не лише кількістю привабливих локацій, а й спроможністю природних комплексів зберігати екологічні функції за умов систематичного відвідування. Зростання просторової доступності відпочинкових зон сприяє

© Кропивка С.Й., 2026
Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY 4.0

соціально-економічному розвитку, проте одночасно підсилює конфлікт між інтересами рекреаційного освоєння та збереженням природного середовища. Особливої ваги це набуває для великих міських агломерацій, де зелені території виконують також санітарно-гігієнічні, кліматорегулювальні й природоохоронні функції [1, 2].

Львівська агломерація характеризується поєднанням історико-культурної спадщини центрального міста, розвинутої інфраструктури, приміських лісів, паркових зон і водних об'єктів. За матеріалами вихідного дослідження її площа становить близько 3596,8 км², до складу входять 18 територіальних громад; наведена в роботі оцінка населення – приблизно 1,05 млн осіб – стосується початку 2022 року. Таке зосередження людських і господарських ресурсів визначає високий попит на доступні місця відпочинку, але також зумовлює нерівномірний антропогенний вплив.

Науково-практичне завдання полягає у переході від простого переліку туристичних об'єктів до екологічно аргументованої оцінки їх використання. Для територіального планування важливо одночасно враховувати цінність ресурсів, ступінь інфраструктурного освоєння, чутливість ландшафтів, сезонність навантаження та можливості міжмуніципальної взаємодії. Без такої системи розширення туристичної діяльності здатне погіршувати саме ті природні характеристики, що формують рекреаційну привабливість території.

Актуальність дослідження. Актуальність дослідження. В умовах посилення урбанізаційних процесів, зростання антропогенного навантаження та необхідності збереження природних екосистем особливого значення набуває екологічна оцінка рекреаційно-туристичного потенціалу територій. Львівська агломерація характеризується значною концентрацією природних, історико-культурних і рекреаційних ресурсів, які створюють сприятливі передумови для розвитку різних видів туризму та відпочинку. Водночас інтенсивне використання рекреаційних територій супроводжується нерівномірним розподілом туристичних потоків, зростанням навантаження на зелені зони, водні об'єкти та природоохоронні території, що може призводити до погіршення їхнього екологічного стану. У зв'язку з цим актуальним є комплексне оцінювання рекреаційно-туристичного потенціалу Львівської агломерації, виявлення основних екологічних ризиків та обґрунтування напрямів раціонального використання рекреаційних ресурсів. Результати такого дослідження мають важливе практичне значення для забезпечення екологічно збалансованого розвитку туристично-рекреаційної діяльності та збереження природного середовища регіону.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Теоретичні засади дослідження природно-рекреаційних ресурсів розглянуто у працях В. Р. Монастирського [3] та О. О. Бейдика [4]. У цих підходах природний потенціал розуміють як поєднання ресурсної забезпеченості, територіальних умов і придатності ресурсів для конкретних форм відпочинку. І. В. Кравцова обґрунтовує особливості садово-паркових комплексів як антропогенних ландшафтів [2, с. 38–41], що важливо під час дослідження зелених зон великих міст.

Екологічний вимір рекреаційної діяльності представлено в роботах О. Ю. Дмитрука [5], А. П. Голода та З. П. Новосад [6, с. 84–88]. Значну увагу дослідники приділяють зв'язку між туристичним освоєнням, впливом на природні системи й необхідністю природоохоронних управлінських заходів. Методичні аспекти оцінювання ресурсного потенціалу рекреаційного туризму висвітлено К. О. Бабіковою [7].

Локальний контекст забезпечують публікації, присвячені Брюховичам і Яворівщині [8; 9, с. 59–62]. Вони дають змогу врахувати неоднорідність природних умов та рекреаційної інфраструктури в межах Львівського регіону. Утім регіональні описи ресурсів не завжди поєднуються з порівнянням рекреаційного навантаження за функціональними типами територій і з формулюванням єдиних принципів екологічного управління агломерацією.

Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Недостатньо систематизованими залишаються питання просторового розподілу рекреаційного навантаження між міським ядром та приміською зоною, взаємозв'язку туристичного використання з екологічною вразливістю локальних екосистем, а також практичної координації природоохоронних дій між громадами. Окремою методичною проблемою є розмежування орієнтовних експертно-аналітичних оцінок та результатів стандартизованого інструментального моніторингу. Саме з урахуванням зазначених обмежень у статті інтерпретовано матеріали дипломної роботи.

Новизна. Набуло подальшого розвитку комплексне оцінювання рекреаційно-туристичного потенціалу Львівської агломерації з урахуванням екологічного стану природних комплексів, просторової диференціації рекреаційного навантаження та антропогенних чинників. На основі узагальнення природно-ресурсних характеристик території визначено основні екологічні обмеження її рекреаційного використання та обґрунтовано пріоритетні напрями оптимізації туристично-рекреаційної діяльності на засадах сталого природокористування.

Методологічне або загальнонаукове значення. Мета дослідження – здійснити комплексну екологічну оцінку рекреаційно-туристичного потенціалу Львівської агломерації, визначити територіальні відмінності використання основних природних ресурсів, охарактеризувати екологічні ризики та обґрунтувати пріоритети сталого управління. Для досягнення мети систематизовано склад ресурсів, зіставлено

характер навантаження на типові рекреаційні території, проаналізовано можливі наслідки інтенсивного відвідування та сформовано комплекс організаційних і природоохоронних заходів.

Інформаційну основу становили теоретичні положення, оглядові матеріали, систематизовані характеристики природних комплексів та узагальнення, наведені у дипломній роботі «Екологічна оцінка рекреаційно-туристичного потенціалу Львівської агломерації» (2026). Об'єктом аналізу є рекреаційно-туристичний потенціал агломерації як територіальна система взаємодії природних, історико-культурних та інфраструктурних компонентів. Предметом – екологічні обмеження і наслідки його використання.

Використано системний підхід, описово-аналітичний метод, порівняльно-географічне зіставлення, структурно-функціональну характеристику та узагальнення екологічних ризиків. Рівні навантаження зіставляли за п'ятьма типами рекреаційних територій: лісопарки, приміські ліси, гірські території Карпатського напряму, прибережні локації та урбанізовані рекреаційні зони. Карпатський напрям включено як порівняльний регіональний контекст; його не слід ототожнювати з адміністративними межами Львівської агломерації.

Числові інтервали щільності відвідувачів перенесено з аналітичної таблиці вихідної роботи без довільного уточнення. Оскільки вихідні матеріали не містять єдиного протоколу польового обліку, географічних координат усіх ділянок та похибок оцінювання, ці величини розглядаються як орієнтовні порівняльні характеристики. Вони не є встановленими нормативами рекреаційної місткості або свідченням статистично підтвердженої динаміки.

Виклад основного матеріалу. Основу екологічного каркасу Львівської агломерації утворюють взаємопов'язані зелені й водні території. Брюховицькі ліси та Винниківський лісопарк створюють умови для пішохідних і велосипедних маршрутів, короткотривалого оздоровчого відпочинку й екологічної освіти. Стрийський парк, регіональний ландшафтний парк «Знесіння» та інші зелені простори забезпечують повсякденну рекреацію, водночас підтримуючи мікрокліматичну регуляцію та середовища існування живих організмів.

Важливими елементами екологічного каркасу є природоохоронні комплекси Розточчя та суміжні з агломерацією території, зокрема Яворівський національний природний парк. На відміну від звичайних місць масового відпочинку, такі об'єкти потребують диференційованого режиму доступу відповідно до їх природоохоронного статусу. Просте збільшення потоку відвідувачів не може вважатися універсальним показником ефективності використання ресурсного потенціалу [5; 6, с. 84–88].

Водна компонента представлена річкою Полтвою та системою малих річок, ставків і водойм у приміській зоні. Значення цих об'єктів визначається не лише перспективами дозвілля, а й їх гідрологічними та екосистемними функціями. Вихідне дослідження окремо привертає увагу до екологічних проблем Щирецького водосховища й пов'язаних із ним водотоків. Розвиток відпочинкової інфраструктури на таких об'єктах має залежати від підтвердженого стану якості води, а не лише від транспортної доступності чи попиту.

Історико-культурні ресурси центрального міста формують додаткову привабливість агломерації. Проте концентрація туристичних сервісів і маршрутів у Львові сприяє диспропорції між центральними та периферійними локаціями. Це відкриває можливості для формування регульованих коротких маршрутів у прилеглих громадах за умови, що рекреаційне освоєння не призводитиме до фрагментації екологічного каркасу.

Оцінка інтенсивності рекреаційного використання виявляє суттєву диференціацію між типами територій. Найбільше навантаження в орієнтовній класифікації характерне для міських парків, де поєднуються висока доступність, регулярність відвідувань і різноманітні форми дозвілля. Для лісопарків та приміських лісів характерні нижчі інтервали щільності, але їх екологічна вразливість може зростати внаслідок сезонної концентрації відвідувачів на вузьких маршрутах.

Просте зіставлення кількості відвідувачів на гектар не враховує природної стійкості окремих ділянок. Так, ґрунти на схилах, заболочені землі, місця зростання рідкісних рослин і прибережні екотони можуть пошкоджуватися навіть за порівняно невеликого відвідування. Тому під час встановлення практичних обмежень необхідно поєднувати відомості про інтенсивність рекреації з показниками стану рослинності, ґрунту, води та місць існування тварин [5; 6, с. 84–88].

Таблиця 1

Основні складові рекреаційно-туристичного потенціалу

Складова потенціалу	Основні об'єкти або характеристики	Екологічне значення / обмеження
Лісові території	Брюховицькі ліси, Винниківський лісопарк	Очищення повітря, збереження оселищ; ризик витоптування
Міські зелені зони	Стрийський парк, парк «Знесіння», інші парки	Повсякденний відпочинок; локальне перевантаження
Водні ресурси	Малі річки, ставки, приміські водойми	Рекреаційна функція залежить від якості води
Природоохоронні комплекси	Розточчя, Яворівський НПП та суміжні території	Збереження біорізноманіття; регульована доступність
Культурно-історична спадщина	Історичний центр Львова, пам'ятки громад	Висока туристична привабливість; концентрація потоків

 ISSN: 2306-9716 (Print), ISSN: 2664-6110 (Online)

У лісопаркових зонах відвідувачі концентруються на стежках, поблизу місць відпочинку й транспортних під'їздів. Повторюване механічне пошкодження поверхні ґрунту спричиняє зменшення проєктивного покриття трав'яної рослинності та ущільнення верхніх горизонтів. На схилах такі процеси можуть підсилювати поверхневий стік і локальну ерозію. У приміських лісах додатковим ризиком стають неорганізовані пікніки, розведення вогнищ та накопичення сміття. Прибережні території зазнають сезонного навантаження. Збільшення кількості відпочивальників без достатньої санітарної інфраструктури може супроводжуватися погіршенням якості води, пошкодженням рослинності берегів і засміченням. У водних системах із малим водообміном негативні наслідки посилюються через надходження забруднень із прилеглих ділянок та upstream-частин басейну. Тому природоохоронні заходи повинні охоплювати не лише рекреаційну пляжну смугу, а й відповідний водозбір.

Транспортне забезпечення туризму також має екологічну складову. Концентрація індивідуальних автомобілів поблизу рекреаційних об'єктів збільшує локальні викиди, шумове навантаження та потребу в облаштуванні стоянок, які часто витісняють зелені площі. Зменшення цих ризиків можливе через розвиток громадського транспорту, пішохідних та велосипедних підходів до рекреаційних зон [6, с. 84–88].

Важливо розмежовувати безпосередню дію відвідувачів і непрямі ефекти туристичної інфраструктури. До першої групи належать витоптування, засмічення й порушення режиму охорони, до другої – утворення стічних вод, збільшення споживання енергії, фрагментація природних територій забудовою та транспортними комунікаціями. Саме сукупна дія чинників формує екологічний ризик, а не окрема кількість туристів. Першочерговим інструментом управління є функціональне зонування. У межах зон інтенсивного використання допустимі облаштовані пішохідні маршрути та рекреаційні майданчики; у зонах регульованого використання доцільне спрямування потоків визначеними стежками; у найбільш чутливих природних комплексах необхідні сезонні або постійні обмеження доступу згідно з чинним природоохоронним режимом. Зонування слід розглядати як гнучку систему, що уточнюється на основі моніторингу.

Другий напрям – екологізація рекреаційної інфраструктури. Для зниження механічного впливу необхідні маршрутні позначення, настили на вразливих ділянках, облаштовані місця короткочасного відпочинку, сміттєзбірні системи та належне санітарне забезпечення. При цьому створення нових об'єктів інфраструктури має спиратися на попередню оцінку природних обмежень, а не стимулювати стихійне розростання забудови. Третій напрям пов'язаний з охороною водних екосистем. Для водойм, що зазнають впливу забруднених приток, управління на рівні окремої громади часто виявляється недостатнім. Потрібні комплексний аналіз водозбору, контроль скидів, розширення каналізування населених пунктів, модернізація очисних споруд та відновлення прибережної рослинності. До розвитку водного відпочинку слід переходити після оцінювання екологічної та санітарної безпечності водойми.

Четвертий напрям – розподіл рекреаційного попиту. Розвиток альтернативних відвідуваних локацій у приміських громадах може зменшувати тиск на окремі надмірно популярні парки й маршрути. Водночас перенесення потоків на нові ділянки без попереднього екологічного аналізу не вирішує проблеми, а лише змінює її географію. Тому створення альтернативних маршрутів має супроводжуватися визначенням чутливих біотопів, доступності громадським транспортом і можливості контролю відвідування. П'ятий напрям – створення узгодженої системи спостережень. До мінімального набору показників доцільно включити кількість відвідувачів у пікові дні, ширину та стан стежок, частку деградованого рослинного покриву, наявність відходів, рівень шуму на ділянках інтенсивного використання та якість води в рекреаційних водоймах. Результати спостережень мають бути порівнюваними між сезонами, а вразливі локації – мати власні контрольні ділянки.

Шостий напрям – міжмуніципальна координація. Оскільки зелена та водна мережі виходять за межі окремих адміністративних одиниць, ефективне управління вимагає погоджених рішень щодо маршрутів, відходів, транспортних підходів і збереження екологічних коридорів. Участь місцевих громад і закладів освіти у природоохоронних програмах сприятиме екологічній просвіті, довгостроковому спостереженню та прозорості управлінських рішень [6, с. 84–88; 7].

Запропоновані заходи взаємопов'язані. Наприклад, маркування маршрутів без контролю фактичного навантаження не забезпечує збереження ґрунтового й рослинного покриву; відновлення водойми без модернізації каналізаційної інфраструктури прилеглих населених пунктів може мати лише

Таблиця 2

Порівняльна оцінка рекреаційного навантаження за типами територій

Тип території	Орієнтовне навантаження, осіб/га	Ймовірні екологічні наслідки
Урбанізовані рекреаційні зони (парки Львова)	30–60	Погіршення стану насаджень, шум
Лісопаркові зони	10–25	Витоптування, ущільнення ґрунту
Приміські ліси	5–15	Засмічення, пошкодження підліску
Водні об'єкти та прибережні зони	15–30	Забруднення води й берегів
Гірські території Карпатського напряму*	20–40	Ерозія схилів, порушення екосистем

Примітка: інтервали наведено як орієнтовні за вихідною дипломною роботою; вони не є нормативами екологічно допустимого навантаження. *Карпатський напрям поданий як регіональний порівняльний контекст поза власне агломерацією.

Таблиця 3

Напрями екологічної оптимізації рекреаційно-туристичного використання території

Управлінський напрям	Практичний захід	Очікуваний екологічний результат
Зонування	Розмежування інтенсивного, регульованого й обмеженого використання	Зменшення тиску на чутливі оселища
Маршрутна мережа	Екостежки, позначення маршрутів, локальні настили	Скорочення витоптування та ерозії
Водні ресурси	Контроль стоків, модернізація очищення, відновлення берегів	Поліпшення стану водойм
Управління відходами	Роздільне збирання, регулярне прибирання, просвіта	Зниження засмічення
Моніторинг	Сезонний облік відвідувачів і показників стану екосистем	Своєчасне коригування навантаження
Міжмуніципальна взаємодія	Спільні програми громад і басейнові проєкти	Узгоджене збереження екологічного каркасу

короткочасний ефект. Отже, найбільшу практичну цінність має не ізольоване виконання окремих рекомендацій, а комплексне планування рекреаційної діяльності на рівні агломерації.

Головні висновки. Рекреаційно-туристичний потенціал Львівської агломерації формують взаємопов'язані природні, історико-культурні й інфраструктурні ресурси. Визначальними природними компонентами є міські парки, приміські ліси, лісопарки та водні об'єкти, які забезпечують рекреаційні потреби населення і водночас виконують важливі екосистемні функції.

Використання рекреаційних територій є просторово нерівномірним. Згідно з орієнтовними показниками вихідного дослідження, максимальна концентрація відвідувачів характерна для міських парків (30–60 осіб/га), тоді як у приміських лісах наведені нижчі значення (5–15 осіб/га). Ці інтервали характеризують відмінності інтенсивності використання, але не дозволяють без додаткових польових вимірювань визначати перевищення допустимої екологічної місткості.

Основні ризики пов'язані з ущільненням ґрунту, деградацією рослинного покриву, накопиченням відходів, локальним шумовим навантаженням та погіршенням стану малих водних об'єктів. Найефективніша модель управління передбачає функціональне зонування, облаштування екостежок, контроль якості води, розвиток екологічного транспорту, моніторинг та співпрацю територіальних громад.

Перспективи використання результатів дослідження. Перспективою подальших досліджень є формування мережі репрезентативних пробних ділянок, проведення сезонного обліку відвідувачів, визначення стійкості ґрунтово-рослинних комплексів до витоптування, оцінювання якості води у рекреаційних водоймах і використання геоінформаційних систем для картографування ризиків. Це створить підстави для кількісного обґрунтування локальних меж рекреаційної місткості.

Література

1. Миронов Ю. Б. Свидрук І. І. Туризм як чинник економічного розвитку країни. Науковий вісник НЛТУ України. 2016. Вип. 26.6. С. 255-262. URL: http://nbuv.gov.ua/UJRN/nvnltu_2016_26.6_41
2. Кравцова І. В. Садово-паркові ландшафти як складна генетична група антропогенних ландшафтів. Науковий вісник Чернівецького університету. Географія. 2012. Вип. 633-634. С. 38-41. URL: http://nbuv.gov.ua/UJRN/Nvchnu_2012_633-634_9
3. Монастирський В.Р. Природні ресурси і рекреаційні комплекси світу: навч. посібн. Львів: ННВК «АТБ», 2022. 200 с
4. Бейдик О.О. Рекреаційно-туристські ресурси України: Методологія та методика аналізу, термінологія, районування. К.: Київ. ун-т, 2001.
5. Дмитрук О.Ю. Екологічний туризм: Навч.посібник. Київ:Альтпрес, 2009. 358 с.
6. Голод А. П., Новосад З. П. Екологічна безпека туризму в регіоні: суть та шляхи забезпечення. Науковий вісник НЛТУ. Львів : РВВ НЛТУ України, 2012. Вип. 22.3. С. 84-88.
7. Бабікова К. О. Методичні аспекти оцінювання ресурсного потенціалу рекреаційного туризму в контексті євроінтеграції України. Агросвіт. 2021. № 13–14. URL: http://www.agrosvit.info/pdf/13-14_2021/5.pdf
8. Періг Т. В., Кушнір Л. П., Терлецька О. В. Туристичний розвиток курортного селища Брюховичі поблизу Львова. Професор Ольга Заставецька - вчена, педагог, організатор географічної науки (до 70-ої річниці від дня народження вченої). Тернопіль : ТНПУ ім. В. Гнатюка, 2023. С. 272–275.
9. Філь М. І., Коропецька Т. О. Регіональні аспекти розвитку туристично-рекреаційного комплексу на Яворівщині. Науковий вісник Ужгородського університету. Серія : Економіка. 2016. Вип. 1(2). С. 59–62.

Дата першого надходження статті до видання: 20.10.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 04.11.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 23.11.2026

УДК 504; 628.3
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.6-69.3

ДОСЛІДЖЕННЯ ЕЛЕКТРОХІМІЧНОГО УТВОРЕННЯ АКТИВНОГО ХЛОРУ В ДІАФРАГМОВОМУ ЕЛЕКТРОЛІЗЕРІ З ПРОТОЧНОЮ АНОДНОЮ КАМЕРОЮ

Курилюк О.М. (orcid.org/0009-0000-1385-7458)
Національний університет водного господарства та природокористування
вул. М. Веремчука, буд. 24, 33018, м. Рівне
o.m.kurylyuk@nuwm.edu.ua

Вивчено закономірності електрохімічного утворення активного хлору під час електролізу водних розчинів хлориду натрію в двокамерному діафрагмовому електролізері з проточною анодною камерою. Досліджено вплив концентрації NaCl, густини струму, тривалості електролізу та діафрагмового розділення електродних камер на перебіг процесу та ефективність утворення активного хлору в проточній анодній камері. За концентрацій NaCl 30-45 г/дм^3 вихід активного хлору за струмом становив 5665% при густині струму 4,17 А/дм^2, 43-46 % при 8,33 А/дм^2 та 32-40% при 12,5 А/дм^2. За концентрацій NaCl 120-200 г/дм^3 вихід за струмом досягав близько 73-74%. Експериментальне дослідження проводилось у двокамерному діафрагмовому електролізері з проточною анодною камерою. Як вихідний розчин використовували дистильовану воду з концентрацією NaCl 8,0 г/л. Напруга живлення електролізера становила 24В, витрата розчину через анодну камеру – 82 мл/хв, а відстань між електродами – 153 мм. В якості аноду використовували графіт, в якості катоду – нержавіючу сталь. Анодну та катодну камери розділяли інертною діафрагмою з белтингу. Протягом 6 год електролізу через установлені часові інтервали визначали pH та окисно-відновний потенціал Eh аноліту та католіту, а також фіксували силу струму. Встановлено, що вже на початковому етапі електролізу в анодній і катодній камерах формуються відмінні фізико-хімічні умови. Через 20 хв pH аноліту знизився з 7,62 до 5,97, а Eh підвищився з +231 мВ до +1137 мВ. У католіті за цей самий час pH зріс до 11,93, тоді як Eh знизився до -736 мВ. Максимальне значення Eh аноліту +1203 мВ зафіксовано через 40 хв електролізу. Упродовж досліду сила струму збільшилася з 1,39 до 2,17А. Отримані результати підтверджують роль діафрагмового розділення у формуванні різних кислотно-основних та окисновідновних умов в аноліті й католіті та характеризують перебіг електрохімічного утворення активного хлору в досліджуваній системі. Результати досліджень були використані для визначення режимів роботи діафрагмових електролізерів з проточною анодною камерою для одержання хлорвмісних окисників. *Ключові слова:* водокористування, активний хлор, електроліз, діафрагмовий електролізер, NaCl, аноліт, католіт, густина струму, вихід за струмом, pH, окисно-відновний потенціал, проточна анодна камера.

Investigation of the electrochemical generation of active chlorine in a diaphragm electrolyzer with a flow-through anode chamber. Kuryliuk O.

The study investigates the patterns of electrochemical active chlorine formation during the electrolysis of aqueous sodium chloride solutions in a two-chamber diaphragm electrolyzer. The effects of NaCl concentration, current density, electrolysis duration, and diaphragm separation of the electrode chambers on the process and the efficiency of active chlorine formation were analyzed. At NaCl concentrations of 30-45 g/dm^3, the current efficiency of active chlorine formation was 56-65% at a current density of 4.17 A/dm^2, 43-46% at 8.33 A/dm^2, and 32-40% at 12.5 A/dm^2. At NaCl concentrations of 120-200 g/dm^3, the current efficiency reached approximately 73-74%. The experimental study was conducted in a twochamber diaphragm electrolyzer with a flow-through anode chamber. Distilled water with an NaCl concentration of 8.0 g/L was used as the initial solution. The electrolyzer supply voltage was 24V, the solution flow rate through the anode chamber was 82 mL/min, and the distance between the electrodes was 153 mm. Graphite was used as the anode and stainless steel as the cathode. The anode and cathode chambers were separated by a belting diaphragm. During 6 h of electrolysis, the pH and oxidation-reduction potential of the anolyte and catholyte were determined at specified time intervals, and the current was recorded. It was established that distinct physicochemical conditions in the anode and cathode chambers were formed already at the initial stage of electrolysis. After 20 min, the pH of the anolyte decreased from 7.62 to 5.97, while the Eh increased from +231mV to +1137mV. During the same period, the pH of the catholyte increased to 11.93, whereas the Eh decreased to -736 mV. The maximum anolyte Eh value of +1203 mV was recorded after 40 min of electrolysis. During the experiment, the current increased from 1.39 to 2.17 A. The obtained results confirm the role of diaphragm separation in the formation of different acid-base and oxidation-reduction conditions in the anolyte and catholyte and characterize the course of electrochemical active chlorine formation in the studied system. The results can be used to determine operating conditions for diaphragm electrolyzers intended for the production of chlorine-containing oxidants. *Key words:* active chlorine, electrolysis, diaphragm electrolyzer, NaCl, anolyte, catholyte, current density, current efficiency, pH, oxidation-reduction potential, flow anode chamber.

© Курилюк О.М., 2026
Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY 4.0

1. Вступ

Електрохімічні методи дають можливість здійснювати окисно-відновні перетворення безпосередньо в реакційному середовищі під дією електричного струму. Інтенсивність процесу може регулюватися електричними та конструктивними параметрами електролізера, складом електроліту та умовами масоперенесення [1, 2].

Одним із практично важливих напрямів електрохімічного окиснення є утворення активного хлору з водних розчинів хлоридів. Під час електролізу розчину NaCl на аноді відбувається окиснення хлорид-іонів:

$$2Cl^- \rightarrow Cl_2 + 2e^-$$

У водному середовищі утворений хлор взаємодіє з водою:

$$Cl_2 + H_2O \leftrightarrows HClO + H^+ + Cl^-$$

Хлорнуватиста кислота дисоціює:

$$HClO \leftrightarrows H^+ + ClO^-$$

Співвідношення між хлорвмісними формами залежить, зокрема, від pH середовища [1, 5].

У діафрагмовому електролізері анодна та катодна камери розділені діафрагмою. На катоді відбувається відновлення води:

$$2H_2O + 2e^- \rightarrow H_2 + 2OH^-$$

У результаті в катодній камері формується лужне середовище, тоді як анодна камера є зоною перебігу окисних процесів. Розділення камер обмежує безпосередню взаємодію продуктів електродних реакцій [2, 4].

2. Існуючий стан

Електрохімічне утворення активного хлору залежить від концентрації хлоридів, густини струму, тривалості електролізу, конструкції електролізера, властивостей діафрагми, матеріалу електродів, pH та умов переміщення електроліту [1, 4].

У роботі [4] досліджували двокамерний електролізер з дифузійною UMP20, аніонообмінною МА-41 та катіонообмінною МК-40 мембраною. Електроліз проводили за концентрацій NaCl 30–200 г/дм^3 та густини струму 4,17–12,5 А/дм^2.

Для концентрацій NaCl 30–45 г/дм^3 вихід за струмом становив 56–65 % при густині струму 4,17 А/дм^2, 43–46% при 8,33 А/дм^2 та 32–40% при 12,5 А/дм^2 [4]. За концентрації 120 г/дм^3 вихід становив близько 73%, а при 200 г/дм^3 та густині струму 12,5 А/дм^2 – 73–74% [4].

Наведені результати показують, що зміна густини струму впливає на ефективність утворення активного хлору не ізольовано, а у взаємозв'язку з концентрацією хлоридів. За високих густин струму можуть посилюватися побічні процеси, зокрема подальше окиснення гіпохлоритів [4].

Конструкція діафрагмового електролізера визначає умови розділення анодних і катодних продуктів. Діафрагма дає змогу формувати відмінні умови в аноліті та католіті та окремо характеризувати їх pH і окисно-відновні властивості [2, 4].

3. Механізм утворення активного хлору

Електрохімічне утворення активного хлору починається з анодного окиснення хлорид-іонів. Утворений молекулярний хлор у водному середовищі переходить у взаємопов'язані форми, серед яких HClO та ClO^-. Співвідношення цих форм визначається умовами середовища, насамперед pH [1, 5].

Паралельно в катодній камері відбувається відновлення води з утворенням OH^-. Тому в діафрагмовій схемі аноліт і католіт можуть набувати різних кислотно-основних та окисно-відновних характеристик. Це має значення для перебігу подальших перетворень хлорвмісних сполук.

Кількість речовини, що теоретично може утворитися під час електролізу, пов'язана з кількістю пропущеної електрики відповідно до закону Фарадея. Для оцінювання практичної ефективності процесу застосовують вихід за струмом:

$$\eta = \frac{m_ф}{mT} * 100\%$$

де η – вихід за струмом, %;
$m_ф$ – фактично отримана кількість активного хлору;
mT – теоретично можлива кількість, визначена за кількістю пропущеної електрики.

4. Вплив основних параметрів електролізу

4.1. Вплив концентрації NaCl

Концентрація хлоридів визначає кількість вихідної речовини для анодного утворення хлору. Наведені в [4] результати показують, що за концентрацій NaCl 30–45 г/дм^3 вихід за струмом був нижчим, ніж за концентрацій 120-200 г/дм^3. За достатньо концентрованих розчинів у наведених режимах він досягав приблизно 70–74% [4].

4.2. Вплив густини струму

Для NaCl концентрацією 30–45 г/дм^3 при збільшенні густини струму від 4,17 до 12,5 А/дм^2 вихід за струмом зменшувався з 56–65 до 32–40% [4].

Це показує, що збільшення густини струму саме по собі не гарантує підвищення ефективності утворення цільового продукту.

4.3. Вплив діафрагмового розділення

Розділення анодної та катодної камер дає можливість зменшити безпосереднє змішування продуктів електродних реакцій і формувати відмінні умови в аноліті та католіті [2, 4]. Для процесу утворення активного хлору це має значення через залежність форм хлору від характеристик середовища.

5. Мета та завдання роботи

Мета роботи – дослідження закономірностей електрохімічного утворення активного хлору в діафрагмовому електролізері з проточною анодною камерою та інертною мембраною і визначення зміни фізико-хімічних характеристик аноліту і католіту під час електролізу.

– розглянути механізм електрохімічного утворення активного хлору в проточній анодній камері;

 ISSN: 2306-9716 (Print), ISSN: 2664-6110 (Online)

– встановити характер впливу концентрації NaCl та густини струму на вихід активного хлору за струмом в проточній анодній камері;

– розглянути роль діафрагмового розділення електродних камер;

– визначити зміну pH, Eh та сили струму в аноліті й католіті;

– проаналізувати отримані результати електролізу.

6. Методика досліджень

Для характеристики процесу використано результати досліджень, у яких змінювали концентрацію NaCl, густину струму та конструктивні параметри електролізера [2, 4]. Експеримент проведено у двокамерному діафрагмовому електролізері з проточною анодною камерою.

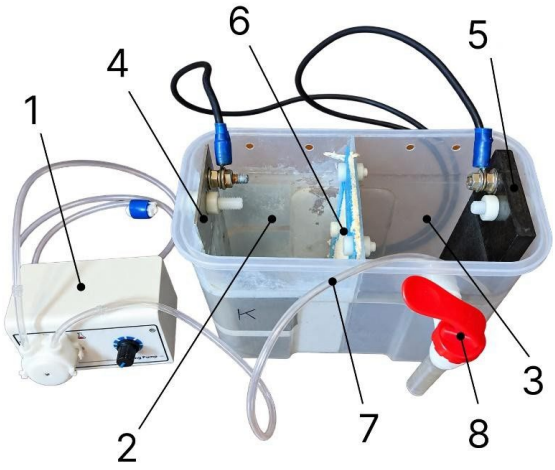


Фото 1. Лабораторна установка з двокамерним діафрагмовим електролізером із проточною анодною камерою, яка використовувалась для досліджень

1. Перистальтичний насос для подачі розчину в анодну камеру
2. Катодна камера електролізера
3. Анодна проточна камера електролізера
4. Катод із нержавіючої сталі
5. Анод із графіту
6. Діафрагма з белтингу
7. Патрубок подачі розчину в нижню частину анодної камери
8. Кран для відбору аноліту з проточної анодної камери

Вихідною водою була дистильована вода з додаванням NaCl до концентрації 8,0 г/л. Напруга живлення становила 24 В, витрата через проточну анодну камеру – 82 мл/хв, відстань між електродами – 153 мм. Анод – графітовий, катод із нержавіючої сталі, міжкамерне розділення виконане за допомогою бельтингу.

Подачу розчину здійснювали перистальтичним насосом. Протягом 6 год через встановлені часові проміжки визначали pH та окисно-відновний потенціал аноліту і католіту та фіксували силу струму.

7. Результати дослідження

7.1. Вихід активного хлору за струмом

Таблиця 1

Значення виходу активного хлору за струмом за різних режимів електролізу [4]

NaCl, г/дм³	j, А/дм²	η, %
30-45	4,17	56-65
30-45	8,33	43-46
30-45	12,5	32-40
120	-	≈73
200	12,5	73-74

Наведені дані свідчать про залежність виходу за струмом від концентрації NaCl та густини струму. При цьому найвищі наведені значення виходу за струмом спостерігалися за вищих концентрацій електроліту.

7.2. Результати експериментального дослідження

Початкові значення pH та Eh в обох камерах становили відповідно 7,62 та +231 мВ. Через 20 хв pH аноліту знизився до 5,97, а Eh підвищився до +1137 мВ. У католіті pH підвищився до 11,93, а Eh знизився до −736 мВ.

Таблиця 2

Основні результати експериментального дослідження

	Аноліт		Католіт		Струм, А
час	pH	Eh	pH	Eh	
0	7,62	231	7,62	231	1,39
20	5,97	1137	11,93	-736	1,42
40	5,81	1203	12,21	-795	1,55
60	6,78	1198	12,42	-834	1,66
80	6,74	1181	12,50	-848	1,78
100	6,80	1178	12,55	-865	1,84
120	6,89	1170	12,60	-881	1,93
140	6,95	1172	12,68	-823	1,94
160	7,03	1164	12,71	-814	1,95
180	7,04	1161	12,74	-806	1,98
200	7,07	1160	12,76	-792	2,02
220	7,16	1154	12,76	-785	2,06
240	7,20	1138	12,78	-780	2,10
260	7,27	1134	12,80	-767	2,10
280	7,28	1137	12,81	-766	2,10
300	7,29	1126	12,82	-758	2,10
320	7,38	1117	12,83	-760	2,10
340	7,51	1113	12,84	-776	2,14
360	7,57	1111	12,86	-780	2,17

7.3. Аналіз результатів

Результати експерименту засвідчують, що в досліджуваній діафрагмовій системі з проточною анодною камерою вже на початковому етапі електролізу формуються відмінні умовив в проточній анодній і катодній камерах. Через 20 хв різниця pH між камерами становила 5,96 одиниці, а різниця Eh – 1873 мВ.

В аноліті в проточній анодній камері одночасно спостерігали зниження pH та різке підвищення Eh, що характеризує формування окисного середовища.

У католіті відбувалося підвищення pH та формування від'ємного Eh. Такий характер змін відповідає розділеному перебігу анодних і катодних процесів у діафрагмовому електролізері [2, 4].

Отримані часові дані характеризують перебіг електрохімічного утворення активного хлору в досліджуваній системі. Водночас умови експерименту відрізняються від режимів, наведених у [4], зокрема концентрацією NaCl і конструкцією електролізера з проточною анодною камерою, тому наведені там значення виходу за струмом не можуть безпосередньо переноситися на досліджувану установку.

8. Висновки

Електрохімічне утворення активного хлору в розчинах NaCl пов'язане з анодним окисненням хлорид-іонів в проточній анодній камері та подальшими перетвореннями хлору у водному середовищі, співвідношення яких залежить, зокрема, від pH.

Зазначено, що концентрація NaCl, проточна анодна камера електролізера та густина струму істотно впливають на вихід активного хлору за струмом. Для NaCl 30-45 г/дм^3 при 4,17 А/дм^2 вихід становив 56–65%, при 8,33 А/дм^2 – 43-46 %, а при 12,5 А/дм^2 – 32–40 %. За концентрацій 120-200 г/дм^3 наведені значення досягали близько 73–74 % [4].

Діафрагмове розділення електродних камер та виконання конструкції електролізера з проточною анодною камерою забезпечує формування різних кислотно-основних та окисно-відновних умов в аноліті й католіті.

За NaCl 8,0 г/л, напруги 24 В і витрати 82 мл/хв через 20 хв pH аноліту становив 5,97, Eh +1137 мВ, а pH католіту – 11,93, Eh −736 мВ. Максимальне значення Eh аноліту +1203 мВ зафіксовано через 40 хв. За 6 год сила струму збільшилася з 1,39 до 2,17 А; pH аноліту після початкового зниження зріс до 7,57, а pH католіту – до 12,86.

Виконання конструкції діафрагмового електролізера з розділенням електродних камер електролізера на проточні анодні камери забезпечує практичне використання досліджених пристроїв- діафрагмових електролізерів для ефективного окислення забруднень в воді, особливо для окислення токсичних нітритів у малотоксичні нітрати, окислення багатокомпонентних залишок нафтопродуктів, СПАР, жирів і продуктів ГМО в системах із комплексами очищення води вищими водними рослинами, зокрема в комплексі з фільтраційно-регенераційними біоплато гідропонного типу (ФРБГТ) [6].

Література

1. Najafinejad M. S., Chianese S., Fenti A., Iovino P., Musmarra D. Application of Electrochemical Oxidation for Water and Wastewater Treatment: An Overview. Molecules. 2023. Vol. 28. 4208. DOI: 10.3390/molecules28104208.
2. Fylypchuk V., Fylypchuk L. Electrochemical water softening in a diaphragm electrolyzer. Eastern-European Journal of Enterprise Technologies. 2017. Vol. 2(6). P. 44–51. DOI: 10.15587/1729-4061.2017.96120.
3. Петрушина Г. О. Електрохімія : навч. посіб. Дніпро : Пороги, 2018. 84 с.
4. Гомеля М. Д., Крижановська Я. П., Пляцук Я. М. Отримання активного хлору та гіпохлориту натрію в закритому електролізері. Вісник НТУУ «КПІ ім. Ігоря Сікорського». Серія «Хімічна інженерія, екологія та ресурсозбереження». 2024. № 4(23). С. 41–48. DOI: 10.20535/2617-9741.4.2024.319015.
5. White G. C. White's Handbook of Chlorination and Alternative Disinfectants. 5th ed. Hoboken, NJ: John Wiley & Sons, Inc., 2010. 1062 p. DOI: 10.1002/9780470561331.
6. Bondar O.I., Kuryliuk O.M., Fylypchuk V.L. New "green" water purification technologies: combined filtration systems using higher aquatic plants with deep electrochemical purification and oxidation with chlorine dioxide. Екологічні науки. 2025. № 3(60). Забезпечення StrikePlagiarism.com від польської компанії Plagiat.pl. ISSN: 2306-9716 (Print) 2664-6110 (Online). DOI: 10.32846

Дата першого надходження статті до видання: 06.10.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 04.11.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 23.11.2026

УДК 502.174.1
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.6-69.4

ЕКОЛОГІЗАЦІЯ ПОВОДЖЕННЯ З ВІДХОДАМИ БАГАТОШАРОВОГО ПОЛІМЕРНОГО ПАКУВАННЯ В КОНТЕКСТІ РЕСУРСОЗБЕРЕЖЕННЯ

Титаренко А.І. (orcid.org/0009-0009-1609-4500),
Макєєв П.В. (orcid.org/0009-0000-0604-1282)
Національний технічний університет «Харківський політехнічний інститут»
вул. Кирпичова,2, 61002, м. Харків
Andrii.Tytarenko@mit.khpi.edu.ua, Pavlo.Makieiev@mit.khpi.edu.ua

Багатошарові полімерні відходи пакування типу «дой-пак» були досліджені з точки зору термічних, механічних та хімічних методів переробки. Цей пакувальний матеріал базується на складних багатокомпонентних структурах з кількох полімерних шарів, алюмінієвої фольги, друкарських фарб та інших адгезивів, що ускладнює розділення відходів та їх утилізацію чи повторне використання. Відходи пакування, використані в цьому дослідженні, містили деякі полімери (кетчуп, згущене молоко, побутова хімія тощо). Були проведені спалювання полімерного компонента, подрібнення разом з електростатичною сепарацією, обробка азотною кислотою та переробка на установці шнекового піролізу. Мікроскопічні методи були застосовані для аналізу морфології отриманого продукту та рівнів його забруднення різними фракціями. Спалювання зменшує фрагменти алюмінієвої фольги, кількість продуктів термічного розкладу та забруднювачів, присутніх на поверхні, залишається, зменшення яких могло бути досягнуто лише після ультразвукового очищення. Подрібнення з подальшою електростатичною сепарацією призводить до утворення полімерних та алюмінієвмісних фракцій; і не дозволяє повністю розділити компонентні шари. Азотна кислота сприяє руйнуванню адгезивного шару, але потребує додаткової механічної дії для розшарування, при цьому гази та стічні води потребують уваги. Шляхом піролізу в поєднанні з низькотемпературним спіканням були виготовлені тверді речовини різної структури, що складаються з вуглецевмісних елементів, шматочків полімерної фольги та металевих елементів тощо. Було виявлено, що розглянуті методи виявляють різну технічну здійсненність та обмеження, так що ефективне управління відходами вимагає кількісної оцінки виходів, чистоти та призначення для подальшого застосування отриманих матеріалів. *Ключові слова:* багатошарове пакування, полімерні відходи, термічна переробка, механічна переробка, хімічна переробка, піроліз.

Environmentally sustainable management of multilayer polymer packaging waste in the context of resource conservation. Tytarenko A., Makieiev P.

Recycling of multilayer polymer packaging (stand-up pouches [Doypack]) employing thermal, mechanical and chemical methods is the issue addressed in the article. Packaging construction is complex - polymer layers, aluminum foil, printing coverages and adhesives prevent materials separation and reuse. Waste left as a result of manufacture of ketchup, condensed milk and other foodstuffs and household chemicals packaging was used in the experiments. Thermal polymer layers removal, followed by mechanical shredding and electrostatic separation, nitric acid treatment as well as pyrolysis in a screw pyrolysis unit were used as proposed recycling steps.

The morphology of fractions was evaluated with microscope. Thermally treated fragments of aluminum foil resulted in polymer decomposition residues of different degree that still remained on the fragments' surfaces. An influence of ultrasonic cleaning for removing visible contamination was negligible. Employing shredding and electrostatic separation gave fractions rich in polymers and enriched in aluminum, still both were contaminated with inclusions when analyzed with microscope. Under the treatment of nitric acid adhesive bonds were disturbed, though separation of layers must be completed with mechanical method of processing. When applied on industrial scale gas emissions and used solutions of nitric acid should be considered. With pyrolysis and low-temperature sintering heterogeneous mixtures of solids with different amounts of carbonaceous formations, fragments of polymers and metals were obtained. Results show, that at given conditions none of the suggested methods result in completely solving the problem of recycling multilayer packaging since they still do not fully separate its components. Further work must be done including determination of yield of the products, purity of produced fractions, aluminum losses and areas of possible application of the recyclates. *Key words*: multilayer packaging, polymer waste, thermal recycling, mechanical recycling, chemical recycling, pyrolysis.

Актуальність дослідження. Багатошарова гнучка полімерна упаковка є одним із найбільш поширених видів пакувальних матеріалів для харчових, фармацевтичних та побутових товарів [1]. Особливе місце серед неї займає упаковка типу дой-пак (Doypack). Конструктивною особливістю такої упаковки є гнучкий багатошаровий матеріал із донною складкою, що забезпечує стійке вертикальне положення упаковки. Такий формат широко застосовується для пакування (консервування) харчових продуктів – кави, чаю, снеків, кормів для тварин, соусів, кондитерських виробів, косметичних та побутових продуктів [2]. Конструкція дой-пак може містити від декількох до багатьох функціональних шарів, які сформовані з різних полімерів, металізованих плівок, алюмінієвої фольги, паперу, бар'єрних матеріалів, друкованих шарів та адгезивів[3, 4].

© Титаренко А.І., Макєєв П.В., 2026
Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY 4.0

Застосування багатошарових структур зумовлене необхідністю одночасного забезпечення механічної міцності, герметичності та бар'єрних властивостей (відносно кисню та водяної пари, захист від світлата продовження терміну його придатності) [5]. У багатошаровій упаковці різні матеріали виконують різні функції. Наприклад, поліетилен та поліпропілен формують герметичні та вологостійкі шари, а поліамід забезпечує механічну міцність, поліетилен терефталат відповідає за структурні та бар'єрні властивості [6]. Подібна функціональна спеціалізація шарів є важливою на етапі виробництва упаковки. Проте вона суттєво ускладнює її переробку після завершення життєвого циклу.

Основна проблема полягає в тому, що дой-пак – це не один полімерний матеріал, а складова несумісних полімерів, які з'єднані адгезивами. Отже, подрібнення та повторне плавлення такої упаковки не забезпечує отримання однорідного вторинного полімеру.

Порівняно з традиційною упаковкою з тими ж функціями, гнучка багатошарова пластикова упаковка характеризується нижчим споживанням енергії у виробництві та зменшеною вагою упаковки [8]. Таким чином, проведення досліджень у даному напрямі є актуальним і спрямоване на визначення найбільш ефективних технологічних підходів до переробки багатошарової полімерної упаковкитипу дой-пак.

Метою роботи було дослідження можливості переробки складного пакування «Дой-пак» з використанням термічних, механічних та хімічних методів розділення. Для досягнення поставленої мети вирішувались наступні задачі:

– дослідити можливості термічного обробки відходів для вилучення алюмінієвої плівки;

– дослідити результати механічних методів підготовки відходів до подальшої переробки;

– проаналізувати ефективність методу розділення компонентів багатошарового пакування з використанням азотної кислоти;

– оцінити можливості переробки відходів за допомогою піролізної установки.

Таким чином, проведення досліджень у даному напрямі є актуальним і спрямоване навизначення найбільш ефективних технологічних підходів до переробки багатошарової полімерної упаковкитипу дой-пак.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Багатокомпонентний склад складної упаковки суттєво ускладнює її переробку після завершення строку використання. Автори роботи [9] встановили можливість переробки багатошарової упаковки з друкованими покриттями на основі поліуретанових фарб. Авторами було запропоновано використання технології селективного розчинення та осадження полімерів. Такий підхід передбачає послідовне вилучення окремих полімерних компонентів. Альтернативним напрямом є хімічне перетворення їх складових на вторинні продукти. В роботі [10] було досліджено можливість переробки двошарової плівки на основі лінійного поліетилену низької щільності та поліетилентерефталату. Авторами було використано метод послідовного гідротермального зрідження. Дана технологія передбачає проведення двох послідовних стадій, що дають змогу окремо переробляти компоненти плівки.

В дослідженні [11] проведено техніко-економічне й екологічне оцінювання пілотної системи переробки таких відходів. Автори розглянули чотири можливі напрями використання вторинної сировини (виготовлення покрівельних плит, пластикових гранул, піддонів і плівкових матеріалів). Результати дослідження дають змогу оцінити потенційні сфери застосування переробленої упаковки.

В роботі [12] було продемонстровано вплив попередньої модифікації поверхні відходів багатошарової гнучкої упаковки на процес їх деламінації.

Однак навіть після механічного розділення або подрібнення багатошарової упаковки отримані полімерні компоненти не завжди можуть бути використані повторно без додаткової обробки. Це пов'язано з відмінностями в їхній хімічній будові та температурних характеристиках.

Зокрема, автори [13] дослідили можливість підвищення якості вторинного матеріалу, отриманого з багатошарових плівок на основі поліетилену та поліаміду, шляхом введення сумісника – поліізопрену, модифікованого малеїновим ангідридом (PI-g-MA). Дослідження було спрямоване на зменшення негативного впливу несумісності полімерних фаз під час механічного рециклінгу. Встановлено, що введення 1,5 % сумісника забезпечувало найкращі результати за показниками механічних властивостей і стійкості до ударного навантаження серед досліджених складів.

Питання якості вторинної сировини було розглянуто в роботі [14]. Була встановлена можливість деламінації відходів багатошарової харчової упаковки з використанням азотної кислоти та оцінили механічні властивості вилучених полімерних матеріалів. Автори встановили, що отримані зразки відрізнялися за міцністю під час руйнування та показниками міцності на розтяг. Результати демонструють, що відновлення полімерів із багатошарової упаковки не гарантує отримання матеріалу з однаковими властивостями, а його подальше застосування має визначатися результатами експериментального оцінювання.

Узагальнений аналіз сучасних підходів до переробки багатошарової упаковки наведено в оглядовій роботі [15]. Автори систематизували основні технологічні проблеми рециклінгу багатошарових упаковок та розглянули наявні альтернативи та перспективи їх подальшого вдосконалення. Особливу увагу приділено складності розділення полімерних шарів,

обмеженням традиційної механічної переробки та необхідності розроблення технологічних рішень.

Таким чином, аналіз наукових праць [9–15] свідчить про наявність декількох перспективних напрямів переробки багатошарової полімерної упаковки. До них можна віднести селективне розчинення й осадження полімерів, хімічне перетворення компонентів, інтенсифікацію деламінації та механічного рециклінгу із застосуванням сумісників.

Матеріали та методи дослідження

Для дослідження використовували відходи виробництва багатошарового пакування кетчупу, згущеного молока, побутової хімії та інших продуктів (рис. 1).

На першому етапі досліджували продукти випалювання пакування на пічній установці, наведеній на рис. 2, яка складалась з обертаючого двигуном барабану (рис. 2а), в який поміщали відходи, герметичного корпусу з димовою трубою (рис. 2б) та горілки (рис. 2в), яка випалювала горючу частину складної упаковки.

На другому етапі досліджували результати переробки пакування механічними методами на лінії переробки, наведеної на рис. 3.

Лінія оснащена подрібнюючим устаткуванням (дробарка, млин) та електростатичного сепаратора, в якому відбувається розділення на метали та пластики подрібнених відходів.



Рис. 1. Зовнішній вигляд відходів багатошарового пакування



а *б* *в*

Рис. 2. Установка для випалювання полімерної складової



Рис. 3. Лінія переробки алюмовмісних відходів

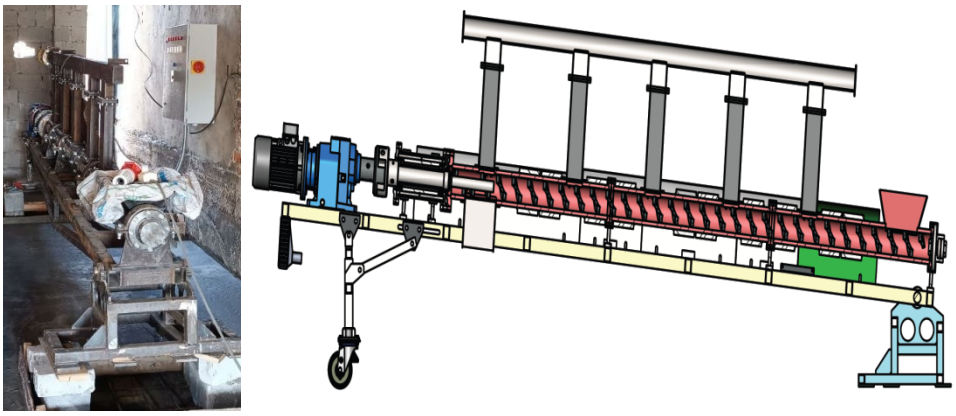


Рис. 4. Шнекова установка для піролізу

На наступному етапі розглядали можливість розділення багатошарового пакування на складові з використанням азотної кислоти.

На завершальному етапі досліджували ефективність переробки відходів на шнековій піроліз ній установці (рис. 4).

Шнекова пролізна установка призначена для перероблення попередньо подрібнених органічних полімерних матеріалів шляхом їх нагрівання та механічного перемішування безпосередньо в робочій порожнині шнекового реактора. У результаті термічного розкладання сировини утворюються піролізний вуглецевий залишок і газоподібні продукти, що дає змогу зменшити обсяг відходів, які потребують подальшого видалення. Основним цільовим продуктом роботи установки є піролізний вуглець, тоді як утворений піролізний газ розглядається як побічний енергетичний ресурс, який передбачено використовувати для забезпечення теплових потреб процесу шляхом спалювання в суміші з природним газом. Конструктивною основою піролізної лінії є шнековий конвеєр із можливістю частотного регулювання швидкості обертання приводного вала мотор-редуктора.

В ході експериментів були отримані продукти вторинної сировини та проаналізовані за допомогою мікроскопічних методів.

Результати дослідження та їх обговорення

Дослідження способу випалювання відходів для вилучення алюмінієвої плівки. В результаті випалювання полімерної складової багатошарової упаковки, відходів пофарбованої фольги виробництва йогуртів та інших алюмінієвовмісних пакувальних відходів на установці, зображеній на рис. 1 були отримані продукти – зола та алюмінієва фольга, наведені на рис. 5.

 ISSN: 2306-9716 (Print), ISSN: 2664-6110 (Online)

Твердий залишок представлений золою, що складається з частинок різного розміру, в яких зустрічаються залишки фольги розміром від 0,1 до 2 мм. Алюмінієва фольга після випалювання полімерного шару зберігає металеву основу, проте має деформовану поверхню та містить на поверхні залишки продуктів термічного розкладання полімерів, фарби та оксидну плівку. Для видалення цих залишків фольгу додатково обробляли ультразвуком в ультрозвуковій ванні. Після очищення на поверхні металу спостерігається зменшення кількості видимих забруднень. Проведені дослідження показують, що термічне обробки дає змогу видалити значну частину полімерної складової та отримати алюмінієвий залишок, придатний до подальшого очищення та утилізації.

Дослідження продуктів механічної підготовки відходів до подальшої переробки

В результаті розділення багатошарового пакування на лінії (рис. 2) були отримані наступні продукти: подрібнене пакування, порошок алюмінію та полімерна складова (рис. 6).

На фотографії (рис. 6) наведено подрібнено полімерну фракцію й алюмінієвмісний матеріал. Мікроскопічні зображення демонструють морфологію обох фракцій: у полімерній складовій спостерігаються фрагменти плівки з залишками друкованого покриття, а алюмінієва складова здебільшого представлена металевими частинками різної форми та розмірів. Водночас на мікрофотографіях помітні окремі ділянки, де полімерний матеріал залишається

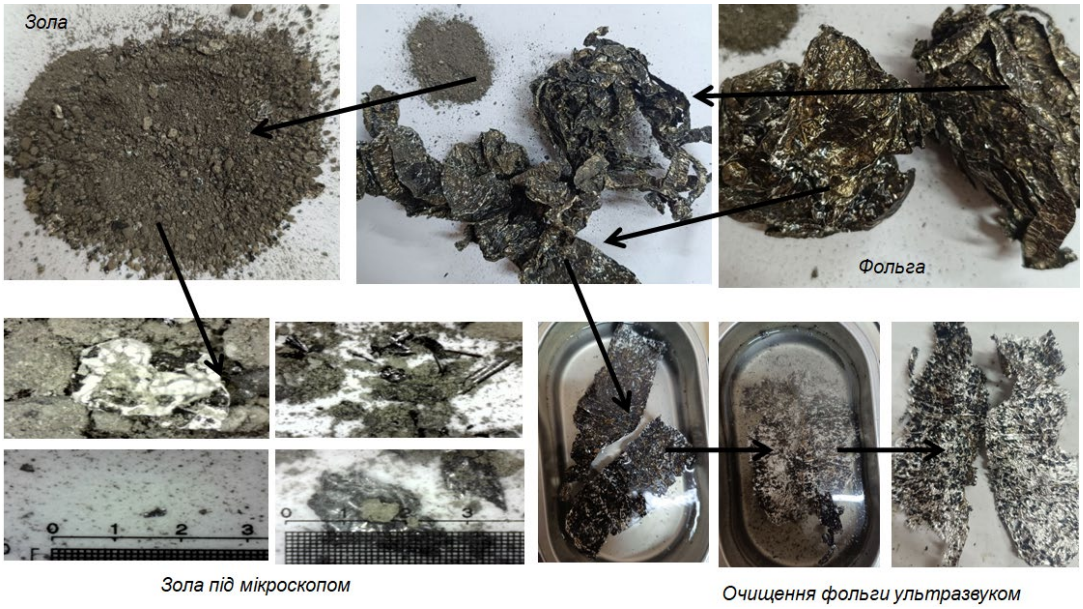


Рис. 5. Продукти випалювання багатошарового пакування: зола, фрагменти фольги до та після ультразвукового очищення і мікроскопічні зображення золи



Рис. 6 Продукти механічного подрібнення та електростатичної сепарації багатошарового пакування

на поверхні металевих частинок або металеві включення присутні в полімерній фракції. Це вказує на неповне розділення компонентів і необхідність оцінювання чистоти отриманих фракцій. Для подальшої переробки алюмінієву фракцію бажано очистити від залишків полімерних часток, наприклад випалюванням або хімічними методами.

Дослідження методу розділення компонентів багатошарового пакування з використанням азотної кислоти

На наступному етапі механічно подрібнений матеріал та окремі частинки дойпаку обробляли азотною кислотою для визначення можливості їх розділення.

На фотографіях представлені вихідні зразки, процес їх обробки, а також матеріали після відфільтровування реакційної суміші. Мікроскопічні зображення дають змогу розглянути структуру полімерних і металевмісних фрагментів після взаємодії з азотною кислотою. Кислота руйнує клеєві суміші і дозволяє розділити всі шари. Однак, на поверхні полімерних частинок помітні залишки покриттів та окремі металеві включення. Слід також відмітити, що для відділення полімерної складової від алюмінію потрібно докладати фізичних зусиль. Тому після обробки кислотою, промивки і нейтралізації відходів доцільно буде здійснювати подрібнення та сепарацію. Використання азотної кислоти супроводжується виділенням під час реакції парів і газів, тому для реалізації цього методу в промислових умовах потрібно детальне дослідження цього процесу та його економічної доцільності.

Переробка відходів багатошарового пакування за допомогою шнекової піролізної установки

На рис. 7 наведено результати переробки некласифікованих відходів пакування у шнековій піролізній установці (рис. 4) та їх низькотемпературного спікання. У верхній частині рисунка показано процес піролізу плівкових матеріалів і багатошарового пакування, а також отримані тверді залишки неправильної форми з темним забарвленням і неоднорідною поверхнею. Мікроскопічні зображення цих зразків відображають їхню неоднорідну структуру та наявність частинок та вкраплень різного розміру. Піролізний залишок після руйнування полімерів при подальшому дослідженні може бути використаний як компонент паливних сумішей, сировина для вуглецевмісних матеріалів або мінерально-вуглецевий наповнювач.

У нижній частині рисунка представлено результати низькотемпературного спікання багатошарового пакування. Отриманий матеріал має вигляд ущільненого твердого залишку, у структурі якого зберігаються металеві та полімерні фрагменти. На мікрофотографіях помітні багатошарова будова вихідного матеріалу, залишки кольорових полімерних покриттів і металеві включення. Такий продукт може бути об'єктом досліджень для виготовлення технічних виробів, наповнювачів або композиційних матеріалів.

Висновки за результатами дослідження

1. Досліджено термічне обробки відходів багатошарового пакування з метою вилучення алюмінієвої фольги. Після випалювання полімерної складо-

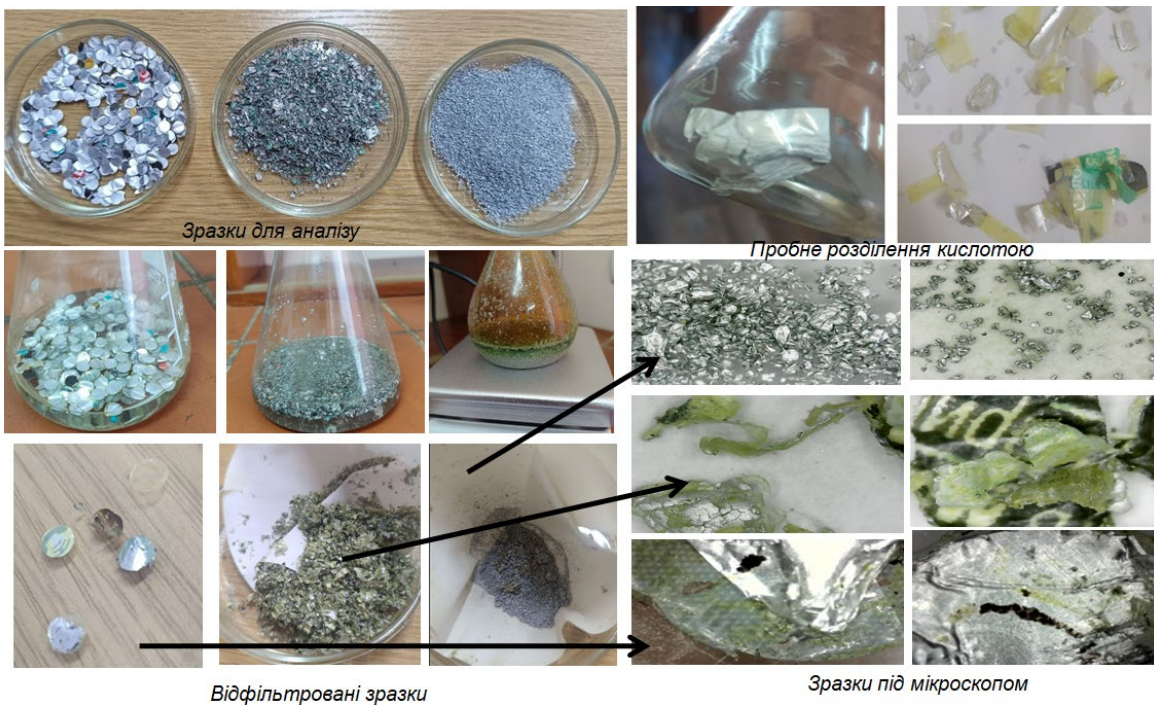


Рис. 7. Результати розділення компонентів багатошарового пакування азотною кислотою

 ISSN: 2306-9716 (Print), ISSN: 2664-6110 (Online)

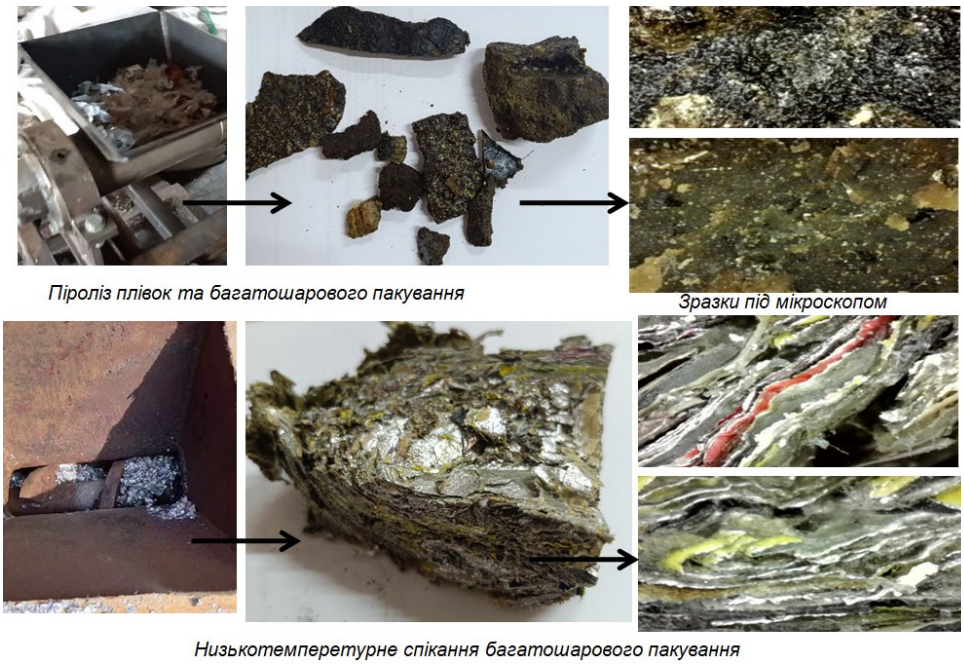


Рис. 8. Тверді продукти термічного обробки відходів багатошарового пакування у шнековій піролізній установці

вої отримано твердий залишок і фрагменти фольги, на поверхні яких зберігалися продукти термічного розкладання. Додаткове ультразвукове очищення зменшило кількість видимих забруднень. Отримані результати свідчать про можливість використання термічного обробки для видалення полімерного шару та підготовки алюмінієвої складової до подальшого використання та переробки.

2. Під час механічного подрібнення та електростатичної сепарації багатошарових відходів отримано полімерну й алюмінієвмісну складові. Дослідження зразків під мікроскопом виявило, що розділення не є повним: у металевмісному матеріалі залишаються полімерні включення, а в полімерній фракції трапляються частинки металу. Це свідчить про необхідність удосконалення режимів подрібнення та сепарації для підвищення чистоти отриманих компонентів, що досить складно на промислових лініях такого типу.

3. Досліджено обробки зразків відходів азотною кислотою. Після обробки та фільтрування отримано тверді залишки, у яких зберігалися металеві й полімерні фрагменти. Проте ці фрагменти легко відділяються при механічному впливі. Під час вибору умов обробки також слід враховувати витрати кислоти й необхідність поводження з відпрацьованим розчином.

4. Досліджено можливості переробки відходів у шнековій піролізній установці в процесі низькотемпературного спікання та високотемпературного піролізу. Після обробки отримано тверді залишки неоднорідної структури, у яких спостерігаються вуглецевмісні утворення, металеві включення та фрагменти полімерного походження.

Загальний висновок

Проведене дослідження показало, що перероблення відходів багатошарового пакування типу «дой-пак» можливе із застосуванням термічних, механічних і хімічних методів, проте кожен із них має свої обмеження. Термічне обробки дає змогу видалити полімерну складову та отримати фрагменти алюмінієвої фольги, механічне подрібнення й електростатична сепарація забезпечують розділення матеріалу на окремі фракції, а кислотне обробки потребує додаткової перевірки повноти розділення та втрат металу. Піроліз відкриває можливість перетворення полімерної складової на газоподібні, рідкі й тверді продукти. Подальші дослідження доцільно зосередити на кількісному оцінюванні виходу та чистоти отриманих матеріалів, визначенні втрат алюмінію й встановленні можливостей використання отриманих в процесі переробки продуктів.

Література

1. Chen X., Kroell N., Wickel J., Feil A. Determining the composition of post-consumer flexible multilayer plastic packaging with near-infrared spectroscopy. *Waste Management*. 2021. Vol. 123. P. 33–41. DOI: https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.01.015.
2. Seier M., Archodoulaki V.-M., Koch T., Duscher B., Gahleitner M. Prospects for Recyclable Multilayer Packaging: A Case Study. *Polymers.* 2023. Vol. 15, No. 13. Art. 2966. DOI: https://doi.org/10.3390/polym15132966.

3. Borysovska O., Bovsunovsky V. Recycling of multilayer polymer packaging doypack. *Collection of Research Papers of the National Mining University.* 2022. No. 70. P. 171–181. DOI: https://doi.org/10.33271/crpnmu/70.171.
4. Adam H. B., Yousfi M., Maazouz A., Lamnawar K. Recycling of Multilayer Polymeric Barrier Films: an Overview of Recent Pioneering Works and Main Challenges. *Macromolecular Materials and Engineering*. 2025. Vol. 310, No. 7. Art. 2400414. DOI: https://doi.org/10.1002/mame.202400414.
5. Schmidt J., Grau L., Auer M., Maletz R., Woidasky J. Multilayer Packaging in a Circular Economy. *Polymers.* 2022. Vol. 14, No. 9. Art. 1825. DOI: https://doi.org/10.3390/polym14091825.
6. Soares C. T. de M., Ek M., Östmark E., Gällstedt M., Karlsson S. Recycling of multi-material multilayer plastic packaging: Current trends and future scenarios. *Resources, Conservation and Recycling.* 2022. Vol. 176. Art. 105905. DOI: https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2021.105905.
7. Lisiecki M., Belé T. G. A., Ügdüler S., Fiorio R., Astrup T. F., De Meester S., Ragaert K. Mechanical recycling of printed flexible plastic packaging: The role of binders and pigments. *Journal of Hazardous Materials.* 2024. Vol. 472. Art. 134375. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.134375.
8. Georgiopoulou I., Pappa G. D., Vouyiouka S. N., Magoulas K. Recycling of post-consumer multilayer Tetra Pak® packaging with the Selective Dissolution-Precipitation process. Resources, *Conservation and Recycling.* 2021. Vol. 165. Art. 105268. DOI: https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.105268.
9. Sánchez-Rivera K. L., Munguía-López A. del C., Zhou P., Cecon V. S., Yu J., Nelson K., Miller D., Grey S., Xu Z., Bar-Ziv E., Vorst K. L., Curtzwiler G. W., Van Lehn R. C., Zavala V. M., Huber G. W. Recycling of a post-industrial printed multilayer plastic film containing polyurethane inks by solvent-targeted recovery and precipitation. *Resources, Conservation and Recycling.* 2023. Vol. 197. Art. 107086. DOI: https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2023.107086.
10. Tito E., dos Passos J. S., Bensaid S., Pirone R., Biller P. Multilayer plastic film chemical recycling via sequential hydrothermal liquefaction. Resources, *Conservation and Recycling*. 2023. Vol. 197. Art. 107067. DOI: https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2023.107067.
11. Lin Y., Severson M. H., Nguyen R. T., Johnson A., King C., Coddington B., Hu H., Madden B. Economic and environmental feasibility of recycling flexible plastic packaging from single stream collection. Resources, *Conservation and Recycling.* 2023. Vol. 192. Art. 106908. DOI: https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2023.106908.
12. Berkane I., Aracil I., Fullana A. Improvement of multilayer plastic delamination using surface modification. Resources, *Conservation and Recycling.* 2024. Vol. 202. Art. 107357. DOI: https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2023.107357.
13. Romeiro A., Teixeira C., Costa H., Coelho J. F. J., Serra A. C. Recycling Polyethylene/Polyamide Multilayer Films with Poly(isoprene-g-Maleic Anhydride) Compatibilizer. *Polymers.* 2024. Vol. 16, No. 8. Art. 1079. DOI: https://doi.org/10.3390/polym16081079.
14. Šleiniūtė A., Mumladze T., Denafas G., Makarevičius V., Kriūkienė R., Antonov M., Vasarevičius S. Mechanical Properties of Polymers Recovered from Multilayer Food *Packaging by Nitric Acid. Sustainability.* 2024. Vol. 16, No. 5. Art. 2106. DOI: https://doi.org/10.3390/su16052106.
15. Tamizhdurai P., Mangesh V. L., Santhosh S., Vedavalli R., Kavitha C., Bhutto J. K., Alreshidi M. A., Yadav K. K., Kumaran R. A state-of-the-art review of multilayer packaging recycling: Challenges, alternatives, and outlook. *Journal of Cleaner Production.* 2024. Vol. 447. Art. 141403. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2024.141403.

Дата першого надходження статті до видання: 20.10.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 04.11.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 23.11.2026

УДК 504.06:330.15
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.6-69.5

ЕКОЛОГО-ЕКОНОМІЧНА ОЦІНКА ВИКОРИСТАННЯ ГІБРИДНОЇ СОНЯЧНОЇ ЕЛЕКТРОСТАНЦІЇ ТА ЇЇ ВПЛИВ НА ДОВКІЛЛЯ М. МИКОЛАЄВА

Чайка В.В. (orcid.org/0009-0009-0369-6780),
Григор'єва Л.І. (orcid.org/0000-0001-9452-2982)
Чорноморський національний університет імені Петра Могили
вул. 68 Десантників, 10, 54003, м. Миколаїв
Valeriya.chayka@gmail.com

У статті виконано еколого-економічну оцінку використання гібридної сонячної електростанції для малого медичного підприємства на прикладі медичного центру Eco-BioMed у місті Миколаєві. Проблема дослідження пов'язана з необхідністю підвищення енергетичної стійкості соціально важливих об'єктів у прифронтовому регіоні в умовах воєнного стану, аварійних відключень електроенергії та високої залежності від дизельних генераторів. Обґрунтовано, що для медичного центру, діяльність якого охоплює фізіотерапевтичні, бальнеологічні, консультаційні та діагностичні послуги, стабільне електропостачання має не лише виробниче, а й соціальне значення. Методика дослідження включала аналіз вихідного електроспоживання, підбір потужності фотоелектричної системи, розрахунок кількості модулів, площі покрівлі, ємності акумуляторного блоку, орієнтовної автономності, очікуваної річної генерації, строку окупності та потенційного зменшення викидів CO_2 у разі скорочення роботи дизельного генератора.

Для об'єкта прийнято гібридну СЕС проєктною потужністю 50 кВт із 84 фотоелектричними модулями потужністю 600 Вт кожний, фактичною встановленою DC-потужністю 50,4 кВт та акумуляторним блоком 51,2 кВт·год. Розраховано, що для розміщення модулів потрібно близько 235 м² покрівлі, а корисна ємність акумуляторів близько 46,1 кВт·год може забезпечити приблизно 3,8 год автономної роботи за навантаження 12,1 кВт. За середнім сценарієм очікувана річна генерація становить близько 64,4 тис. кВт·год, що перевищує поточне річне споживання об'єкта. Простий строк окупності за сценарієм заміщення мережевої електроенергії становить близько 4,04 року, а з урахуванням орієнтовного технічного обслуговування – 4,30 року. У сценарії заміщення дизельного генератора потенційне скорочення споживання пального може досягати 23040 л/рік, що відповідає уникненню близько 61,7 т CO_2 на рік. Отримані результати можуть бути використані для попереднього обґрунтування СЕС на інших малих підприємствах та соціально важливих об'єктах. *Ключові слова:* гібридна сонячна електростанція, медичний центр, енергетична стійкість, Миколаїв, акумуляторний блок, дизельний генератор, викиди CO_2, строк окупності.

Ecological and Economic Assessment of the Use of a Hybrid Solar Power Plant and Its Impact on the Environment of the City of Mykolaiv. Chaika V., Grygorieva L.

The article presents an environmental and economic assessment of implementing a hybrid solar power plant for a small medical enterprise, using the Eco-BioMed Medical Center in Mykolaiv as a case study. The research problem is related to the need to improve the energy resilience of socially important facilities in a frontline region under martial law, emergency power outages and dependence on diesel generators. The study argues that for a medical center providing physiotherapy, balneological, consultation and diagnostic services, stable electricity supply has not only an operational but also a social function. The methodological basis of the study includes analysis of initial electricity consumption, selection of photovoltaic system capacity, calculation of the number of modules, required roof area, battery storage capacity, estimated autonomy, expected annual generation, payback period and potential reduction of CO_2 emissions if diesel generator operation is replaced.

A hybrid solar power plant with a design capacity of 50 kW was considered for the facility. The system includes 84 photovoltaic modules with a capacity of 600 W each, resulting in an installed DC capacity of 50.4 kW, and a $LiFePO_4$ battery block with a nominal capacity of 51.2 kWh. It was calculated that approximately 235 m² of roof area is required for module placement. The useful battery capacity of about 46.1 kWh can provide approximately 3.8 hours of autonomous operation at a load of 12.1 kW. Under the average scenario, the expected annual generation is about 64.4 thousand kWh, which exceeds the current annual consumption of the facility. The simple payback period in the scenario of replacing grid electricity is about 4.04 years, or 4.30 years when estimated operation and maintenance costs are taken into account. In the diesel generator replacement scenario, the potential reduction in diesel consumption may reach 23,040 liters per year, corresponding to avoided emissions of approximately 61.7 t CO_2 per year. The obtained results can be used as a preliminary methodology for justifying solar power systems for other small enterprises, medical facilities and socially important infrastructure objects in Ukrainian cities. *Key words:* hybrid solar power plant, medical center, energy resilience, Mykolaiv, battery storage, diesel generator, CO_2 emissions, payback period.

Постановка проблеми. В умовах воєнного стану енергозабезпечення соціально важливих об'єктів набуло ознак чинника екологічної та соціальної безпеки. Для прифронтових міст, зокрема Миколаєва, перебої електропостачання змушують підприємства використовувати дизельні генератори, що підвищує собівартість послуг, створює локальні викиди CO_2, NOx, CO і твердих частинок, а також формує шумове

© Чайка В.В., Григор'єва Л.І., 2026
Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY 4.0

навантаження. Для медичного закладу така залежність є особливо проблемною, оскільки від електроенергії залежать водні процедури, насоси, освітлення, зв'язок, реєстрація, частина діагностичного та фізіотерапевтичного обладнання.

Актуальність дослідження визначається потребою перейти від загального опису переваг відновлюваної енергетики до кількісної оцінки її придатності для конкретного об'єкта. Для медичного центру важливо розрахувати потужність СЕС, кількість модулів, площу покрівлі, резерв акумуляторного блоку, очікувану генерацію, окупність і екологічний ефект від зменшення роботи дизельного генератора.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Дослідження пов'язане із завданнями децентралізації енергопостачання, підвищення енергетичної безпеки міської інфраструктури, скорочення використання викопного пального та зменшення локального техногенного навантаження. Практична складова полягає у виконанні розрахунків для конкретного об'єкта – медичного центру Eco-BioMed у місті Миколаєві.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. У наукових і прикладних працях сонячна енергетика розглядається як механізм декарбонізації, зниження залежності від централізованої генерації та підвищення стійкості локальних енергосистем. Нормативну основу розвитку альтернативної енергетики в Україні формує законодавство про альтернативні джерела енергії [1]. Для попереднього оцінювання сонячного потенціалу доцільно застосовувати інструменти PVGIS та Global Solar Atlas [2; 3].

Професійні програмні середовища, зокрема PVsyst, використовуються для деталізації втрат, параметрів інверторів, орієнтації модулів і впливу затінення [4]. Екологічна оцінка гібридних систем часто виконується за методом заміщення споживання дизельного пального із застосуванням емісійних коефіцієнтів CO_2; у цій роботі використано коефіцієнт викидів для дизельного пального за даними U.S. Energy Information Administration [6].

Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Недостатньо розкритими залишаються прикладні розрахунки для малих медичних підприємств у містах, що працюють за умов воєнного стану: вибір потужності СЕС, площа покрівлі, автономність акумуляторного блоку, строк окупності та обсяг уникнених викидів CO_2 у разі скорочення роботи дизельного генератора.

Новизна дослідження полягає у проведенні комплексної еколого-економічної оцінки використання гібридної сонячної електростанції як інструменту зниження негативного впливу на навколишнє середовище малого медичного підприємства у м. Миколаєві в умовах воєнного стану. У роботі вперше для обраного об'єкта комплексно поєднано оцінку екологічного ефекту від скорочення викидів CO_2 та зменшення використання викопного палива з економічною оцінкою ефективності впровадження гібридної системи, що включає фотоелектричні модулі, акумуляторний блок і резервне дизельне електроживлення. Отримано взаємопов'язані кількісні результати щодо оптимальної конфігурації системи, встановленої потужності, площі розміщення, рівня енергетичної автономності, річної генерації електроенергії, строку окупності та потенціалу зниження антропогенного навантаження на довкілля.

Методологічне значення роботи полягає у застосуванні послідовного алгоритму, який поєднує технічний, економічний і екологічний блоки: аналіз споживання; підбір потужності СЕС; визначення кількості модулів; геометричний розрахунок площі; енергетичний розрахунок акумуляторів; оцінку генерації за PVOUT [2; 3]; визначення простого строку окупності; оцінку уникнених викидів CO_2 за обсягом потенційно зекономленого дизельного пального [6].

Викладення основного матеріалу. Об'єктом дослідження обрано медичний центр Eco-BioMed у місті Миколаєві. За інформацією офіційного сайта, заклад надає медичні, фізіотерапевтичні та бальнеологічні послуги, що передбачає потребу у стабільній роботі водних процедур, масажного і фізіотерапевтичного напрямів, консультацій лікарів, УЗД, забору аналізів та допоміжного обладнання [5]. Вихідні параметри для подальших розрахунків наведено в табл. 1.

Дані табл. 1 показують, що річне електроспоживання об'єкта становить 27960 кВт·год. За тарифом 12,85 грн/кВт·год це відповідає 359286 грн витрат на електроенергію за рік. Прийнята потужність СЕС 50 кВт є більшою за середнє робоче навантаження об'єкта, тому система розглядається не лише як джерело компенсації споживання, а й як резерв для швидкого заряджання акумуляторів та покриття пікових денних потреб.

Таблиця 1

Вихідні дані для еколого-економічної оцінки гібридної СЕС Eco-BioMed

Показник	Значення
Місце реалізації	м. Миколаїв, медичний центр Eco-BioMed
Тип об'єкта	мале підприємство медичного профілю
Середнє місячне споживання	2330 кВт·год/міс
Річне споживання	27960 кВт·год/рік
Тариф на електроенергію	12,85 грн/кВт·год
Проєктна потужність СЕС	50 кВт
Потужність 1 фотоелектричного модуля	600 Вт
Акумуляторний блок	10 батарей по 5,12 кВт·год
Дизельний сценарій	10 л/год, 8 год/день, 24 дні/міс

ISSN: 2306-9716 (Print), ISSN: 2664-6110 (Online)

Перший розрахунковий блок стосується визначення кількості фотоелектричних модулів, встановленої потужності та площі розміщення. Розрахунок кількості модулів виконано за базовим інженерним підходом: необхідна потужність системи ділиться на номінальну потужність одного модуля, після чого результат округлюється до більшого цілого значення. Для СЕС потужністю 50 кВт і модулів по 600 Вт кількість панелей визначається за формулою:

$$N = 50\,000 / 600 = 83{,}3 \approx 84 \text{ шт.}$$

Фактична встановлена DC-потужність становить:

$$P_{DC} = 84 \times 600 = 50\,400 \text{ Вт} = 50{,}4 \text{ кВт.}$$

За розміру одного модуля 2,382 × 1,134 м площа однієї панелі визначено геометричним методом і дорівнює 2,70 м². Узагальнені результати технічного підбору наведено в табл. 2.

Результати табл. 2 свідчать, що станція має фактичну встановлену потужність 50,4 кВт, тобто на 0,4 кВт більше за проєктне значення. Для розміщення 84 модулів потрібно 226,9 м² чистої площі, а з урахуванням монтажних відступів і технічних зон – близько 235 м². Основний схил із 67 модулями формує 40,2 кВт потужності, другий схил із 17 модулями – 10,2 кВт. Такий розподіл дає змогу розтягнути генерацію протягом дня і краще пристосувати її до денного режиму роботи медичного центру.

Таблиця 2

Розрахунок кількості модулів, потужності та площі СЕС

Показник	Розрахунок / значення
Проєктна потужність СЕС	50 кВт
Розрахункова кількість модулів	50 000 / 600 = 83,3 шт.
Прийнята кількість модулів	84 шт.
Фактична встановлена DC-потужність	84 × 600 = 50,4 кВт
Площа одного модуля	2,382 × 1,134 = 2,70 м²
Сумарна площа модулів без резерву	84 × 2,70 = 226,9 м²
Прийнята площа з монтажним резервом	близько 235 м²
Орієнтовний розподіл за схилами	67 модулів на основному схилі, 17 модулів на другому

Для забезпечення роботи критичних споживачів під час відключень у складі системи передбачено акумуляторний блок $LiFePO_4$. Розрахунок ємності виконано за енергетичним балансом: номінальна ємність дорівнює добутку кількості батарей на ємність однієї батареї, а корисна ємність визначається з урахуванням допустимої глибини використання заряду. Номінальна ємність становить:

$$E_АКБ = 10 \times 5{,}12 = 51{,}2 \text{ кВт·год.}$$

Для безпечної експлуатації прийнято використання 90 % номінальної ємності, тому корисний запас енергії становить:

$$E_кор = 51{,}2 \times 0{,}90 = 46{,}1 \text{ кВт·год.}$$

Залежність автономності від рівня критичного навантаження наведено в табл. 3.

За даними табл. 3, акумуляторний блок не слід розглядати як джерело тривалого живлення всього медичного центру. Якщо підключити повне навантаження 40 кВт, автономність становитиме лише близько 69 хв. Натомість за навантаження 12,1 кВт система може працювати близько 3,8 год, а за критичного режиму 5 кВт – понад 9 год.

Таблиця 3

Розрахунок автономності акумуляторного блоку

Потужність критичного навантаження	Орієнтовна автономність	Орієнтовна автономність у хвилинах
5 кВт	9,22 год	553 хв
10 кВт	4,61 год	276 хв
12,1 кВт	3,81 год	228 хв
20 кВт	2,30 год	138 хв
40 кВт	1,15 год	69 хв

Отже, практично доцільно виділити окрему резервну групу споживачів: аварійне освітлення, зв'язок, реєстратуру, частину насосного та медичного обладнання.

Очікуваний річний виробіток електроенергії визначено методом питомого річного виробітку PVOUT, який застосовується у Global Solar Atlas і PVGIS [2; 3]. У розрахунках прийнято діапазон 1241-1314 кВт·год/кВтр на рік, а середнє значення – 1277,5 кВт·год/кВтр на рік. Розрахунок виконується за формулою:

$$E_{СЕС} = P_{DC} \times \text{PVOUT.}$$

Результати оцінки очікуваної генерації наведено в табл. 4.

Таблиця 4

Оцінка річної генерації СЕС потужністю 50,4 кВт

Сценарій	PVOUT, кВт·год/кВтр·рік	Очікувана генерація, кВт·год/рік	Співвідношення до річного споживання
Мінімальний	1241	62546	2,24 раза
Середній	1277,5	64386	2,30 раза
Максимальний	1314	66226	2,37 раза

З табл. 4 видно, що навіть у мінімальному сценарії очікувана генерація 62546 кВт·год/рік більш ніж удвічі перевищує поточне річне споживання медичного центру 27960 кВт·год. У середньому сценарії виробіток становить 64386 кВт·год/рік, тобто потенційний надлишок щодо поточного споживання дорівнює 36426 кВт·год/рік. Наведене підтверджує, що система 50 кВт обрана не тільки для компенсації середнього споживання, а й для роботи з акумулято-

рами, піковими навантаженнями та можливим використанням надлишкової енергії у денні години.

Економічна оцінка виконана методом порівняння сценаріїв енергозабезпечення: мережевого, дизельного та сонячного. Для СЕС використано показник простого строку окупності, який визначається як відношення капітальних витрат до річної економії. Вартість проєкту прийнято на рівні 32800 дол. США, або 1449760 грн за курсу 44,2 грн/дол. США. Місячні витрати на мережеву електроенергію становлять:

$$C_{мер} = 2330 \times 12{,}85 = 29\,940{,}5 \text{ грн/міс.}$$

Річні витрати на мережеву електроенергію становлять 359286 грн/рік. У дизельному сценарії споживання пального розраховано за витратою генератора 10 л/год, режимом 8 год/день і 24 робочими днями на місяць; воно дорівнює 1920 л/міс, а за ціни 89 грн/л витрати становлять 170880 грн/міс, або 2050560 грн/рік.

Узагальнені економічні та екологічні результати наведено в табл. 5.

Таблиця 5

Економічна та екологічна оцінка використання гібридної СЕС

Показник	Значення
Капітальні витрати на СЕС	1 449 760 грн
Річні витрати на електроенергію з мережі	359 286 грн/рік
Орієнтовні витрати на обслуговування СЕС	21 746 грн/рік
Простий строк окупності без O&M	4,04 року
Простий строк окупності з урахуванням O&M	4,30 року
Річні витрати дизельного генератора у прийнятому сценарії	2 050 560 грн/рік
Потенційне споживання дизельного пального	23 040 л/рік
Коефіцієнт викидів CO_2 для дизельного пального	2,68 кг CO_2/л
Потенційне уникнення викидів CO_2	61,7 т CO_2/рік

Дані табл. 5 показують, що за сценарієм повного заміщення мережевої електроенергії простий строк окупності становить 4,04 року, а з урахуванням орієнтовного обслуговування – 4,30 року. У разі часткового самоспоживання окупність буде довшою, тому важливо організувати корисне використання денного виробітку: заряджання акумуляторів, роботу насосів, підігрів води або інші керовані навантаження. Найбільший економічний ефект виникає у дизельному сценарії, оскільки річні витрати на пальне у прийнятому режимі у 5,7 раза перевищують річні витрати на мережеву електроенергію.

Екологічний ефект оцінено за методом емісійного коефіцієнта: обсяг дизельного пального, який потенційно не спалюється, множиться на коефіцієнт викидів CO_2. Якщо робота дизельного генератора у прийнятому сценарії зменшується на 23040 л пального на рік, то за коефіцієнта 2,68 кг CO_2/л потенційне скорочення викидів становить 61747,2 кг CO_2, або 61,7 т CO_2 на рік [6]. Крім парникових газів, зменшується локальний вплив продуктів згоряння, шуму та вібрації.

Соціальний результат використання СЕС полягає у підвищенні безперервності надання послуг. Гібридна система не усуває всі ризики відключень, але дозволяє підтримувати критичні споживачі протягом кількох годин, зменшує потребу у негайному запуску генератора і підвищує прогнозованість роботи центру. Для прифронтового міста така перевага має не лише господарське, а й громадське значення.

Головні висновки. У статті обґрунтовано доцільність використання гібридної СЕС для малого медичного підприємства у місті Миколаєві. Для медичного центру Eco-BioMed прийнято систему потужністю 50 кВт, що реалізується через 84 фотоелектричні модулі по 600 Вт. Фактична встановлена DC-потужність становить 50,4 кВт, а необхідна площа покрівлі з урахуванням монтажного резерву – близько 235 м².

Акумуляторний блок ємністю 51,2 кВт·год має корисний запас близько 46,1 кВт·год. За навантаження 12,1 кВт він забезпечує приблизно 3,8 год автономної роботи, а за критичного навантаження 5 кВт – понад 9 год, що підтверджує необхідність виділення окремої групи пріоритетних споживачів, а не підключення всього об’єкта до резервної лінії.

Очікувана річна генерація у середньому сценарії становить близько 64386 кВт·год/рік, що у 2,30 раза перевищує поточне річне споживання об’єкта. Простий строк окупності за сценарієм заміщення мережевої електроенергії становить 4,04 року, а з урахуванням орієнтовного технічного обслуговування – 4,30 року. У дизельному сценарії потенційне скорочення споживання пального може досягати 23040 л/рік, що відповідає уникненню близько 61,7 т CO_2/рік.

Перспективи використання результатів дослідження. Результати дослідження можуть бути використані як попередня модель для оцінювання доцільності використання гібридних СЕС на інших малих підприємствах, медичних кабінетах, реабілітаційних центрах, ОСББ та соціально важливих об’єктах. Подальше уточнення має включати енергетичний аудит за 12 місяців, погодинний профіль навантаження, перевірку несучої здатності покрівлі, моделювання затінення у PVGIS або PVsyst та аналіз можливостей корисного використання надлишкової генерації.

Література

1. Про альтернативні джерела енергії : Закон України від 20 лютого 2003 р. № 555-IV. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/555-15 (дата звернення: 09.07.2026).
2. PVGIS: Photovoltaic Geographical Information System / European Commission, Joint Research Centre. URL: https://photovoltaic-geographic-information-system.ec.europa.eu/en (дата звернення: 09.07.2026).
3. Global Solar Atlas / World Bank Group, Solargis. URL: https://globalsolaratlas.info/ (дата звернення: 09.07.2026).
4. PVsyst. Photovoltaic system simulation software products. URL: https://www.pvsyst.com/en/ (дата звернення: 09.07.2026).
5. Eco-BioMed. Офіційний сайт медичного центру. URL: https://eco-biomed-ua.odoo.com/contacts (дата звернення: 09.07.2026).
6. U.S. Energy Information Administration. Carbon Dioxide Emissions Coefficients. URL: https://www.eia.gov/environment/emissions/co2_vol_mass.php (дата звернення: 09.07.2026).
7. International Energy Agency. Renewables 2023: Analysis and forecast to 2028. URL: https://www.iea.org/reports/renewables-2023 (дата звернення: 09.07.2026).

Дата першого надходження статті до видання: 21.07.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 04.11.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 23.11.2026

УДК 504.06:628.477:631.86
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.6-69.6

ЕКОЛОГО-ТЕХНОЛОГІЧНІ ЗАСАДИ МІНІМІЗАЦІЇ НЕГАТИВНОГО ВПЛИВУ ВІДХОДІВ ТВАРИННИЦТВА НА ДОВКІЛЛЯ У ПРОЦЕСІ БІОКОМПОСТУВАННЯ

Шевченко Н.О. (orcid.org/0000-0001-6722-9326),
Понікарчик С.В. (orcid.org/0009-0005-3152-3255)
Уманський національний університет
вул. Інститутська, 1, 20300, м. Умань
shevchenkonata24@gmail.com, Psv_s@ukr.net

Висвітлено результати експериментальних досліджень щодо обґрунтування та апробації екобезпечних технологічних параметрів біокомпостування відходів тваринництва із залученням вітчизняного біопрепарату-деструктора та природного мінерального сорбенту. Методологічне значення роботи полягає у розробці комплексного підходу до оцінки екологічної безпеки та біохімічної зрілості органічних добрив, що базується на поєднанні гравіметричного балансу маси, моніторингу біотермічної динаміки, визначення агрохімічних показників та електропровідності. У контрольованому модельному досліді оцінено чотири варіанти компостування суміші підстилкового гною великої рогатої худоби та пташиного посліду протягом 45-добового циклу: пасивне компостування (контроль), аеробне з механічним ворошінням, інокуляція біопрепаратом «Екостерн» та оптимізована екотехнологія з комбінованим застосуванням «Екостерну» і Сокирницького клиноптилолітового цеоліту.

Встановлено, що застосування оптимізованої екотехнології забезпечує виражену оптимізацію біотермічної динаміки, скорочуючи початкову мезофільну фазу з 24,4 % до 8,9 % та розширюючи термофільну фазу санітарної гігієнізації (55–68ºС) до 48,9 % від загального циклу, що гарантує надійну дезінфекцію субстрату від патогенів і насіння бур'янів. Аналіз засвідчив скорочення газоподібних втрат органічної речовини більше ніж удвічі (до 13,0 %) та досягнення максимального виходу стабілізованого компосту (62,0 % від вихідної маси). Фінальний фізико-хімічний аналіз (45-та доба) підтвердив високий ступінь зрілості та екологічної безпеки отриманого продукту у варіанті з цеолітом і біопрепаратом: досягнуто оптимальне співвідношення C:N (11,8), зростання зольності до 54,5 %, нейтралізацію реакції середовища та зниження електропровідності до 1,5 мСм/см. Отримані параметри свідчать про іммобілізацію біогенних елементів у стійкі форми, відсутність фітотоксичності та надлишкового сольового стресу. Запропонована експериментальна модель слугує універсальною методологічною основою для наукового обґрунтування технологій утилізації інших видів агропромислових відходів. *Ключові слова:* біокомпостування, відходи тваринництва, цеоліт, біопрепарат «Екостерн», біотермічна динаміка, термофільна фаза, зрілість компосту.

Ecological and Technological Foundations for Minimizing the Negative Impact of Livestock Waste on the Environment during Biocomposting. Shevchenko N., Ponikarchyk S.

The results of experimental studies on the justification and testing of ecologically safe technological parameters for the biocomposting of livestock waste using a domestic biological inoculant-decomposer and a natural mineral sorbent are presented. The methodological significance of the work lies in the development of an integrated approach to assessing the environmental safety and biochemical maturity of organic fertilizers, based on a combination of mass balance analysis, monitoring of biothermal dynamics, determination of agrochemical indicators, and electrical conductivity. In a controlled model experiment, four options for composting a mixture of cattle bedding manure and poultry manure were evaluated over a 45-day cycle: passive composting (control), aerobic composting with mechanical turning, inoculation with the bio-inoculant "Ekostern", and an optimized eco-technology combining "Ekostern" with Sokyrnytskyi clinoptilolite zeolite.

It was established that the application of the optimized eco-technology provides a pronounced optimization of biothermal dynamics, reducing the initial mesophilic phase from 24.4% to 8.9% and extending the thermophilic phase of sanitary hygienization (55–68ºC) to 48.9% of the total cycle, which guarantees reliable disinfection of the substrate from pathogens and weed seeds. Mass balance analysis revealed a reduction in gaseous losses of organic matter by more than half (down to 13.0%) and the achievement of maximum yield of stabilized compost (62.0% of the initial mass). Final physicochemical analysis (day 45) confirmed a high degree of maturity and environmental safety of the product obtained in the variant with zeolite and bio-inoculant: an optimal C:N ratio (11.8) was achieved, ash content increased to 54.5%, the medium reaction was neutralized, and electrical conductivity decreased to 1.5 mS/cm. The obtained parameters indicate the immobilization of biogenic elements into stable forms, as well as the absence of phytotoxicity and excessive salt stress. The proposed experimental model serves as a universal methodological framework for the scientific substantiation of recycling technologies for other types of agro-industrial waste. *Key words:* biocomposting, livestock waste, zeolite, "Ekostern" bio-inoculant, biothermal dynamics, thermophilic phase, compost maturity.

Постановка проблеми. Екологічна сутність проблеми утилізації відходів тваринництва полягає у формуванні високого рівня антропогенного тиску на всі компоненти довкілля через високу біологічну та хімічну агресивність свіжого гною великої рогатої худоби та пташиного посліду. Неконтрольоване накопичення цієї біомаси супроводжується інтенсивним виділенням в атмосферне повітря парникових та токсичних газів, зокрема метану, діоксиду вуглецю, аміаку та сірководню, що суттєво погіршує якість

© Шевченко Н.О., Понікарчик С.В. , 2026
Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY 4.0

повітряного басейну зони впливу та робить внесок у глобальні кліматичні зміни [1, 2]. Одночасно виникає високий ризик евтрофікації та токсикологічного забруднення гідросфери внаслідок змиву дощовими й талими водами або фільтрації у підземні водоносні горизонти розчинних сполук азоту, фосфору, фенольних сполук і важких металів, що спричиняє деградацію водних екосистем та унеможливлює використання питної води із колодязів й неглибоких свердловин [3]. У педосфері систематичне внесення непідготовленого або неналежно компостованого субстрату призводить до підлужування чи засолення ґрунтів, пригнічення природного мікробіоценозу та порушення ґрунтового поглинаючого комплексу через надлишок іонів амонію й вільних солей [4]. Додатковим аспектом біологічної небезпеки є наявність у свіжих відходах патогенних мікроорганізмів, яйця гельмінтів та життєздатного насіння бур'янів, що створює загрозу поширення зоонозних інфекцій і погіршення фітосанітарного стану агроландшафтів [5].

Актуальність дослідження. Актуальність даного дослідження зумовлена стрімким нарощуванням обсягів утворення відходів тваринницького комплексу, зокрема підстилкового гною великої рогатої худоби, неконтрольоване накопичення яких створює загрозу катастрофічного антропогенного навантаження на довкілля. Традиційні методи поводження з такими висококонцентрованими органічними відходами у стаціонарних буртах без належного регулювання аеробних та мікробіологічних процесів супроводжуються інтенсивною емісією токсичних газів, вимиванням біогенних елементів у підземні води та поширенням патогенної мікрофлори, що призводить до деградації локальних агроландшафтів. У зв'язку з цим критично необхідним є наукове обґрунтування та розробка інноваційних, екобезпечних технологій біодеструкції, спрямованих на керовану трансформацію органічної сировини у високоякісні і безпечні органічні добрива.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Публікацію та експериментальні розробки здійснено в процесі реалізації кафедральної тематики Уманського національного університету «Розробка методологічних підходів і практичного механізму екологічно-збалансованого природокористування» (номер державної реєстрації 0108U009772).

Аналіз останніх досліджень і публікацій. У сучасній екологічній науці та практиці природокористування проблема розробки екобезпечних технологій переробки і утилізації відходів тваринництва розглядається як один із визначальних пріоритетів забезпечення екологічної безпеки держави та реалізації концепції сталого розвитку агропромислового комплексу [6, 7]. Масштабне накопичення відходів тваринницьких підприємств створює системну загрозу для екологічної стійкості агроландшафтів, що вимагає переходу від традиційних, екологічно ризикованих методів їх видалення до науково обґрунтованих, ресурсозберігаючих біотехнологічних рішень замкненого циклу.

Теоретико-методологічні та практичні аспекти аеробного компостування органічних відходів, оцінки їхнього впливу на навколишнє природне середовище та оптимізації родючості ґрунтів висвітлено у фундаментальних працях багатьох вітчизняних і зарубіжних науковців [8, 9]. Аналіз зарубіжного досвіду [10, 11] свідчить про активний розвиток напряму біоаугментації та використання природних мінеральних ресурсів для мінімізації антропогенного навантаження на довкілля у процесі утилізації відходів. У сучасних публікаціях міжнародних дослідницьких груп акцентується увага на застосуванні спеціалізованих мікробіологічних консорціумів для оптимізації біотермічного режиму та надійного знезараження субстратів від патогенної мікрофлори [12].

Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Більшість існуючих технологічних рішень базується на ізольованому використанні або мікробіологічних інокулянтів, або мінеральних сорбентів, що не дозволяє досягти максимального синергетичного ефекту в оптимізації часової структури біотермічних фаз.

Новизна. У роботі вперше на теоретичному та експериментальному рівнях обґрунтовано еколого-технологічні параметри спрямованої біодеструкції підстилкового гною великої рогатої худоби та пташиного посліду за умов синергетичної дії вітчизняного мікробіологічного інокулянта «Екостерн» та природного Сокирницького клиноптилолітового цеоліту. Зокрема, поглиблено наукові уявлення про закономірності трансформації азотовмісних сполук і мінералізації органічної речовини, доведено механізми суттєвого скорочення початкової мезофільної фази та пролонгації термофільного етапу санітарної гігієнізації субстрату.

Методологічне або загальнонаукове значення. Методологічне значення проведених досліджень полягає у розробці та апробації комплексного методичного підходу до оцінки екологічної безпеки і біохімічної зрілості органічних добрив, що базується на поєднанні гравіметричного балансу маси, моніторингу біотермічної динаміки, визначення агрохімічних показників та електропровідності. Запропонована експериментальна модель може бути використана як універсальна методологічна основа для наукового обґрунтування технологій утилізації інших видів агропромислових відходів.

Викладення основного матеріалу. Експериментальні дослідження з обґрунтування екобезпечних технологічних параметрів біокомпостування відходів тваринництва здійснювали в умовах контрольованого модельного досліду. Як вихідний субстрат використовували суміш підстилкового

гною великої рогатої худоби та пташиного посліду з початковою вологістю 65–68 % і співвідношенням вуглецю до азоту (C:N) на рівні 28,4. Порівняльну оцінку інтенсивності біотермічних процесів та екологічної ефективності трансформації органічної речовини проводили за чотирма технологічними варіантами.

У першому варіанті, який слугував контролем, моделювали традиційне пасивне компостування у буртах без застосування механічного аерування та інокулянтів. Другий варіант передбачав проведення аеробного компостування з регулярним механічним ворошінням субстрату для оптимізації кисневого режиму. У третьому варіанті до вихідної компостної суміші вносили вітчизняний біопрепарат-деструктор органічних решток «Екостерн» (виробник ПП «БТУ-Центр», Україна) у робочій дозі 1 % від загальної маси субстрату для прискорення деструкції. У четвертому варіанті реалізовували оптимізовану екологізовану технологію, яка передбачала комбіновану дію біопрепарату «Екостерн» та природного мінерального сорбенту українського походження – Сокирницького клиноптилолітового цеоліту фракції 1–3 мм у кількості 5 % від сухої маси субстрату з метою іммобілізації амонійного азоту та зниження газоподібних емісій.

Аналіз біотермічної динаміки засвідчив, що внесення біологічних інокулянтів та мінерального сорбенту суттєво змінює часову структуру температурних фаз, прискорюючи вихід субстрату на термофільний режим. Для графічної інтерпретації часових співвідношень проходження окремих етапів біодеструкції відносно загальної тривалості процесу було розраховано відносні частки кожної фази, представлені на рисунку 1.

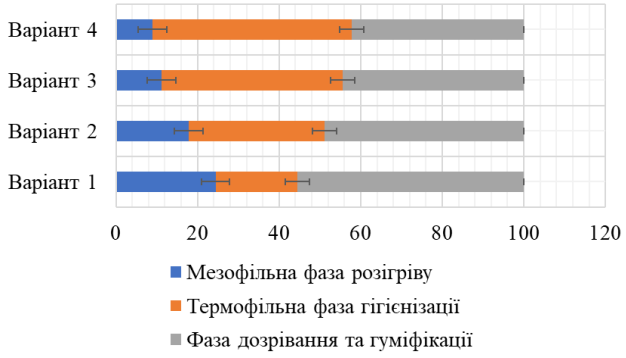


Рис. 1. Структура часового проходження температурних фаз компостування, % від загального циклу (45 діб)

Застосування біологічних інокулянтів та природних мінеральних сорбентів суттєво оптимізує біотермічну динаміку процесу деструкції відходів тваринництва. Зокрема, у контрольному варіанті мезофільна фаза розігріву затягується до 24,4 % загального циклу, тоді як у фоновому режимі термічна гігієнізація є недостатньою. Натомість впровадження оптимізованої технології із використанням вітчизняного біопрепарату «Екостерн» та Сокирницького клиноптилолітового цеоліту (варіант 4) дозволяє скоротити початкову мезофільну фазу до 8,9 % і розширити термофільну фазу санітарної гігієнізації майже до половини тривалості всього циклу (48,9 %). Таке тривале утримання високих температур гарантує ефективне знезараження субстрату від патогенної мікрофлори, створюючи передумови для стабілізації органічної речовини й отримання високоякісного, екологічно безпечного органічного добрива.

Аналіз оцінки фізико-хімічних трансформацій вихідного субстрату у процесі аеробного компостування свідчить, що застосування досліджуваних технологічних прийомів суттєво змінює напрям і співвідношення між процесами мінералізації та гуміфікації органічної речовини, впливаючи на фінальний вихід готової продукції (рис. 2).

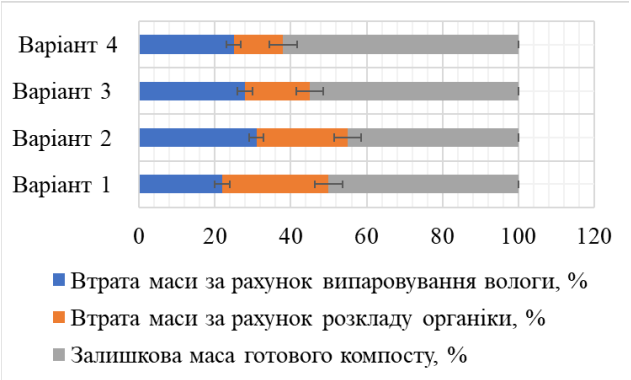


Рис. 2. Динаміка втрат маси та вологи під час компостування (% від початкової маси)

Аналіз балансу маси під час біокомпостування засвідчує, що пасивне компостування (варіант 1) та механічна аерація (варіант 2) супроводжуються високим рівнем непродуктивних втрат органічної речовини за рахунок її інтенсивного мінералізаційного розкладу, що зумовлює низький вихід готового субстрату.

Впровадження оптимізованої екотехнології із залученням вітчизняного біопрепарату-деструктора «Екостерн» та Сокирницького клиноптилолітового цеоліту (варіант 4) дозволяє знизити газоподібні втрати органіки більше ніж удвічі – до 13,0 %. Завдяки сорбційній ємності цеоліту та спрямованій мікробіологічній трансформації органічних сполук досягається максимальний вихід готового, стабілізованого за біохімічним складом компосту (62,0 % від вихідної маси), що підтверджує високу ресурсну та екологічну ефективність запропонованого рішення.

Важливим критерієм оцінки якості готового органічного добрива та його екологічної безпеки для

ISSN: 2306-9716 (Print), ISSN: 2664-6110 (Online)

Таблиця 1

Фізико-хімічні та агрохімічні показники готового компосту (на 45-ту добу ферментації)

Варіант досліду	Рівень pH	Вологість, %	Зольність, %	Співвідношення C:N	Електро-провідність, мСм/см
Вихідна суміш	6,2±0,2	68,5±2,1	24,0±1,5	28,4±1,2	3,4±0,2
Варіант 1	7,8±0,3	45,0±1,8	42,5±2,0	18,2±0,9	2,5±0,1
Варіант 2	7,5±0,2	42,0±1,5	46,0±1,8	15,6±0,7	2,1±0,1
Варіант 3	7,2±0,2	39,5±1,4	51,0±2,1	13,4±0,6	1,8±0,1
Варіант 4	7,0±0,1	38,0±1,2	54,5±2,3	11,8±0,5	1,5±0,1

агроекосистем є комплексний аналіз фізико-хімічних і агрохімічних параметрів субстрату на фінальному етапі ферментації. Рівень реакції середовища, вологість, зольність, співвідношення вуглецю до азоту та електропровідність дозволяють об'єктивно охарактеризувати ступінь стабілізації органічної речовини, відсутність фітотоксичних сполук і готовність компосту до внесення у ґрунт. Дослідження цих показників дало змогу встановити глибину трансформаційних процесів у досліджуваних варіантах (табл. 1).

Аналіз отриманих результатів засвідчує, що застосування оптимізованої екотехнології із залученням вітчизняного біопрепарату «Екостерн» та Сокирницького клиноптилолітового цеоліту (варіант 4) забезпечує глибоку гуміфікацію та стабілізацію органічної речовини, про що свідчить зниження співвідношення вуглецю до азоту до оптимальних показників на рівні 11,8, а також зростання зольності до 54,5 %. На відміну від контрольного варіанта, де процес мінералізації не досягає повної стабілізації, комплексний біомінеральний вплив сприяє формуванню якісного гумусового продукту з високою агрономічною цінністю, здатного покращувати структуру ґрунтового поглинаючого комплексу без ризику виділення фітотоксичних продуктів неповного розкладу.

Водночас стабілізація рівня pH на нейтральних значеннях та зниження загальної електропровідності до 1,5 мСм/см у четвертому варіанті свідчать про відсутність надлишкової концентрації розчинних солей і вільних іонів амонію, здатних чинити деструктивний вплив на ґрунтовий мікробіоценоз і проростки культурних рослин. Завдяки високій іонообмінній ємності цеоліту та спрямованій мікробіологічній активності деструктора досягається надійна іммобілізація біогенних елементів у стійкі форми, що гарантує екологічну безпеку застосування отриманого компосту, виключає ризики вторинного забруднення агроландшафтів і створює надійні передумови для сталого функціонування агроекосистем.

Головні висновки. У ході проведення комплексних експериментальних досліджень щодо екобезпечних технологічних параметрів аеробного біокомпостування відходів тваринництва науково обґрунтовано та експериментально доведено ефективність застосування оптимізованої технології біодеструкції, яка базується на синергетичній дії вітчизняного мікробіологічного інокулянта «Екостерн» та природного Сокирницького клиноптилолітового цеоліту. Встановлено, що їх комплексне внесення змінює біотермічну динаміку процесу, дозволяє більше ніж удвічі знизити непродуктивні газоподібні втрати органіки та досягти максимального виходу стабілізованого гуміфікованого продукту.

Перспективи використання результатів дослідження. Отримані експериментальні дані та розроблені технологічні параметри створюють надійне теоретичне і прикладне підґрунтя для виробничого впровадження на підприємствах агропромислового комплексу з метою екологічно безпечної утилізації відходів тваринництва в умовах замкненого циклу. Застосування оптимізованого біомінерального компосту забезпечує відновлення гумусового балансу ґрунтів сільськогосподарського призначення, покращення структури ґрунтового поглинаючого комплексу та запобігання ризикам вторинного забруднення поверхневих і підземних вод біогенами.

Література

1. Massé D., Masse Lucie, Claveau Sonia, Benchaar Chaouki, Thomas O. Methane Emissions from Manure Storages. *Transactions of the ASABE*, 2008. 51. P. 1775–1781. https://doi.org/10.13031/2013.25311.
2. Cardenas Aura, Ammon Christian, Schumacher Britt, Stinner Walter, Herrmann Christiane, Schneider Marcel, Weinrich Sören, Fischer Peter, Amon Thomas, Amon Barbara. Methane emissions from the storage of liquid dairy manure: Influences of season, temperature and storage duration. *Waste Management*, 2021. 121. P. 393–402. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.12.026.
3. Česonienė Laima, Dapkiene Midona, Sileikiene Daiva. The impact of livestock farming activity on the quality of surface water. *Environmental Science and Pollution Research*, 2019. 26. https://doi.org/10.1007/s11356-018-3694-3.
4. Iraji Farida, Ballesta Jimenez, Mongil-Manso Jorge, Pellejero Graciela, Miguélez David, Najafi Payam, Trujillo-Gonzalez Juan. The effects of compost application on soil properties: Agricultural and environmental benefits. *International Journal Of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, 2025. https://doi.org/10.57647/ijrowa-2025-8144.
5. Amoah I.D., Adegoke A.A., Stenström T.A. Soil-transmitted helminth infections associated with wastewater and sludge reuse: a review of current evidence. *Trop Med Int Health*, 2018. 23. P. 692–703. https://doi.org/10.1111/tmi.13076.

6. Sorathiya Lalitchandra, Fulsoundar A., Tyagi Kuldeep, Patel Manish, Singh Rana. Eco-friendly and modern methods of livestock waste recycling for enhancing farm profitability. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, 2014. 3. https://doi.org/10.1007/s40093-014-0050-6.
7. Georgacakis D., Tsavdaris A., Bakouli J., Symeonidis S. Composting solid swine manure and lignite mixtures withselected plant residues. *Biores Technol*, 1996. 56. P.195–200.
8. Сакун А. О., Самойленко Н. М., Кутковий Д. О. Компостування як екологічно безпечний метод утилізації органічних відходів. *Аграрні інновації*, 2025. 33. С. 241–245. https://doi.org/10.32848/agrar.innov.2025.33.40.
9. Goyal S., Dhull S. K., Kapoor K. K. Chemical and biological changes during composting of different organic wastes and assessment of compost maturity. *Bioresource Technology*, 2005. 96(14). https://doi.org/10.1016/j.biortech.2004.12.012.
10. Sagdeeva O., Krusir Galyna, Tsykalo A., Shpyrko T., Leuenberger Heinz. Composting of organic waste with the use of mineral additives. *Food Science and Technology*, 2018. 12. https://doi.org/10.15673/fst.v12i1.842.
11. Basak Biraj, Sarkar Abhijit, Saha Madhumonti, Kumar B., Rupesh T., Biswas Dipak, Bhattacharyya Ranjan, Mandal Debashis. Role of mineral additives in organic waste composting and its enrichment. Pedosphere, 2026. https://doi.org/10.1016/j.pedsph.2026.09.009.
12. Dang Hai, Le Phuoc-Cuong. *Influence of Microbial Inoculant on Composting of Biodegradable Domestic Solid Wastes*. 2021. https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-475430/v1.

Дата першого надходження статті до видання: 20.10.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 04.11.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 23.11.2026

ЕКОЛОГІЧНА СТІЙКІСТЬ ІНТРОДУЦЕНТІВ

УДК 582. 998.1 (477.42)
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.6-69.7

СТІЙКІСТЬ ІНТРОДУЦЕНТІВ РОДИНИ ASTERACEAE ДО ФІТОПАТОГЕНІВ ТА КОМАХ-ФІТОФАГІВ В УМОВАХ ІНТРОДУКЦІЇ В ЦЕНТРАЛЬНОМУ ПОЛІССІ УКРАЇНИ

Іващенко І.В. (orcid.org/0000-0003-1588-3718),
Тимощук Т.М. (orcid.org/0000-0001-8980-7334),
Бакалова А.В. (orcid.org/0000-0002-1934-4255),
Котюк Л.А. (orcid.org/0000-0002-6803-6304)
Поліський національний університет
бульв. Старий, 7, 10008, м. Житомир
kalateja@ukr.net

Розширення сировинної бази лікарсько-ароматичних рослин родини Asteraceae для потреб фармації, харчової та парфумерно-косметичної промисловості визначає актуальність мобілізації їхнього генофонду та обґрунтування успішності інтродукції в агрокліматичних умовах Центрального Полісся України. Метою досліджень була комплексна оцінка фітосанітарного стану інтродукованих популяцій рослин родини Asteraceae L. та визначення рівня їхньої стійкості до домінуючих фітопатогенів і комах-фітофагів для обґрунтування успішності адаптації культур в умовах Центрального Полісся України. Інтродукційні дослідження здійснювали упродовж 2013–2023 років у ботанічному саду Поліського національного університету імені Героїв десантників. Предмет досліджень – лікарські, ароматичні рослини родини Asteraceae: однорічні – *Cephalophora aromatica* Schrad. (цефалофлора ароматна); *Glebionis coronaria* (L.) Cass. ex Spach. (хризантема увінчана), 2 різновиди: *G. coronaria* var. *discolor* (d'Urv.) та *G. coronaria* var. *coronaria;* багаторічні – *Serratula coronata* L. (серпій увінчаний); *Artemisia dracunculus* L. (полин естрагоновий), 3 форми; *Artemisia austriaca* Jacq. (полин австрійський); *Artemisia abrotanum* L. (полин лікарський), 2 форми; *Artemisia maritima* L. (полин приморський); *Tanacetum balsamita* L. (пижмо бальзамічне), 2 різновиди: *T. balsamita* var. *balsamitoides* та *T. balsamita* var. *balsamita.* Насінний та посадковий матеріал отримано із відділу культурної флори Національного ботанічного саду (НБС) імені М. М. Гришка НАН України. Ентомологічні та фітопатологічні дослідження здійснювали за загальноприйнятими методиками. За результатами комплексного моніторингу інтродукованих популяцій лікарських, ароматичних рослин родини Asteraceae в умовах Центрального Полісся України ідентифіковано видовий склад шкідливих організмів. Домінуючими мікозами в інтродукційному фітоценозі визначено *Alternaria alternata*, *Septoria artemisiae* та *Golovinomyces cichoracearum*. Розвиток альтернаріозу зафіксовано на рослинах *S. coronata*, *G. coronaria* та *T. balsamita*. Ураження септоріозом діагностовано виключно в інтродукованій популяції *A. dracunculus* (форма 1, форма 2, форма 3). Встановлено, що *S. coronata* уражується борошнистою росою, збудником якої є гриб *Golovinomyces cichoracearum* (DC.) V. P. Heluta. Зафіксовано також таксоноспецифічну сприйнятливість різновиду *T. balsamita* var. *balsamita* до збудників іржі роду *Puccinia* порівняно зі стійким *T. balsamita* var. *balsamitoides*. На шестирічних особинах *A. abrotanum* (форма 1, форма 2) виявлено лишайники роду *Xanthoria*. Ознаки вірусних інфекцій у формі листкової мозаїки та карликовості мають обмежений, спорадичний характер (інтенсивність ураження 1–3%) і зареєстровані на окремих особинах *T. balsamita*, *S. coronata* та *G. coronaria*. Серед комах-фітофагів найбільшу шкодочинність виявили попелиці родини *Aphididae,* зафіксовані на рослинах *T. balsamita*, *A. dracunculus*, *A. abrotanum* (форма 2), та жуки оленки волохатої (*Tropinota hirta* (Poda)), які пошкоджують генеративні органи *S. coronata*. За результатами комплексної оцінки досліджувані види родини Asteraceae розділено за рівнями стійкості до хвороб і шкідників. Високостійкими (9 балів) визначено багаторічні таксони *A. maritima*, *A. austriaca*, *A. abrotanum* (форма 1) та однорічний вид *H. aromaticum*. Стійкими (8–7 балів) виявилися однорічні *G. coronaria* var. *discolor*, *G. coronaria* var. *coronaria* (8 балів), а також багаторічні *S. coronata*, *A. abrotanum* (форма 2) та *A. dracunculus* (форма 1, форма 2, форма 3) – 7 балів. Середньостійкими (5 балів) оцінено різновиди *T. balsamita* var. *balsamitoides* і *T. balsamita* var. *balsamita*, що експериментально доводить високий адаптивний потенціал більшості досліджених культур. *Ключові слова:* родина Asteraceae, інтродукція, лікарсько-ароматичні рослини, фітопатогени, комахи-фітофаги, стійкість, Центральне Полісся України.

Resistance of introduced Asteraceae species to phytopathogens and phytophagous insects under introduction conditions in the Central Polissia Region of Ukraine. Tymoshchuk T., Ivashchenko I., Bacalova A., Kotyuk L.

Expanding the raw material base of medicinal and aromatic plants of the Asteraceae family for the pharmaceutical, food, and perfumery-cosmetic industries underscores the importance of mobilizing their gene pool and evaluating the success of their introduction under the agro-climatic conditions of Central Polissia, Ukraine. The aim of the study was to comprehensively assess the phytosanitary status of introduced Asteraceae populations and determine their resistance to dominant phytopathogens and phytophagous insects, thereby evaluating the success of their adaptation to the conditions of Central Polissia. The aim of the research was to comprehensively assess the phytosanitary status of introduced plant populations belonging to the Asteraceae L. family and to determine their resistance

© Іващенко І.В., Тимощук Т.М., Бакалова А.В., Котюк Л.А., 2026
Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY 4.0

levels against dominant phytopathogens and phytophagous insects, in order to evaluate the success of their adaptation to the conditions of the Central Polissia region of Ukraine. The introduction studies were conducted between 2013 and 2023 at the Botanical Garden of the Polissia National University (named after the Heroes of the Airborne Forces). The subject of the research comprises medicinal and aromatic plants of the Asteraceae family: annuals – *Cephalophora aromatica* Schrad.; *Glebionis coronaria* (L.) Cass. ex Spach. (crown daisy), 2 varieties: *G. coronaria* var. *discolor* (d'Urv.) and G. *coronaria* var. *coronaria*; perennials – *Serratula coronata* L. (crested saw-wort); *Artemisia dracunculus* L. (tarragon), 3 forms; *Artemisia austriaca* Jacq. (Austrian wormwood); *Artemisia abrotanum* L. (southernwood), 2 forms; *Artemisia maritima* L. (sea wormwood); *Tanacetum balsamita* L. (costmary), 2 varieties: *T. balsamita* var. *balsamitoides* and T. *balsamita* var. *balsamita*. Seed and planting material was obtained from the Department of Cultivated Flora at the M.M. Hryshko National Botanical Garden of the National Academy of Sciences of Ukraine. Entomological and phytopathological studies were conducted using standard methodologies. Based on the results of comprehensive monitoring of introduced populations of medicinal and aromatic plants belonging to the Asteraceae family in the Central Polissia region of Ukraine, the species composition of harmful organisms was identified. *Alternaria alternata*, *Septoria artemisiae*, and *Golovinomyces cichoracearum* were identified as the dominant mycoses in the introduction phytocoenosis. The development of Alternaria blight was recorded on *S. coronata*, *G. coronaria*, and *T. balsamita*. Septoria infection was diagnosed exclusively in the introduced population of *A. dracunculus* (forms 1, 2, and 3). It was established that *S. coronata* is affected by powdery mildew caused by the fungus *Golovinomyces cichoracearum* (DC.) V. P. Heluta. Taxon-specific susceptibility of *T. balsamita* var. balsamita to rust pathogens of the genus *Puccinia* (*Puccinia* spp.) has also been observed, in contrast to the resistant T. balsamita var. balsamitoides. On six-year-old specimens of *A. abrotanum* (form 1, form 2), the formation of epiphytic consortial associations with lichens of the genus *Xanthoria* was detected. Symptoms of viral infections, manifesting as leaf mosaic and stunting, are limited and sporadic in nature (infection intensity of 1–3%) and have been observed on individual plants of *T. balsamita*, *S. coronata*, and *G.* coronaria. Among phytophagous insects, the greatest damage was caused by aphids (Aphididae spp.) – recorded on *T. balsamita*, *A. dracunculus*, and *A. abrotanum* (form 2) – and by the hairy rose beetle (*Tropinota hirta* (Poda)), which damages the reproductive organs of *S. coronata*.

Based on a comprehensive assessment, the studied species of the Asteraceae family were categorized according to their levels of resistance to diseases and pests. The perennial taxa *A. maritima*, *A. austriaca*, and *A. abrotanum* (form 1), along with the annual species *H. aromaticum*, were identified as highly resistant (rated 9). The annuals *G. corona*ria var. *discolor* and *G. coronaria* var. *coronaria* (rated 8), as well as the perennials *S. coronata*, *A. abrotanum* (form 2), and *A. dracunculus* (forms 1, 2, and 3; rated 7), were found to be resistant. *T. balsamita* var. *balsamitoides* and *T. balsamita* var. *balsamita* were assessed as moderately resistant (rated 5), a finding that experimentally demonstrates the high adaptive potential of the majority of the studied crops. *Key words:* Asteraceae family, introduction, medicinal and aromatic plants, phytopathogens, phytophagous insects, resistance, Central Polissia of Ukraine.

Постановка проблеми. Сучасна динаміка кліматичних змін в Україні зумовлює потребу в розширенні вітчизняного традиційного асортименту корисних культур за рахунок екологічно пластичних та адаптивних інтродуцентів. Важливий чинник збагачення біотичного різноманіття культурфітоценозів – інтродукція рослин [1]. Один із аспектів інтродукційних досліджень – вивчення сукупності різних умов та впливу факторів, що діють на рослини у нових природних умовах чи в культурі, зокрема дослідження реакції рослин на комплекс біотичних чинників середовища.

Актуальність дослідження. Розширення сировинної бази лікарсько-ароматичних рослин родини Asteraceae для потреб фармації, харчової та парфумерно-косметичної промисловості визначає актуальність мобілізації їхнього генофонду та обґрунтування успішності інтродукції в агрокліматичних умовах Житомирського Полісся. Метою досліджень була комплексна оцінка фітосанітарного стану інтродукованих популяцій рослин родини Asteraceae L. та визначення рівня їхньої стійкості до домінуючих фітопатогенів і комах-фітофагів для обґрунтування успішності адаптації культур в умовах Центрального Полісся України.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Провідна роль у збагаченні біорізноманіття культурфітоценозів належить мобілізації овочевих, лікарських, пряносмакових, ефіроносних рослин, серед яких особливу цінність мають представники родини Айстрові (Asteraceae) [1, 2, 3]. Рослини цієї родини відзначаються високою стійкістю до несприятливих чинників довкілля, значною біопродуктивністю та якісними показниками фітосировини [2, 4, 5]. Попри те, що світова флора налічує понад 33000 видів родини (у флорі України – 695 видів із 121 роду), потенціал їхніх дикорослих популяцій обмежений [6, 7, 8]. Систематичний аналіз наукової літератури щодо ареалів поширення, агротехніки вирощування та світового досвіду застосування представників родів Glebionis, Serratula, Artemisia, Tanacetum та Helenium родини Asteraceae підтверджує високий потенціал залучення цих таксонів у фармацевтичну, парфумерно-косметичну та харчову галузі промисловості України [9, 10, 11, 12, 13]. З цією метою у Ботанічному саду імені Героїв десантників Поліського національного університету сформовано колекцію лікарсько-ароматичних рослин родини Asteraceae [14]. Для успішного введення в культуру в умовах регіону найперспективніших видів важливим є оцінка успішності інтродукції, яка визначається адаптаційними можливостями інтродуцентів [1]. Екологічний підхід в інтродукційних дослідженнях вимагає вивчення сукупності різних умов та впливу факторів, що діють на організм рослин у нових природних умовах чи в культурі, зокрема дослідження реакції рослин на комплекс біотичних чинників середовища [1]. Одним із критеріїв адаптації та успішності інтродукції видів родини Asteraceae в регіоні є їхня стійкість до основних фітопатогенів та комах-фітофагів.

Наукова новизна. Вперше для умов Центрального Полісся України ідентифіковано видовий склад

шкідливих організмів восьми інтродукованих видів лікарських і ароматичних рослин родини Asteraceae. Визначено домінуючі мікози (*Alternaria alternata* (Fr.) Keissl., *Septoria artemisiae* Pass., *Golovinomyces cichoracearum* (DC.) V.P. Heluta) та ключових фітофагів – представників родини *Aphididae* та виду *Tropinota hirta* (Poda).

На основі комплексної оцінки вперше розподілено досліджувані таксони, включаючи їхні різновиди та колекційні форми, за рівнями стійкості до хвороб і шкідників.

Методологія дослідження. Інтродукційні дослідження здійснювали упродовж 2013–2023 років у ботанічному саду Поліського національного університету імені Героїв десантників, що належить до зони Центрального Полісся України. Предмет досліджень – лікарські, ароматичні рослини родини Asteraceae: однорічні – *Cephalophora aromatica* Schrad. (цефалофлора ароматна); *Glebionis coronaria* (L.) Cass. ex Spach. (хризантема увінчана), 2 різновиди: *G. coronaria* var. *discolor* (d'Urv.) та *G. coronaria* var. *coronaria;* багаторічні – *Serratula coronata* L. (серпій увінчаний); *Artemisia dracunculus* L. (полин естрагоновий), 3 форми; *Artemisia austriaca* Jacq. (полин австрійський); *Artemisia abrotanum* L. (полин лікарський), 2 форми; *Artemisia maritima* L. (полин приморський); *Tanacetum balsamita* L. (пижмо бальзамічне), 2 різновиди: *T. balsamita* var. *balsamitoides* та *T. balsamita* var. *balsamita.* Насінний та посадковий матеріал отримано із відділу культурної флори Національного ботанічного саду (НБС) імені М. М. Гришка НАН України. Ентомологічні й фітопатологічні дослідження здійснювали за С. О. Трибелем (2001) [15], В. В. Бригадиренком (2003) [16], В. П. Омелютою (1986) [17]; для встановлення видового складу шкодочинних організмів використовували загальноприйняті методики й визначники [18, 19, 20, 21, 22, 23, 24]. Встановлення стійкості інтродуцентів до фітопатогенів та комах-фітофагів проводили, користуючись 9–ти бальною шкалою, запропонованою О. А. Порадою [25]: 1 бал – дуже низька стійкість, ураження рослин понад 85%; 3 бали – низька – в межах 60–85%; 5 балів – середня – в межах 35–60%; 7 балів – висока – в межах 10–35%; 9 балів – дуже висока, ураження відсутні.

Викладення основного матеріалу. За результатами багаторічного фітосанітарного моніторингу інтродукованих популяцій рослин родини Asteraceae L. в умовах Центрального Полісся України ідентифіковано комплекс шкідливих організмів мікологічного, вірусного та ентомологічного походження (табл. 1, 2). Симптоми листкової мозаїки вірусної етіології виявлено у різновидів *T. balsamita* var. *balsamitoides* та *T. balsamita* var. *balsamita* із частотою ураження 1–3%. В інтродукованих популяціях *S. coronata* та *G. coronaria* відмічено поодинокі рослини з ознаками вірусного інфікування, що виявлялося у формі мозаїки листя та карликовості. На окремих шестиріччних особинах *A. abrotanum* (форма 1, форма 2) зафіксовано лишайники роду *Xanthoria*. Ураження патогенами у період активної вегетації рослин *A. maritima*, *A. austriaca* та *A. abrotanum* (форма 1) не виявлено. На рослинах *A. dracunculus* (форма 1, форма 2, форма 3) у вегетативну фазу діагностовано септоріоз (суха плямистість). Патологічний процес супроводжувався появою на листках і стеблах хлоротичних плям та темно-коричневих некрозів різної зональності з подальшим формуванням дрібних округлих пікнід та всиханням листкових пластинок. На основі вивчення морфолого-культуральних ознак ізолятів збудник ідентифіковано як мікроміцет *Septoria artemisiae* Pass., який відноситься до відділу Ascomycota, класу Dothideomycetes та родини Mycosphaerellaceae (телеоморфа пов'язана з родом *Mycosphaerella*).

Основним мікозом в інтродукованій популяції серпію увінчаного визначено альтернаріоз, викликаний фітопатогеном *Alternaria alternata* (Fr.) Keissl., що належить до відділу Ascomycota, класу Dothideomycetes та родини Pleosporaceae. Хвороба фіксувалася протягом усього онтогенезу – від прегенеративного до генеративного періоду. Інфікування супроводжувалося утворенням округло-кутастих сірувато-коричневих некрозів із характерним темним нальотом конідіального спороношення. На стеблах і черешках некрози зливалися у глибокі сухі виразки, що призводило до закручування, пожовтіння та всихання листя. Симптоми альтернаріозу фіксували також на поодиноких рослинах *T. balsamita* та *G. coronaria*, проте хвороба суттєво не впливала на продуктивність культур.

В популяції дев'ятирічних особин *S. coronata* зафіксовано розвиток борошнистої роси. Захворювання реєстрували у широкому діапазоні фенофаз: вегетативній, бутонізації, цвітіння, плодоношення та відмирання пагонів. Патологічний процес супроводжувався в'яненням, появою темно-коричневих плям та некрозом листкових пластинок, що суттєво знижувало якість сировини.

На основі мікроскопічного аналізу морфологічних ознак ідентифіковано збудника захворювання – мікроміцета *Golovinomyces cichoracearum* (DC.) V. P. Heluta, який є представником відділу Ascomycota, класу Leotiomycetes та родини Erysiphaceae. Поверхневий міцелій патогена формує анаморфу типу *Pseudoidium* із еліптичними та бочкоподібними конідіями, об'єднаними у видовжені ланцюжки. На початку жовтня зафіксовано утворення сферичних темно-коричневих хазмотеціїв. Базальні придатки плодових тіл добре розвинені, подекуди розгалужені, щільно переплітаються з екзогенним міцелієм, суттєво перевищуючи діаметр самих хазмотеціїв. Клейстокарпій (аскома) містить по 10–15 (іноді до 25) яйцеподібних асків із двома або трьома аскоспорами.

Також під час фітосанітарного оцінювання на листках та генеративних пагонах *T. balsamita* var.

balsamita виявлено чіткі симптоми іржі, викликані збудником мікологічного походження роду *Puccinia* (*Puccinia* spp.), відділу Basidiomycota, класу Pucciniomycetes, порядку Pucciniales. На відміну від типового різновиду, інтродуценти *T. balsamita* var. *balsamitoides* виявили стійкість до зазначеного фітопатогена.

Аналіз таксономічної та екологічної структури комплексу безхребетних у насадженнях досліджуваних інтродуцентів дозволив виділити чотири основні групи таксонів за рівнем їхньої шкодочинності (табл. 1):

Комплекс шкідливих фітофагів**:** до цієї групи віднесено рослиноїдних безхребетних (комах та молюсків), життєдіяльність яких безпосередньо пов'язана з деструкцією рослинних тканин під час живлення.

На основі моніторингу виділено головних шкідливих фітофагів (*), які суттєво лімітували продуктивність культур: пижмову попелицю (*Macrosiphoniella tanacetaria*) на *Tanacetum balsamita*, попелиць родини *Aphididae* на *Artemisia dracunculus* та *Artemisia abrotanum* (виключно форми 2), а також жуків оленки волохатої (*Tropinota hirta*) на суцвіттях *Serratula coronata*. Спорадичний характер без вираженої екологічної шкодочинності мала поява інших фітофагів: хруща травневого (*Melolontha melolontha*), клопів-сліпняків (*Closterotomus norwegicus*, *Lygus pratensis*, *Adelphocoris lineolatus*), клопа-крайовика щавлевого (*Coreus marginatus*), жуків-довгоносиків родини *Curculionidae*, гусениць совки бавовникової (*Helicoverpa armigera*), інвазійної цикадки білої (*Metcalfa pruinosa*), а також наземних черевоногих молюсків – слимака іспанського (*Arion vulgaris*) та сірого (*Deroceras reticulatum*).

Корисні ентомофаги: група представлена зоофагами та паразитоїдами, які забезпечували природне регулювання чисельності шкідливих фітофагів. Основними регуляторами щільності популяцій попелиць та личинок лускокрилих виявилися сонечко семикрапкове (*Coccinella septempunctata*), коник зелений (*Tettigonia viridissima*), м'якотілка яскравіша (*Cantharis pellucida*), гноєлюбка руда (*Scathophaga stercoraria*), а також личинки мух-дзюрчалок роду *Sphaerophoria* та підродини *Syrphinae*. Виявлення наїзника-паразитоїда з роду *Pimpla* на хризантемі увінчаній мало особливе значення для біологічного контролю чисельності гусениць совок.

Корисні запилювачі: екологічна група комах, чия трофічна активність у генеративну фазу онтогенезу інтродуцентів визначала успішність їхнього репродуктивного циклу. Головний запилювач у насадженнях *S. coronata* та *G. coronaria* – бджола медоносна (*Apis mellifera* L.). Важливу супутню роль у процесах перехресного запилення відігравали також мухи-дзюрчалки (*Eristalis tenax* (L.), *Sphaerophoria scripta* (L.).

Супутні екологічно нейтральні види: таксони, фіксація яких у посівах мала виключно випадковий характер без формування трофічних зв'язків з інтродуцентами. До цієї категорії віднесено кімнатну муху (*Musca* spp.) та представника хрестоцвітних олігофагів – капустяну міль (*Plutella xylostella* L.)

Представники родини Aphididae (попелиці) активно розселялись на листках, стеблах *T. balsamita*, *A. dracunculus* у фазу бутонізації і початку квітування, утворюючи щільні колонії. Проте, в окремі роки (2019, 2020), заселення попелицею *A. dracunculus* не спостерігалось, незалежно від віку особин. Попелиці із колюче-сисним ротовим апаратом, живлячись соком рослин, спричиняли скручування, деформацію і підсихання листків. Відомо, що попелиці є переносниками вірусів рослин. Значну шкоду спричиняли попелиці рослинам *A. abrotanum* (форма 2) – ступінь ураження становив 30 %. Проте, на особинах *A. abrotanum* (форма 1) попелиць не виявлено. Відмінність у сприйнятливості до шкідника рослин різних форм *A. abrotanum* пояснюється особливостями компонентного складу ефірних олій. Поодинокі екземпляри попелиць також траплялись у фазу бутонізації та початку квітування на листках, стеблах хризантеми увінчаної. У вегетативну фазу, перед бутонізацією, попелиця відмічена на листках верхівкової формації молодих пагонів серпію увінчаного, проте суттєвої шкоди рослинам не спричиняла. Ступінь ураження становив 3 %.

В інтродукованій популяції серпію увінчаного у фазу квітування на окремих кошиках рослин траплялись особини оленки волохатої (*Tropinota hirta*) ряду Твердокрилі (*Coleoptera*), підродини Бронзівки (*Cetoninae*), родини Пластинчастовусі (*Scarabaeidae*), які ушкоджували генеративні органи. Заселеність ними становила (10 %). Імаго живиться бутонами і квітками, є шкідником багатьох сільськогосподарських культур. Яйця відкладає в грунт, личинки живляться відмерлими рослинними рештками, там же заляльковуються. Жуки зимують в грунті. Оленка волохата також іноді траплялась на поодиноких особинах хризантеми увінчаної у фазу квітування.

Окрім комах-фітофагів в інтродукованих популяціях полину естрагонового, пижма бальзамічного, полину лікарського, серпію увінчаного, хризантеми увінчаної траплялись комахи-ентомофаги – сонечко семикрапкове (*Coccinella septempunctata*), коник зелений (*Tettigonia viridissima*), м'якотілка яскравіша (*Cantharis pellucida*), гноєлюбка руда (*Scathophaga stercoraria*), мухи-дзюрчалки роду *Sphaerophoria*, наїзник-паразитоїд роду *Pimpla*. [26]. Відомо, що зазначені види регулють чисельність шкодочинних організмів.

Згідно результатів оцінювання стійкості досліджуваних видів родини Asteraceae до хвороб і шкідників встановлено, що за інтродукції в Центральному Поліссі України вони виявляють високий і середній ступені стійкості (табл. 2).

 ISSN: 2306-9716 (Print), ISSN: 2664-6110 (Online)

Таблиця 1

Таксономічний склад фітофагів та ентомофагів у культурах рослин-інтродуцентів родини Asteraceae

Вид рослини	Комахи та молюски (Клас, ряд, родина, вид)
Serratula coronata	Клас Insecta, ряд Coleoptera, родина Scarabaeidae: *Tropinota hirta* (Poda)* Клас Insecta, ряд Coleoptera, родина Scarabaeidae: *Melolontha melolontha* L. Клас Insecta, ряд Homoptera, родина Aphididae: *Aphididae* spp. Клас Insecta, ряд Hymenoptera, родина Formicidae: *Lasius niger* L. Клас Insecta, ряд Hemiptera, родина Pyrrhocoridae: *Pyrrhocoris apterus* (L.) Клас Insecta, ряд Diptera, родина Agromyzidae: *Liriomyza* spp. Корисні ентомофаги та запилювачі: Клас Insecta, ряд Coleoptera, родина Coccinellidae: *Coccinella septempunctata* L. Клас Insecta, ряд Hymenoptera, родина Apidae: *Apis mellifera* L. Клас Insecta, ряд Diptera, родина Syrphidae: *Sphaerophoria scripta* (L.) Супутні нейтральні види: Клас Insecta, ряд Diptera, родина Muscidae: *Musca* spp.
Helenium aromaticum	Клас Insecta, ряд Coleoptera, родина Scarabaeidae: *Melolontha melolontha* L. Клас Insecta, ряд Hymenoptera, родина Formicidae: *Lasius niger* L. Клас Insecta, ряд Hemiptera, родина Pyrrhocoridae: *Pyrrhocoris apterus* (L.) Корисні ентомофаги та запилювачі: Клас Insecta, ряд Orthoptera, родина Tettigoniidae: *Tettigonia viridissima* (L.) Клас Insecta, ряд Diptera, родина Syrphidae: *Sphaerophoria scripta* (L.) Супутні нейтральні види: Клас Insecta, ряд Diptera, родина Muscidae: *Musca* spp.
Tanacetum balsamita	Клас Insecta, ряд Homoptera, родина Aphididae: *Macrosiphoniella tanacetaria* (Kaltenbach)* Клас Insecta, ряд Coleoptera, родина Scarabaeidae: *Melolontha melolontha* L. Клас Insecta, ряд Hymenoptera, родина Formicidae: *Lasius niger* L. Клас Insecta, ряд Hemiptera, родина Pyrrhocoridae: *Pyrrhocoris apterus* (L.) Клас Insecta, ряд Diptera, родина Agromyzidae: *Liriomyza* spp. Клас Insecta, ряд Lepidoptera, родина Noctuidae: Noctuidae spp. Корисні ентомофаги та запилювачі: Клас Insecta, ряд Coleoptera, родина Coccinellidae: *Coccinella septempunctata* L. Клас Insecta, ряд Coleoptera, родина Cantharidae: *Cantharis pellucida* Fabricius Клас Insecta, ряд Diptera, родина Scathophagidae: *Scathophaga stercoraria* (L.) Клас Insecta, ряд Hymenoptera, родина Apidae: *Apis mellifera* L. Клас Insecta, ряд Diptera, родина Syrphidae: *Sphaerophoria scripta* (L.) Супутні нейтральні види: Клас Insecta, ряд Diptera, родина Muscidae: *Musca* spp.
Glebionis coronaria	Клас Insecta, ряд Coleoptera, родина Scarabaeidae: *Tropinota hirta* (Poda) Клас Insecta, ряд Homoptera, родина Aphididae: *Aphididae* spp. Клас Insecta, ряд Hymenoptera, родина Formicidae: *Lasius niger* L. Клас Insecta, ряд Hemiptera, родина Miridae: *Closterotomus norwegicus* (Gmelin), *Lygus pratensis* (L.), *Adelphocoris lineolatus* (Goeze) Клас Insecta, ряд Hemiptera, родина Coreidae: *Coreus marginatus* (L.) Клас Insecta, ряд Hemiptera, родина Pyrrhocoridae: *Pyrrhocoris apterus* (L.) Клас Insecta, ряд Coleoptera, родина Curculionidae: *Curculionidae* spp. Клас Insecta, ряд Lepidoptera, родина Noctuidae: *Helicoverpa armigera* (Hübner) Корисні ентомофаги та запилювачі: Клас Insecta, ряд Orthoptera, родина Tettigoniidae: *Tettigonia viridissima* (L.) Клас Insecta, ряд Hymenoptera, родина Apidae: *Apis mellifera* L. Клас Insecta, ряд Hymenoptera, родина Ichneumonidae: *Pimpla* spp. Клас Insecta, ряд Diptera, родина Syrphidae: *Eristalis tenax* (L.), *Sphaerophoria scripta* (L.), підродина *Syrphinae* Супутні нейтральні види: Клас Insecta, ряд Diptera, родина Muscidae: *Musca* spp.
Artemisia abrotanum	Форма 1: Клас Insecta, ряд Hymenoptera, родина Formicidae: *Lasius niger* L. Корисні ентомофаги: Клас Insecta, ряд Coleoptera, родина Coccinellidae: *Coccinella septempunctata* L. Форма 2: Клас Insecta, ряд Homoptera, родина Aphididae: *Aphididae* spp.* Клас Insecta, ряд Homoptera, родина Flatidae: *Metcalfa pruinosa* (Say) Клас Insecta, ряд Hymenoptera, родина Formicidae: *Lasius niger* L. Корисні ентомофаги: Клас Insecta, ряд Coleoptera, родина Coccinellidae: *Coccinella septempunctata* L.

Продовження таблиці 1

Вид рослини	Комахи та молюски (Клас, ряд, родина, вид)
Artemisia maritima	Клас Insecta, ряд Coleoptera, родина Scarabaeidae: *Melolontha melolontha* L. Клас Insecta, ряд Hymenoptera, родина Formicidae: *Lasius niger* L. Супутні нейтральні види: Клас Insecta, ряд Diptera, родина Muscidae: *Musca* spp.
Artemisia austriaca	Клас Insecta, ряд Coleoptera, родина Scarabaeidae: *Melolontha melolontha* L. Супутні нейтральні види: Клас Insecta, ряд Diptera, родина Muscidae: *Musca* spp. Клас Insecta, ряд Lepidoptera, родина Plutellidae: *Plutella xylostella* (L.)
Artemisia dracunculus	Клас Insecta, ряд Homoptera, родина Aphididae: *Aphididae* spp.* Клас Insecta, ряд Coleoptera, родина Scarabaeidae: *Melolontha melolontha* L. Клас Insecta, ряд Hymenoptera, родина Formicidae: *Lasius niger* L. Клас Insecta, ряд Hemiptera, родина Pyrrhocoridae: *Pyrrhocoris apterus* (L.) Клас Gastropoda, ряд Stylommatophora, родина Arionidae: *Arion vulgaris* Moquin-Tandon Клас Gastropoda, ряд Stylommatophora, родина Agriolimacidae: *Deroceras reticulatum* (Müller) Корисні ентомофаги та запилювачі: Клас Insecta, ряд Coleoptera, родина Coccinellidae: *Coccinella septempunctata* L. Клас Insecta, ряд Orthoptera, родина Tettigoniidae: *Tettigonia viridissima* (L.)

Примітка: * – види комах, які завдавали рослинам явної та суттєвої шкоди (основні шкідливі фітофаги). Решта наведених фітофагів та супутніх видів реєструвалися як поодинокі випадки.

Таблиця 2

Характеристика стійкості лікарсько-ароматичних рослин родини *Asteraceae* L. до хвороб і шкідників за умов інтродукції в Центральному Поліссі України, (2013–2023 рр.)

Таксон	Шкідник, хвороба	Стійкість рослин, бал	Рік виявлення
S. coronata	альтернаріоз попелиці оленка волохата борошниста роса	7 7 7 7	2013–2023 2021–2023
A. dracunculus форма 1	септоріоз попелиці	7 7	2013–2023
A. dracunculus форма 2	септоріоз попелиці	7 7	2013–2023
A. dracunculus форма 3	септоріоз попелиці	7 7	2013–2023
A. austriaca	–	9	2013–2023
A. abrotanum форма1	–	9	2013–2020
A. abrotanum форма 2	попелиці	7	2017–2020
A. maritima	–	9	2013–2020
T. balsamita var. *balsamitoides*	альтернаріоз попелиці	7 5	2013–2020
T. balsamita var. *balsamita*	альтернаріоз попелиці іржа	7 5 5	2013–2020
G. coronaria var. *discolor*	альтернаріоз	8	2013–2023
G. coronaria var. *coronaria*	альтернаріоз	8	2013–2023
H. aromaticum	–	9	2013–2018

За нових умов зростання інтродуценти здатні протистояти біотичним факторам впливу. В цілому серед багаторічних рослин оцінені як високостійкі (9 балів) – *A. maritima, A. austriaca*, *A. abrotanum* (форма 1); стійкі (7 балів) – *S. coronata, A. dracunculus* (форма 1, форма 2, форма 3), *A. abrotanum* (форма 2); середньостійкі (5 балів) – *T. balsamita* var. *balsamitoides* і *T. balsamita* var. *balsamita.* Серед однорічних рослин виділено високостійкий до хвороб та шкідників вид – *H. aromaticum*, який оцінено у 9 балів. Стійкими (8 балів) виявились *G. coronaria* var. *discolor, G. coronaria* var. *coronaria.*

Висновки. За результатами комплексного моніторингу інтродукованих популяцій лікарських, ароматичних рослин родини Asteraceae в умовах Центрального Полісся України ідентифіковано видовий склад шкідливих організмів. Домінуючими мікозами в інтродукційному фітоценозі визначено *Alternaria alternata*, *Septoria artemisia* та *Golovinomyces cichoracearum*. Розвиток альтерна-

ріозу зафіксовано на рослинах *Serratula coronata*, *Glebionis coronaria* та *Tanacetum balsamita*. Ураження септоріозом діагностовано виключно в інтродукованій популяції *Artemisia dracunculus* (форма 1, форма 2, форма 3). Встановлено, що *Serratula coronata* уражується борошнистою росою, збудником якої є гриб *Golovinomyces cichoracearum* (DC.) V. P. Heluta. Зафіксовано також таксоноспецифічну сприйнятливість різновиду *T. balsamita* var. *balsamita* до збудників іржі роду *Puccinia* (*Puccinia* spp.) порівняно зі стійким *T. balsamita* var. *balsamitoides*. На шестирічних особинах *Artemisia abrotanum* (форма 1, форма 2) виявлено лишайники роду *Xanthoria*. Ознаки вірусних інфекцій у формі листкової мозаїки та карликовості мають обмежений, спорадичний характер (інтенсивність ураження 1–3%) і зареєстровані на окремих особинах *Tanacetum balsamita*, *Serratula coronata* та *Glebionis coronaria*. Серед комах-фітофагів найбільшу шкодочинність виявили попелиці (*Aphididae*), зафіксовані на рослинах *T. balsamita*, *A. dracunculus*, *A. abrotanum* (форма 2), *S. coronata* та жуки оленки волохатої (*Tropinota hirta*), які пошкоджують генеративні органи *S. coronata*. За результатами комплексної оцінки досліджувані види родини Asteraceae розділено за рівнями стійкості до хвороб і шкідників. Високостійкими (9 балів) визначено багаторічні таксони *Artemisia maritima*, *Artemisia austriaca*, *Artemisia abrotanum* (форма 1) та однорічний вид *Helenium aromaticum*. Стійкими (8–7 балів) виявилися однорічні *Glebionis coronaria* var. *discolor*, *Glebionis coronaria* var. *coronaria* (8 балів), а також багаторічні *Serratula coronata*, *Artemisia abrotanum* (форма 2) та *Artemisia dracunculus* (форма 1, форма 2, форма 3) – 7 балів. Середньостійкими (5 балів) оцінено різновиди *Tanacetum balsamita* var. *balsamitoides* і *Tanacetum balsamita* var. *balsamita*, що експериментально доводить високий адаптивний потенціал більшості досліджених культур.

Література

1. Рахметов Д. Б. Теоретичні та прикладні аспекти інтродукції рослин в Україні. Київ : Аграр Медіа Груп, 2011. 398 с.
2. Fysal Yousuf M. A., Devaraj E., Narayan V. Asteraceae: A review of hepatoprotective plant principles. *Drug invention today*. 2019. Vol. 11, no. 1. P. 22–24.
3. The potential medicinal value of plants from *Asteraceae* family with antioxidant defense enzymes as biological targets / S. Koc et al. *Pharmaceutical biology.* 2015. Vol. 53, no. 5. P. 746–751. DOI: 10.3109/13880209.2014.942788.
4. The influence of solvent choice on the extraction of bioactive compounds from Asteraceae: A comparative review / J. E. Lee et al. *Foods*. 2024. Vol. 13, no. 19. Art. 3151.
5. The useful plants and fungi of Colombia (UPFC) project: delivering botanical knowledge to support conservation and sustainable development / M. Diazgranados et al. *Catalogue of Useful Plants of Colombia.* Kew : Royal Botanic Gardens & Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, 2022. P. 21–33.
6. Мінарченко В. М. Лікарські рослини України. *Енциклопедія Сучасної України* / ред. : І. М. Дзюба та ін. ; НАН України, НТШ. К. : Інститут енциклопедичних досліджень НАН України, 2016. URL: esu.com.ua. DOI: 10.5281/zenodo.19829587.
7. Global Compositae Database. Accessed at https://www.compositae.org/gcd on 2026-03-15. DOI: 10.14284/411.
8. Mosyakin S. L., Fedoronchuk M. M. Vascular plants of Ukraine. A nomenclatural checklist. Kiev, 1999. 345 p. DOI: 10.13140/2.1.2985.0409.
9. Analysis of Cosmetic Products Containing *Serratula coronata* Herb Extract / A. Kroma et al. *Cosmetics*. 2023. Vol. 10, no. 1. Art. 18. DOI: 10.3390/cosmetics10010018.
10. An in-Depth Study of Metabolite Profile and Biological Potential of *Tanacetum balsamita* L. (Costmary) / R. Gevrenova et al. *Plants*. 2023. Vol. 12, no. 1. Art. 22. DOI: 10.3390/plants12010022.
11. Antibacterial and antioxidant activity of essential oils and extracts from costmary (*Tanacetum balsamita* L.) and tansy (*Tanacetum vulgare* L.) / K. B. Bączek et al. *Industrial Crops and Products*. 2017. Vol. 102. P. 154–163. DOI: 10.1016/j.indcrop.2017.03.009.
12. Tawaha K., Hudaib M. Volatile oil profiles of the aerial parts of Jordanian garland, *Chrysanthemum coronarium*. *Pharmaceutical Biology*. 2010. Vol. 48, no.10. P. 1108–1114. DOI: 10.3109/13880200903505641.
13. Unveiling the phytochemical profile and biological potential of five *Artemisia* species / A. Trifan et al. *Antioxidants*. 2022. Vol. 11, no. 5. Art. 1017. URL: https://doi.org/10.3390/antiox11051017.
14. Біологічні основи інтродукції перспективних енергетичних та ароматичних рослин в Україні / Д. Б. Рахметов та ін. Київ: Національна академія наук України, НБС імені М. М. Гришка, 2024. 314 с. URL: https://doi.org/10.59647/978-617-14-0300-0/1.
15. Трибель С. Щ. Екологізація захисту рослин. *Карантин і захист рослин.* 2010. № 5(67). С. 16–20.
16. Бригадиренко В. В. Основи систематики комах: навч. посіб. Дніпропетровськ : РВВ ДНУ, 2003. 204 с.
17. Облік шкідників і хвороб сільськогосподарських культур / В. П. Омелюта та ін. ; за ред. В. П. Омелюти. Київ : Урожай, 1986. С. 4–107.
18. Вірусні хвороби лікарських рослин: монографія / Л. Т. Міщенко та ін. Київ, нац. ун-т ім. Тараса Шевченка. Київ : Фітосоціоцентр, 2015. 269 с.
19. Визначник грибів України : у 5 т. Т. 4 : Базидіоміцети: дакриміцетальні, тремелальні, аурикуляріальні, сажковидні, іржасті / М. Я. Зерова та ін. ; за ред. Д. К. Зерова. Київ : Наук. думка, 1971. 315.
20. Визначник грибів України : у 5 т. Т. 3 : Незавершені гриби / С. Ф. Морочковський та ін. ; за ред. Д. К. Зерова. Київ : Наукова думка, 1971. с.
21. Гелюта В. П., Коритнянська В. Г. *Golovinomyces greeneanus* (U. Braun) Heluta (Erysiphales) – новий для України вид борошнисторосяних грибів. *Український ботанічний журнал.* 2011. Т. 68, №5. С. 773–779.
22. Марютін Ф. М., Білик М. О., Пантелєєв В. К. Фітопатологія / за ред. Ф. М. Марютіна. Харків : Еспада, 2008. 548 с.
23. Практикум з мікробіології / Ф. Ж. Ібатуліна та ін. Київ : ЦП «Компринт», 2016. 273 с.
24. Федоренко В. П., Покозій Й. Т. Круть М. В. Шкідники сільськогосподарських культур. Ніжин : Аспект- Поліграф, 2004. 367 с.
25. Еколого-біологічна оцінка інтродуцентів декоративно-лікарського призначення в Лісостепу України / Порада та ін. *Вісті Біосферного заповідника «Асканія-Нова»*. 2012. Т. 14. С. 207–210.
26. Бакалова А. В., Іващенко І. В. Ентомофаги в системі управління шкідливістю фітофагів на полину естрагоновому. *Вісник ЖНАЕУ*. 2017. Т. 1., №1 (58). С. 79–85.

Дата першого надходження статті до видання: 13.10.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 04.11.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 23.11.2026

ЕКОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ

УДК 502.3:504.06:504.4
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.6-69.8

МОНІТОРИНГ ЕКОЛОГІЧНИХ ЗМІН В УМОВАХ ГЛОБАЛЬНОГО АНТРОПОГЕННОГО ВПЛИВУ: АНАЛІЗ КЛЮЧОВИХ ІНДИКАТОРІВ

Кагукіна А.М. (orcid.org/0000-0001-8932-1211),
Пацева І.Г. (orcid.org/0000-0001-6271-7355),
Герасимчук Л.О. (orcid.org/0000-0003-4716-0100),
Валерко Р.А. (orcid.org/0000-0002-3166-5588)
Державний університет «Житомирська політехніка»
вул. Чуднівська, 103, 10005, м. Житомир
ke_kham@ztu.edu.ua, rig@ztu.edu.ua, ek_glo@ztu.edu.ua, ke_vra@ztu.edu.ua

Стаття присвячена дослідженню сучасних підходів до моніторингу екологічних змін в умовах зростаючого антропогенного навантаження на довкілля. На основі аналізу бібліометричної карти ключових слів наукових публікацій виявлено основні тематичні кластери досліджень. Встановлено, що зазначені напрями досліджень тісно пов'язані між собою, оскільки зміни окремих компонентів довкілля можуть впливати на функціонування природних екосистем, стан біологічних ресурсів та умови життєдіяльності населення. Бібліометричний аналіз дає можливість визначити актуальні напрями сучасних наукових досліджень та простежити взаємозв'язки між основними поняттями і тематичними напрямами у сфері екологічного моніторингу. Провідними об'єктами екологічного моніторингу є ґрунтові забруднювачі, атмосферні полютанти, водні екосистеми та біота. Контроль за їхнім станом є важливою складовою системи спостережень за якістю навколишнього середовища, оскільки дозволяє своєчасно виявляти негативні зміни та оцінювати рівень антропогенного впливу на природні компоненти.

Особливого значення набуває дослідження динаміки забруднення різних компонентів довкілля та визначення можливих екологічних наслідків такого впливу. Окрему увагу приділено взаємозв'язку між екологічними чинниками та станом здоров'я населення, зокрема впливу забруднення повітря, такого як PM2.5, озон та аерозолі, на розвиток серцево-судинних і респіраторних захворювань. Забруднення атмосферного повітря залишається одним із важливих чинників, що може негативно впливати на організм людини та якість життя населення. У зв'язку з цим моніторинг концентрацій атмосферних полютантів та аналіз їхньої динаміки є необхідними для своєчасного виявлення потенційних екологічних і соціальних ризиків. Результати дослідження свідчать про необхідність інтеграції міждисциплінарних методів для комплексного оцінювання екологічної ситуації та розроблення ефективних природоохоронних заходів. *Ключові слова:* екологічний моніторинг, забруднення навколишнього середовища, зміна клімату, екосистема.

Monitoring environmental changes in the context of global anthropogenic impact: an analysis of key indicators. Kahukina A., Patseva I., Herasymchuk L., Valerko R.

This article examines contemporary approaches to monitoring environmental changes in the context of increasing anthropogenic pressure on the environment. An analysis of the bibliometric map of keywords in scientific publications has identified the main thematic clusters of research. It has been established that these research areas are closely interlinked, as changes in individual components of the environment can affect the functioning of natural ecosystems, the state of biological resources and the living conditions of the population. Bibliometric analysis makes it possible to identify current trends in modern scientific research and to trace the interrelationships between key concepts and thematic areas in the field of environmental monitoring. The main objects of environmental monitoring are soil contaminants, atmospheric pollutants, aquatic ecosystems and biota. Monitoring their condition is a vital component of the environmental quality observation system, as it enables the timely detection of adverse changes and the assessment of the extent of human impact on natural components.

Particular importance is attached to studying the dynamics of pollution in various environmental components and identifying the potential environmental consequences of such impacts. Particular attention is paid to the relationship between environmental factors and public health, specifically the impact of air pollution – such as PM2.5, ozone and aerosols – on the development of cardiovascular and respiratory diseases. Air pollution remains one of the key factors that can adversely affect human health and the population's quality of life. In this regard, monitoring the concentrations of atmospheric pollutants and analysing their trends are essential for the timely identification of potential environmental and social risks. The results of the study indicate the need to integrate interdisciplinary methods for a comprehensive assessment of the environmental situation and the development of effective environmental protection measures. *Key words:* environmental monitoring, environmental pollution, climate change, ecosystem.

© Кагукіна А.М., Пацева І.Г., Герасимчук Л.О., Валерко Р.А., 2026
Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY 4.0

Постановка проблеми. Сучасний стан довкілля формується під впливом інтенсивного антропогенного навантаження, що проявляється у зростанні концентрації забруднюючих речовин в атмосфері, ґрунті та водних об'єктах. Інтенсивна урбанізація, розвиток промисловості, транспортне навантаження та нераціональне використання природних ресурсів призводять до порушення природних рівноваг у геосистемах. Зміна клімату, деградація екосистем, зниження біорізноманіття, а також зростання захворюваності населення, пов'язаної з екологічними чинниками, свідчать про системний характер екологічної кризи та її багатовимірний вплив на довкілля і суспільство [1]. У цих умовах особливого значення набуває створення та вдосконалення ефективних систем екологічного моніторингу, які забезпечують своєчасне виявлення негативних змін, оцінку їх масштабів і прогнозування подальшого розвитку. Екологічний моніторинг виступає як комплексна система спостережень, аналізу та оцінки стану навколишнього середовища, що дозволяє формувати науково обґрунтовані управлінські рішення у сфері природокористування та охорони довкілля.

Важливою складовою моніторингових досліджень є визначення та використання інформативних індикаторів, які відображають рівень і характер антропогенного впливу. До таких індикаторів належать показники якості атмосферного повітря, стану водних ресурсів, ґрунтового покриву, а також біоіндикатори, що відображають реакцію живих організмів на зміни середовища. Комплексне використання таких показників дозволяє отримати цілісну картину екологічного стану територій.

Незважаючи на значну кількість наукових праць у цій галузі, залишається актуальною проблема систематизації підходів до моніторингу екологічних змін та уніфікації методів оцінювання.

Метою дослідження є аналіз сучасного стану моніторингу екологічних змін на основі систематизації тематичних кластерів наукових публікацій та виявлення ключових індикаторів антропогенного впливу на довкілля. Для досягнення поставленої мети визначено проведено бібліометричний аналіз наукових публікацій у сфері екологічного моніторингу, що дало можливість виявити основні тематичні кластери та ключові індикатори. Аналіз за допомогою програмного забезпечення VOSviewer бібліометричної мережі ключових слів наукових публікацій дозволяє виявити ключові тематичні напрями сучасних досліджень у сфері екології та охорони навколишнього середовища. Кластерна структура карти відображає тісний взаємозв'язок між проблемами забруднення довкілля, змінами клімату, станом здоров'я людини та тварин, а також поширенням інфекційних захворювань.

Аналіз останніх досліджень. Проблематика екологічного моніторингу є предметом активних наукових дискусій у світовій науковій спільноті. Дослідження останніх років свідчать про зростання інтересу до комплексного вивчення взаємодії між забрудненням довкілля та здоров'ям [2]. Особливу увагу приділяють впливу дрібнодисперсних частинок (PM2.5) та інших атмосферних полютантів на розвиток серцево-судинних захворювань і передчасну смертність [3].

Значна кількість публікацій присвячена дослідженню впливу змін клімату на стан екосистем і біорізноманіття [4; 5]. Сучасні дослідження фокусуються на моніторингу таких індикаторів, як зміна ареалів видів, фенологічні зміни, деградація морських екосистем та танення арктичних льодовиків [6; 7]. Водночас, пандемія COVID-19 стимулювала нові напрями досліджень, що вивчають зв'язок між якістю навколишнього середовища та поширенням інфекційних захворювань [8; 9].

У сфері моніторингу ґрунтових забруднень вагомий внесок зробили праці, присвячені дослідженню важких металів (ртуть, свинець), мікропластику та інших стійких органічних забруднювачів [10–12]. Використання дистанційного зондування Землі, геоінформаційних систем (GIS) та супутникових знімків дозволяє здійснювати моніторинг екологічних змін у планетарному масштабі.

Виклад основного матеріалу. Аналіз бібліометричної карти ключових слів, дозволив виокремити п'ять основних тематичних кластерів у сфері екологічного моніторингу (рис. 1). Центральне місце в мережі займають такі концепти, як «humans» (люди), «animals» (тварини), «ecosystem» (екосистема), «climate change» (зміна клімату), «air pollutants» (атмосферні забруднювачі), що свідчить про міждисциплінарний характер сучасних екологічних досліджень.

Перший кластер (червоний) об'єднує дослідження у галузі біомедицини та мікробіології. Ключовими концептами є «bacteria», «animals», «mice», «gastrointestinal microbiome», «oxidative stress», «inflammation». Цей кластер відображає активні дослідження молекулярних механізмів відповіді живих організмів на дію екологічних стресорів. Зокрема, вивчається вплив забруднювачів на склад мікробіоти, що є чутливим індикатором екологічного неблагополуччя.

Другий кластер (зелений) включає дослідження екосистем та охорони природи. Центральними поняттями є «ecosystem», «soil», «climate change», «conservation of natural resources», «seawater», «lakes», «arctic regions» (арктичні регіони). Даний кластер відображає широкий спектр досліджень стану наземних і водних екосистем в умовах кліматичних змін та антропогенного тиску. Особливу увагу дослідників привертають арктичні екосистеми як індикатор глобального потепління.

Третій кластер (синій) об'єднує епідеміологічні та клінічні дослідження здоров'я людини. До нього входять такі ключові слова, як «humans»,

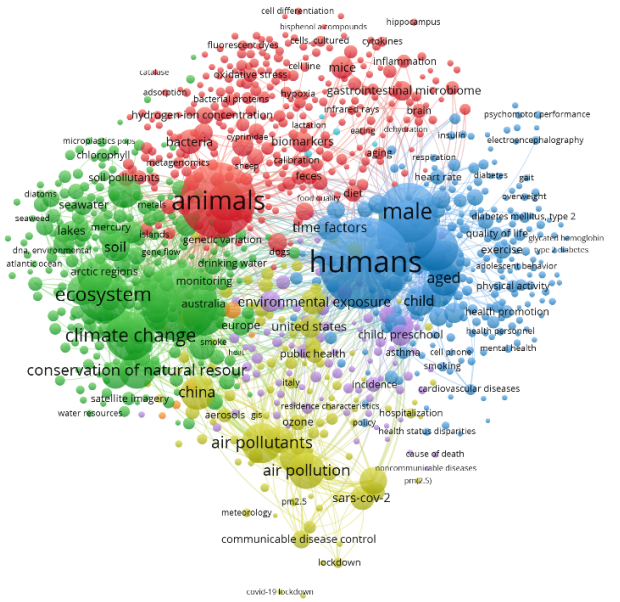


Рис. 1. Бібліографічна карта наукових публікацій за ключовим словом моніторинг екологічних змін

«male», «aged», «exercise», «diabetes mellitus type 2», «cardiovascular diseases», «quality of life». Цей кластер демонструє зростаючий інтерес до вивчення зв'язку між станом здоров'я населення та екологічними чинниками, зокрема впливом забруднення повітря на розвиток неінфекційних захворювань.

Четвертий кластер (жовто-зелений) присвячений дослідженню атмосферного забруднення та його наслідків для здоров'я. Ключові поняття: «air pollutants», «air pollution», «pm2.5», «ozone», «aerosols», «sars-cov-2», «communicable disease control». Дослідження даного кластеру вказують на тісний зв'язок між якістю атмосферного повітря та захворюваністю на респіраторні та інфекційні хвороби, що набуло особливої актуальності в умовах пандемії COVID-19.

П'ятий кластер (фіолетовий) об'єднує дослідження соціально-екологічного характеру. До нього входять: «public health», «incidence», «residence characteristics», «hospitalization», «health status disparities». Цей кластер відображає зростаючий інтерес до соціальних детермінант здоров'ятанерівностівдоступідоякісногонавколишнього середовища.

Важливою характеристикою виявленої бібліометричної мережі є її географічна складова. Серед ключових слів виділяються топоніми: «China», «United States», «Australia», «Europe», «Italy», «Atlantic Ocean». Це свідчить про значний внесок досліджень, що охоплюють різні географічні регіони, у формування глобальної картини екологічних змін.

Аналіз центральності вузлів мережі показує, що найвищий ступінь зв'язності мають концепти «humans», «animals», «ecosystem», «climate change» та «air pollution». Це свідчить про те, що саме ці напрями є ядром сучасного екологічного моніторингу та слугують сполучною ланкою між різними дослідницькими областями. Міждисциплінарний характер проблеми підкреслюється наявністю зв'язків між біомедичним, екосистемним та соціально-епідеміологічним кластерами.

Моніторинг екологічних змін передбачає використання широкого спектра методів і показників [13]. На рівні екосистем застосовуються дані супутникового зондування, моніторинг біорізноманіття, аналіз стану ґрунтів і водних об'єктів. На рівні організму – використання біомаркерів (biomarkers) як чутливих індикаторів впливу екологічних чинників. На популяційному рівні – епідеміологічні дослідження захворюваності та смертності, пов'язаних із забрудненням довкілля. Особливої уваги заслуговує наявність у мережі концептів, пов'язаних із мікропластиком, хлорофілом, важкими металами, генетичними змінами. Це відображає формування нових напрямів екологічного моніторингу, пов'язаних із новітніми забруднювачами та молекулярно-генетичними методами оцінки стану екосистем.

Сучасний моніторинг екологічних змін потребує інтеграції міждисциплінарних підходів, що поєднують методи дистанційного зондування, геоінформаційних технологій, молекулярно-генетичного аналізу та епідеміологічних досліджень. Пріоритетними завданнями є розроблення уніфікованих протоколів моніторингу, розширення мережі спостережень та формування міжнародних баз даних для комплексного оцінювання екологічної ситуації.

Висновки. Бібліометричний аналіз наукових публікацій у сфері екологічного моніторингу дозволив систематизувати сучасні напрями досліджень і виявити п'ять основних тематичних кластерів: біомедичний, екосистемний, клінічно-епідеміологічний, атмосферного забруднення та соціально-екологічний. Така структуризація свідчить про міждисциплінарний характер сучасної екологічної науки, яка інтегрує підходи природничих, медичних та соціальних наук для комплексного оцінювання стану довкілля. Ключовими об'єктами сучасного екологічного моніторингу залишаються стан атмосферного повітря, якість ґрунтів, стан водних екосистем та здоров'я живих організмів. Особлива увага у наукових дослідженнях приділяється оцінці впливу дрібнодисперсних частинок, важких металів, стійких органічних забруднювачів та мікропластику, які мають здатність до накопичення в природних середовищах і біологічних системах. Встановлено тісний та багаторівневий зв'язок між забрудненням навколишнього середовища та станом здоров'я населення, що проявляється у зростанні ризиків серцево-судинних, респіраторних та онкологічних захворювань. Крім того, екологічні фактори суттєво впливають на функціонування екосистем, зумовлюючи зміни біорізноманіття, деградацію природних ландшафтів та порушення екологічної рівноваги.

Сучасні підходи до екологічного моніторингу дедалі більше базуються на використанні інноваційних технологій, зокрема геоінформаційних систем, та дистанційного зондування Землі, що дозволяє здійснювати просторово-часовий аналіз екологічних процесів із високою точністю. Це відкриває нові можливості для раннього виявлення екологічних ризиків та прогнозування їх розвитку. Таким чином, розвиток екологічного моніторингу є ключовим елементом забезпечення екологічної безпеки, сталого розвитку та збереження природних ресурсів в умовах зростаючого антропогенного навантаження.

Література

1. Kahukina A., Patseva I. Assessment and forecast of atmospheric pollutant dynamics in the urban ecosystem of Zhytomyr. *Technology Audit and Production Reserves*. 2025. № 2 (82). P. 36–42. DOI: https://doi.org/10.15587/2706-5448.2025.326893.
2. Fuller R., Landrigan P. J., Balakrishnan K., Bathan G., Bose-O'Reilly S., Brauer M., Caravanos J., Chiles T., Cohen A., Corra L., Cropper M., Ferraro G., Hanna J., Hanrahan D., Hu H., Hunter D., Janata G., Kupka R., Lanphear B., Lichtveld M., Martin K., Mustapha A., Sanchez-Triana E., Sandilya K., Schaefli L., Shaw J., Seddon J., Suk W., Téllez-Rojo M. M., Yan C. Pollution and health: A progress update. *The Lancet Planetary Health*. 2022. Vol. 6, № 6. P. e535–e547. DOI: https://doi.org/10.1016/S2542-5196(22)00090-0.
3. Wang S., Liu T., Su Y. et al. Air pollution and COVID-19 mortality in Chinese cities: insights from a multi-city analysis during the pandemic's first wave. *npj Climate and Atmospheric Science*. 2025. Vol. 8. Art. 151. DOI: https://doi.org/10.1038/s41612-025-01042-8.
4. Mu Y.-Q., Che T., Dai L.-Y., Liu S.-W., Wang G.-G. Interplay between snow phenology and vegetation phenology in Alaska under climate change. *Advances in Climate Change Research*. 2025. Vol. 16, № 3. P. 490–500. DOI: https://doi.org/10.1016/j.accre.2025.04.001.
5. Wenzl M., Baumhoer C. A., Dietz A. J., Kuenzer C. Vegetation Changes in the Arctic: A Review of Earth Observation Applications. *Remote Sensing*. 2024. Vol. 16, № 23. Art. 4509. DOI: https://doi.org/10.3390/rs16234509.
6. Marsh G., Chernikhova D., Thiele S., Altshuler I. Microbial dynamics in rapidly transforming Arctic proglacial landscapes. *PLOS Climate*. 2024. Vol. 3, № 6. Art. e0000337. DOI: https://doi.org/10.1371/journal.pclm.0000337.
7. Descamps S., Jungblut S., Yoccoz N. G., Schlegel R., Kovacs K. M., Merkel F., Renaud P. E., Sen A., Søreide J. E., Vader A., Bailey A., Berge J., Düsedau L., Gabrielsen G. W., Hanssen S. A., Hop H., Jørgensen L. L., Lydersen C., Marnela M., Merillet L., Moe B., Sauser C., Systad G. H., Wold A., Bischof K. Biodiversity changes in Arctic coastal ecosystems under borealization. *PNAS Nexus*. 2026. Vol. 5, № 2. Art. pgag004. DOI: https://doi.org/10.1093/pnasnexus/pgag004.
8. Wang S., Liu T., Su Y. et al. Air pollution and COVID-19 mortality in Chinese cities: insights from a multi-city analysis during the pandemic's first wave. *npj Climate and Atmospheric Science*. 2025. Vol. 8. Art. 151. DOI: https://doi.org/10.1038/s41612-025-01042-8.
9. Alsina-Pujols M., Vall Castelló J. Air Pollution and COVID-19 Severity. *Environmental and Resource Economics*. 2025. Vol. 88. P. 2235–2261. DOI: https://doi.org/10.1007/s10640-025-01007-8.
10. Tian S., Riddick S. N., Cho Y., Bell C. S., Zimmerle D. J., Smits K. M. Investigating detection probability of mobile survey solutions for natural gas pipeline leaks under different atmospheric conditions. *Environmental Pollution*. 2022. Vol. 312. Art. 120027. DOI: https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120027.
11. Коцюба І., Лук'янова В., Анпілова Ю., Єльнікова Т., Герасимчук О., Спасіченко О. Особливості процесів евтрофікації у воді річки Уж. *Екологічна інженерія та екологічні технології*. 2022. Т. 23, № 2. С. 9–15. https://doi.org/10.12912/27197050/145613
12. Tsyhanenko-Dziubenko I., Kireitseva H., Demchuk L. Dynamics of heavy metal compounds allocation in urbohydrotops of Kyiv region in post-military conditions. *17th International Conference Monitoring of Geological Processes and Ecological Condition of the Environment*. 2023. P. 1–5. DOI: https://doi.org/10.3997/2214-4609.2023520066.
13. Кагукіна А. М., Пацева І. Г. Взаємозв'язок метеорологічних параметрів та забруднюючих речовин у повітряному басейні міста Житомир. *Екологічні науки*. 2025. Вип. 1 (58). С. 58–64. DOI: https://doi.org/10.32846/2306-9716/2025.eco.1-58.10.

Дата першого надходження статті до видання: 02.09.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 04.11.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 23.11.2026

УДК 504.06:528.9:630*43:556.5
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.6-69.9

ГЕОІНФОРМАЦІЙНИЙ МОНІТОРИНГ ДОТРИМАННЯ НОРМАТИВІВ АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ НА ЛІСОВІ ТА ВОДНІ РЕСУРСИ

Калин Б.М. (orcid.org/0000-0002-2230-5628),
Іваха А.Ю. (orcid.org/0009-0001-4596-1257)
Львівський національний університет ветеринарної медицини та біотехнологій
імені С.З. Ґжицького
вул. Володимирського, 1, 80381, м. Дубляни
dana24b@ukr.net, anastasiyaivah@gmail.com

У статті запропоновано та апробовано підхід до геоінформаційного моніторингу дотримання нормативів антропогенного навантаження на лісові та водні ресурси за відкритими геопросторовими даними й вільним програмним забезпеченням QGIS на прикладі Львівської області. Актуальність зумовлена зростанням ризиків пошкодження лісів пожежами в умовах війни та потребою в оперативному контролі дотримання просторових обмежень господарювання в прибережних захисних смугах (ПЗС), який неможливо забезпечити лише польовими перевірками. Метою роботи є розроблення алгоритму перетворення правових норм на вимірювані просторові індикатори та його перевірка на регіональних даних. Для лісових ресурсів використано контури площ, пройдених вогнем, із Європейської інформаційної системи лісових пожеж (EFFIS), які перетинали з шаром лісових земель; для водних – нормативну ширину ПЗС за статтею 88 Водного кодексу України порівнювали з фактичною відстанню від урізу води до краю ріллі, виміряною на супутниковій основі. Запропоновано індекс дотримання нормативу K як відношення фактичної відстані до нормативної та дефіцит ширини смуги Δd. Встановлено, що за даними EFFIS кількість зафіксованих в Україні пожеж зросла з 209 у 2020 р. до 5281 у 2024 р. (на момент вивантаження даних), а охоплена ними площа – з 255,4 до 917,9 тис. га, а пізніше уточнені дані Об'єднаного дослідницького центру Європейської комісії засвідчили необхідність фіксувати дату й версію даних. Для Львівської області площа пожеж у межах лісів становила 10,91 га у 2021 р. і 139,59 га у 2022 р. Для ділянки малої річки Глинець районі індекс K становить 0,40 (рілля на відстані 10 м від води за нормативу 25 м), що вказує на грубе порушення режиму ПЗС. Наукова новизна полягає в інтегрованому алгоритмі «норма – просторовий шар – індикатор – рішення», єдиному для лісових і водних ресурсів, та його регіональній апробації для Львівщини. Результати можуть бути використані органами державного екологічного контролю, територіальними громадами, громадськими організаціями та в освітньому процесі. *Ключові слова:* геоінформаційний моніторинг, нормування антропогенного навантаження, лісові пожежі, прибережна захисна смуга, EFFIS, QGIS, водні ресурси, Львівська область.

Geoinformation monitoring of compliance with anthropogenic load standards for forest and water resources. Kalyn B., Ivakha A.
Anthropogenic load standards are effective only when compliance can be verified objectively and promptly. The article proposes and tests an approach to geoinformation monitoring of compliance with anthropogenic load standards for forest and water resources using open geospatial data and free QGIS software, with Lviv region as a case study. The relevance is determined by growing wildfire risks during the war and by the need for operational control of spatial restrictions on economic activity in riparian buffer strips (RBS), which field inspections alone cannot provide. The aim is to develop an algorithm that converts legal norms into measurable spatial indicators and to test it on regional data. For forest resources, burnt-area polygons from the European Forest Fire Information System (EFFIS) were intersected with a forest layer; for water resources, the statutory RBS width under Article 88 of the Water Code of Ukraine was compared with the actual distance from the waterline to the edge of arable land measured on satellite imagery. A compliance index K, defined as the ratio of the actual to the normative distance, and a width deficit Δd are proposed. According to EFFIS, the number of fires recorded in Ukraine grew from 209 in 2020 to 5,281 in 2024 (at the time of data extraction), while the subsequently updated figures of the European Commission's Joint Research Centre confirm the need to record the date and version of the data. For Lviv region, the burnt area within forests was 10.91 ha in 2021 and 139.59 ha in 2022. For the studied section of the small Hlynets River, K = 0.40 (arable land 10 m from the water against a norm of 25 m), which indicates a gross violation of the RBS regime. The scientific novelty lies in an integrated "norm – spatial layer – indicator – decision" algorithm common to forest and water resources and its regional test for Lviv region. The results can be used by environmental control authorities, local communities, public organisations and in teaching. *Key words:* geoinformation monitoring, regulation of anthropogenic load, forest fires, riparian buffer strip, EFFIS, QGIS, water resources, Lviv region.

Постановка проблеми. Нормування антропогенного навантаження є одним із базових інструментів охорони довкілля: допустимі рівні впливу та просторові обмеження господарювання мають гарантувати збереження природних систем [1]. Проте норма діє лише тоді, коли її дотримання можна перевірити об'єктивно й вчасно, а для лісових і водних ресурсів це складно через розосередженість об'єктів, лінійний або площинний характер порушень (розорювання берегової смуги, контури пожеж) та обмеженість польових перевірок. Законодавство містить чіткі просторові нормативи, зокрема мінімальну

© Калин Б.М., Іваха А.Ю., 2026
Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY 4.0

ширину прибережних захисних смуг (ПЗС) 25, 50 і 100 м з подвоєнням за крутизни схилів понад три градуси та перелік заборонених видів діяльності [2, 3], проте методики їх масової просторової перевірки не стали звичною практикою. Отже, бракує простого, відтворюваного й недорогого способу перетворення правових норм на вимірювані просторові індикатори для регулярного регіонального моніторингу.

Актуальність дослідження. Актуальність зумовлена кількома обставинами. По-перше, воєнні дії різко збільшили навантаження на лісові екосистеми: за даними EFFIS у 2024 р. в Україні зафіксовано 8753 пожежі на площі понад 965 тис. га, що стало найгіршим сезоном за весь період спостережень системи [4]. Хоча більшість подій зосереджена поблизу лінії фронту, регіони тилу, зокрема Львівська область, також фіксують пожежі й потребують власних фонових показників. По-друге, відкриті космічні дані та вільні ГІС зробили можливим моніторинг без спеціального обладнання [5, 6]. По-третє, у ПЗС розорювання й забудова залишаються поширеними порушеннями, а межі ПЗС, внесені до Державного земельного кадастру, за даними Держводагентства, наведеними в [7], мають лише близько 35% малих річок, тому доцільно зіставляти нормативну ширину смуги з фактичним землекористуванням, зафіксованим дистанційно. Львівщина, розташована на двох водозборах і з контрастними ландшафтами, є зручним полігоном для відпрацювання підходу.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Дослідження виконано в межах науково-дослідної тематики кафедри екології Львівського національного університету ветеринарної медицини та біотехнологій імені С.З. Ґжицького. Воно пов'язане з розвитком державної системи екологічного моніторингу, впровадженням в Україні басейнового принципу управління водними ресурсами відповідно до Водної рамкової директиви ЄС 2000/60/ЄС та потребою територіальних громад і інспекцій у доказовій базі для реагування на порушення.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Концептуально підходи до нормування еволюціонують від санітарно-гігієнічного, орієнтованого на безпеку людини, до екологічного, що розглядає допустиме навантаження на екосистему як цілісну одиницю; показано, що нормативи, безпечні для людини, не завжди захищають інші елементи біоти [1]. Просторові нормативи, зокрема ширина ПЗС, у цій логіці є практичним засобом обмеження навантаження на водні екосистеми.

Базовим європейським інструментом моніторингу лісових пожеж є EFFIS, що надає картографічні дані про вигорілі площі та оцінку їхніх наслідків [5, 8]. Пошкодження за супутниковими даними оцінюють за нормалізованим індексом вигорання NBR та його різницею dNBR [9], похідним від яких є RBR [10]. В Україні Yailymov B. зі співавторами [11] запропонували картографування вигорілих площ за даними Sentinel-2 разом з оцінкою пожежної небезпеки, що засвідчило переважно антропогенний характер загорянь липня 2022 р. Matsala M. зі співавторами [12] показали, що воєнні дії та попереднє ведення лісового господарства підвищили вразливість лісів до пожеж. Щорічні звіти JRC систематизують дані про пожежі в Європі та сусідніх регіонах [4, 13].

Активно розвивається й ГІС-оцінювання прибережних смуг. У Туреччині за даними Esri Sentinel Land Cover та цифровою моделлю рельєфу виконано делінеацію прибережних буферних зон і проаналізовано їхній наземний покрив [14]. В Україні потенціал таких підходів продемонстровано моніторингом руслових процесів Західного Бугу [15] та ГІС-управлінням басейном річки Уж [16]; правові й кадастрові колізії щодо меж ПЗС проаналізовано раніше [7], а поєднання ГІС-моніторингу з економічною відповідальністю землекористувачів у ЄС – у [17]. Методологічно близьким є підхід Дубровського В. та Мудрака О. [18], які для верифікації меж природних ядер екомережі Кіровоградської області об'єднали кілька незалежних відкритих джерел в єдиній ГІС.

Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Недостатньо опрацьованими залишаються: єдина методична схема, яка трактує правові норми щодо лісових і водних ресурсів як вимірювані просторові індикатори в одному ГІС-середовищі; кількісна оцінка ступеня відхилення від нормативу, а не лише констатація порушення; регіональні фонові значення для Львівської області; відтворюваність даних EFFIS у часі з огляду на ретроспективні оновлення бази.

Методологічне значення. Алгоритм використовує лише відкриті дані й вільне програмне забезпечення, тому його може відтворити будь-яка громада чи організація. Ланцюг «норма – просторовий шар – індикатор – управлінське рішення» можна поширити на інші просторові нормативи (санітарно-захисні й охоронні зони тощо), а формалізація кроків створює основу для стандартизації регіонального екологічного моніторингу.

Викладення основного матеріалу. *Нормативна основа та її просторова інтерпретація.* Щоб стати об'єктом моніторингу, правова норма має бути подана у вигляді просторового шару та числового індикатора. Водний кодекс України встановлює, що ПЗС відраховуються від урізу води в меженний період і мають мінімальну ширину [2]; у їх межах заборонено, зокрема, розорювання земель, садівництво, зберігання й застосування пестицидів і добрив, будівництво споруд (за вузьким колом винятків) та облаштування звалищ [2, 3]. Отже, норма щодо ПЗС є числовою й просторово означеною, тобто придатною для безпосереднього вимірювання.

Для лісових ресурсів норма має переважно якісний характер: Лісовий кодекс України встановлює

вимоги до охорони лісів від пожеж [19], але не задає числового «допустимого» рівня втрат. Тому індикаторами слугують кількість і площа пожеж на лісових землях та територіях природно-заповідного фонду (ПЗФ) у динаміці, а відхиленням – перевищення фонових багаторічних значень (табл. 1).

Дані та інструменти. Аналіз виконано у вільній ГІС QGIS [6]. Контури вигорілих площ і шар лісових земель отримано з EFFIS у форматі shapefile [5]; для візуального аналізу й вимірювання відстаней підключено підкладки OpenStreetMap та супутникову основу (модуль QuickMapServices). Площі полігонів розраховували в калькуляторі полів QGIS (вираз area) у гектарах, а таблиці атрибутів експортували в електронні таблиці для узагальнення за роками та лісництвами.

Алгоритм моніторингу. Алгоритм (рис. 1) однаково застосовний до обох груп ресурсів і містить п'ять кроків: 1) визначення території, ресурсу та періоду; 2) підготовка шарів – вивантаження й фільтрація даних EFFIS та узгодження систем координат (ліси), формування гідрографічної основи й супутникової підкладки (води); 3) геообробка – перетин шару пожеж із шаром лісових земель або ПЗФ, визначення нормативної ширини ПЗС і вимірювання фактичної відстані від урізу води до межі забороненого землекористування; 4) розрахунок індикаторів; 5) документування результату (карта, таблиця атрибутів), польова верифікація та звернення до органу контролю. Кожен крок формалізований і може бути відтворений з тих самих відкритих даних.

Для водних ресурсів запропоновано два показники: індекс дотримання нормативу $K = d_ф / d_н$, де $d_ф$ – фактична відстань від урізу води до краю ріллі (або іншого забороненого використання), м; $d_н$ – нормативна ширина ПЗС за статтею 88 Водного кодексу, м; та дефіцит ширини смуги $\Delta d = d_н - d_ф$, м. Значення $K \geq 1$ свідчить про відповідність нормі; $0{,}5 \leq K < 1$ – про часткове порушення; $K < 0{,}5$ – про грубе порушення (запропонована шкала має орієнтовний характер і потребує апробації на більшій вибірці). Дефіцит дає змогу оцінити площу смуги, зайняту забороненим використанням: на 1 км берега вона дорівнює $\Delta d \times 1000$ м². Для лісових ресурсів індикаторами є кількість подій, площа пожеж у межах лісових земель $S_л$ (га) та її частка від загальної площі лісових земель адміністративної одиниці.

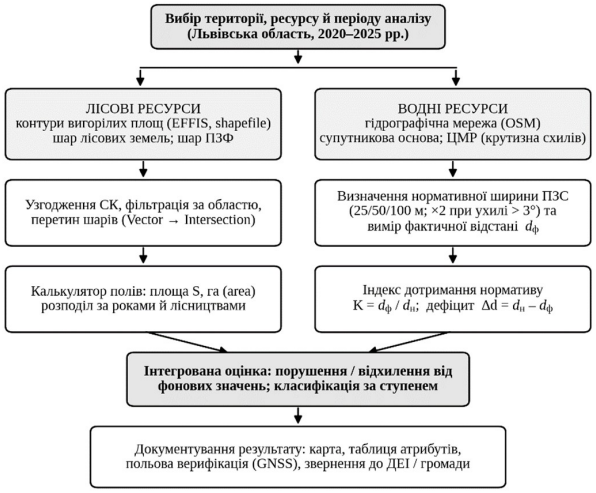


Рис. 1. Алгоритм геоінформаційного моніторингу дотримання нормативів для лісових і водних ресурсів

Лісові ресурси. Річні підсумки EFFIS для України (рис. 2) демонструють різке зростання кількості зафіксованих подій – від 209 у 2020 р. до 5281 у 2024 р., а площа, охоплена пожежами, зросла з 255,4 до 917,9 тис. га. Середня площа однієї події при цьому зменшилася з 1222 до 174 га, що свідчить про перехід від невеликої кількості дуже великих пожеж до значної кількості менших контурів і узгоджується з висновками про переважно антропогенне, зокрема воєнне, походження загорянь [11, 12]. Отже, зростання площі у 2024 р. відбувалося переважно за рахунок збільшення кількості подій, а не їх укрупнення. Дані за 2025 р. неповні й відображають стан на дату вивантаження.

Порівняння з офіційним звітом JRC показує, що дані EFFIS за 2024 р. було суттєво уточнено: за підсумками сезону зафіксовано 8753 пожежі на площі 965,36 тис. га [4], тоді як у нашому вивантаженні – 5281 пожежа та 917,88 тис. га. Ретроспективні поповнення бази, передусім дрібніших контурів, можуть істотно змінювати кількісні показники, тому дату й версію вивантаження доцільно фіксувати як

Таблиця 1

Нормативні вимоги та їх інтерпретація в ГІС-моніторингу

Ресурс	Норма	Просторове подання в ГІС	Індикатор
Лісові	Охорона й захист лісів від пожеж (Лісовий кодекс України)	Полігони вигорілих площ (EFFIS) ∩ шар лісових земель або ПЗФ	Кількість подій; площа пожеж у лісах $S_л$, га; розподіл за лісництвами
Водні	Мінімальна ширина ПЗС: 25 / 50 / 100 м; ×2 за ухилу понад 3° (ст. 88 Водного кодексу)	Нормативний буфер від урізу води; цифрова модель рельєфу для оцінки ухилу	$K = d_ф / d_н$; $\Delta d = d_н - d_ф$
Водні	Заборона розорювання, забудови та інших видів використання в ПЗС (ст. 89 Водного кодексу)	Класифікація землекористування в межах буфера (рілля, забудова, ліс)	Частка площі буфера під забороненим використанням, %

ISSN: 2306-9716 (Print), ISSN: 2664-6110 (Online)

обов'язкові метадані, а дані поточного року вважати попередніми.

Для Львівської області у 2020–2023 рр. зафіксовано 1, 7, 165 і 7 подій відповідно. Пік 2022 р. збігається в часі із загальнонаціональним стрибком (рис. 2, а), проте часовий збіг не доводить спільності причин: для цього потрібен аналіз метеорологічних умов і місць займання, наприклад за методикою, що поєднує картографування вигорілих площ за Sentinel-2 з індексом пожежної небезпеки [11]. Перетин контурів пожеж із шаром лісових земель показав, що у 2021 р. площа пожеж у лісах становила 10,91 га (99,6% – Дублянське лісництво), а у 2022 р. – 139,59 га, з яких Трускавецьке (30 га) і Рудківське (19,34 га) лісництва разом дали 35,3% (рис. 3).

Розбіжність між кількістю подій 2022 р. (165) та площею, що перетнулася з лісами (139,59 га), означає, що більшість контурів лежить поза лісовими землями або перетинає їх частково, тож кількість подій без прив'язки до шару лісів не може бути показником лісової шкоди. Площа пожеж у лісах області у 2022 р. становить близько 0,05% від загальної площі пожеж в Україні за EFFIS (260,59 тис. га); таке порівняння орієнтовне, оскільки зіставляються різні категорії земель, але воно вказує на низьке пожежне навантаження Львівщини й переважно профілактичний характер моніторингу. Для 2023–2025 рр. площі в межах лісових земель не розраховувались і будуть охоплені в подальших дослідженнях.

Водні ресурси. Для апробації водної частини алгоритму обрано ділянку малої річки Глинець на північний схід від с. Тучапи Яворівського району Львівської області, де за візуальним аналізом космічної основи рілля наближається до русла. Оскільки р. Глинець належить до малих річок, нормативна ширина ПЗС за відсутності схилів понад 3° становить $d_н$=25 м. Вимірювання відстані від урізу води до найближчого краю ріллі інструментом «Лінійка»

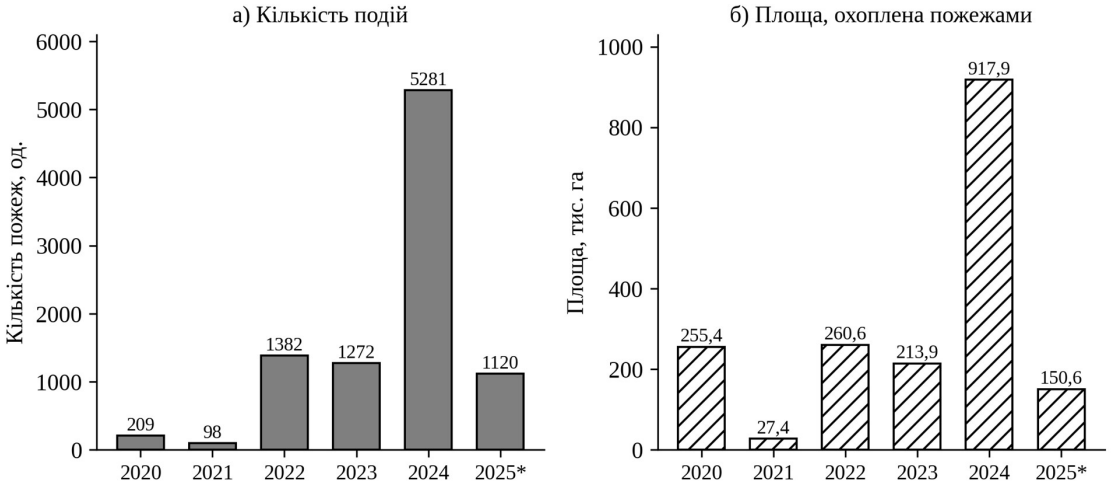


Рис. 2. Кількість пожеж (а) та охоплена ними площа (б) в Україні за даними EFFIS, 2020–2025 рр. (– неповний рік, стан на дату вивантаження)*

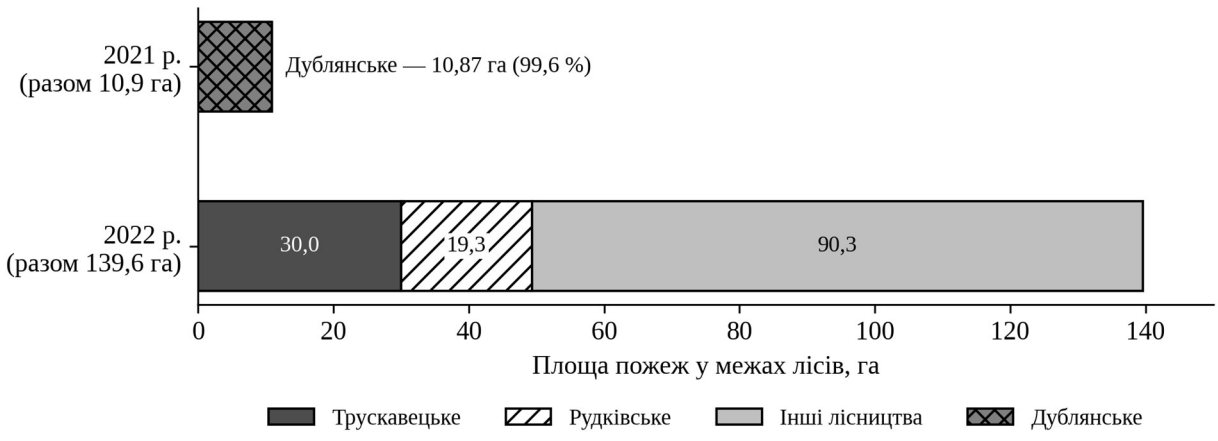


Рис. 3. Структура площі пожеж у межах лісів Львівської області за лісництвами, 2021 та 2022 рр.

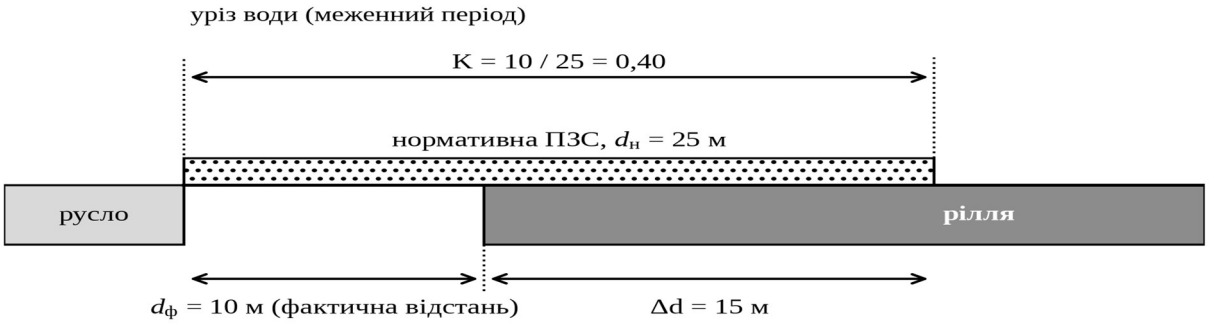


Рис. 4. Схема перевірки ширини ПЗС на ділянці р. Глинець (поперечний профіль)

Таблиця 2

Чутливість індексу дотримання нормативу до крутизни схилів ($d_ф$ = 10 м)

Сценарій	$d_н$, м	K	Δd, м	Частка ПЗС під забороненим використанням, %	Площа на 1 км берега, га
Ухил ≤ 3°	25	0,40	15	60	1,5
Ухил > 3°	50	0,20	40	80	4,0

показало $d_ф$=10 м (рис. 4). Отже, індекс дотримання нормативу K=10/25=0,40, дефіцит ширини Δd=15 м, тобто 60% нормативної смуги зайнято забороненим видом використання. На кожному кілометрі такого берега це відповідає 1,5 га ПЗС, виведених із природного режиму. За запропонованою шкалою ділянка належить до групи грубих порушень (K<0,5), а за результатами підготовлено звернення до компетентного органу.

Чутливість результату до крутизни схилів наведено в табл. 2: якщо за цифровою моделлю рельєфу вона перевищує 3°, нормативна ширина подвоюється до 50 м, а індекс знижується до 0,20 за дефіциту 40 м. Тому оцінювання ухилу малої річки за цифровою моделлю рельєфу є обов'язковим кроком алгоритму, який для досліджуваної ділянки потребує підтвердження.

Орієнтовна похибка вимірювання за супутниковою основою становить кілька метрів і є істотно меншою за виявлений дефіцит, тому висновок про недотримання норми є стійким. Водночас юридичну значущість матиме лише польове підтвердження (GNSS-вимірювання положення урізу води в меженний період і межі ріллі) та перевірка того, чи винесено межі ПЗС у натуру й внесено до Державного земельного кадастру, на що вказує колізія між «автоматичним» статусом смуги та відсутністю винесених у натуру меж [7]. Такий двоступеневий підхід – дистанційне виявлення з подальшою верифікацією – відповідає логіці використання кількох незалежних відкритих джерел [18], а значна присутність ріллі в прибережних смугах інших країн [14] свідчить про системність проблеми.

Узгодження індикаторів двох ресурсів дає змогу будувати єдину карту «норма – факт» для громади чи басейну: для лісів відхиленням вважають перевищення фонового рівня площі пожеж у лісових землях (наприклад, медіани багаторічного ряду), для ПЗС – значення K < 1. Обмеження підходу: неповнота та ретроспективне оновлення даних EFFIS; різна дата зйомки супутникових підкладок і невизначеність положення урізу води в меженний період; необхідність відрізняти кадастрово встановлені межі від «автоматичної» ширини смуги; попередній характер ГІС-результату, який не замінює польового обстеження. Вимірювання слід супроводжувати метаданими (джерело й дата даних, дата зйомки основи, система координат, виконавець).

Головні висновки. Запропонований алгоритм геоінформаційного моніторингу, який послідовно перетворює правову норму на просторовий шар, числовий індикатор і управлінське рішення, придатний для однакового застосування до лісових і водних ресурсів та повністю реалізується на відкритих даних і вільному програмному забезпеченні QGIS. Аналіз даних EFFIS засвідчив стрімке зростання кількості пожеж в Україні та зменшення середніх розмірів окремих подій, водночас ретроспективні уточнення бази, підтверджені звітом JRC, можуть помітно змінювати кількісні показники, тому дату й версію даних слід фіксувати як обов'язкові метадані моніторингу. Для Львівської області пожежі в лісах мають локальний характер і становлять невелику частку загальнонаціональних, проте окремі лісництва формують основну частину площі, що визначає пріоритети профілактики. Перевірка прибережної захисної смуги на ділянці р. Глинець за індексом дотримання нормативу виявила суттєве недотримання нормативної ширини, а оцінка виявилася чутливою до крутизни схилів. Отримані результати є попередніми і потребують польової верифікації та перевірки кадастрового статусу меж; обмеження підходу, зокрема

 ISSN: 2306-9716 (Print), ISSN: 2664-6110 (Online)

неповнота й оновлення даних та різна дата зйомки супутникових основ, компенсуються метаданими, оцінкою ухилу за цифровою моделлю рельєфу та польовими вимірюваннями.

Перспективи використання результатів дослідження. Алгоритм може використовуватись територіальними громадами, басейновими управліннями водних ресурсів, органами екологічного контролю та громадськими організаціями як стандартизована процедура первинного виявлення відхилень від нормативів. Подальші дослідження доцільно спрямувати на розширення вибірки ділянок у басейнах Західного Бугу та Дністра з автоматизованою класифікацією землекористування в буферній зоні, автоматичне визначення ухилу та ширини смуги за цифровою моделлю рельєфу, незалежне картографування пожеж за індексами NBR і dNBR та інтеграцію результатів із Публічною кадастровою картою.

Література

1. Григор'єва Л. І., Макарова О. В. Прикладне застосування теорії радіоємності при екологічному нормуванні антропогенного навантаження на навколишнє середовище. *Environmental and Radiation Safety*. 2024. Т. 1, № 2. С. 24–27. DOI: 10.34132/ers.2024.01.02.05
2. Водний кодекс України: Кодекс України від 06.06.1995 № 213/95-ВР (чинна редакція). URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/213/95-%D0%B2%D1%80#Text (дата звернення: 03.10.2026).
3. Земельний кодекс України: Кодекс України від 25.10.2001 № 2768-III (чинна редакція). URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2768-14#Text (дата звернення: 03.10.2026).
4. San-Miguel-Ayanz J., Durrant T., Boca R., Maianti P., Libertà G. et al. Advance report on Forest Fires in Europe, Middle East and North Africa 2024. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2025. EUR 40255. DOI: https://doi.org/10.2760/1264626
5. European Forest Fire Information System (EFFIS). *Copernicus Emergency Management Service*. URL: https://forest-fire.emergency.copernicus.eu (date of access: 03.10.2026).
6. QGIS Development Team. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. URL: https://qgis.org (date of access: 03.10.2026).
7. Калин Б. М. Антропогенна трансформація та нормативно-кадастрові колізії водоохоронних зон в Україні (на прикладі Львівської області). *Екологічні науки*. 2026. № 4 (67). С. 89–93. DOI: https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.4-67.13
8. EFFIS. Fire severity. *Copernicus Emergency Management Service*. URL: https://forest-fire.emergency.copernicus.eu/about-effis/technical-background/fire-severity (date of access: 03.10.2026).
9. Key C. H., Benson N. C. Landscape assessment: ground measure of severity, the Composite Burn Index, and remote sensing of severity, the Normalized Burn Ratio. *FIREMON: Fire Effects Monitoring and Inventory System*. Ogden, UT: USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station, 2006. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-164-CD. P. LA-1–LA-51.
10. Parks S. A., Dillon G. K., Miller C. A new metric for quantifying burn severity: the Relativized Burn Ratio. *Remote Sensing*. 2014. Vol. 6, No. 3. P. 1827–1844. DOI: https://doi.org/10.3390/rs6031827
11. Yailymov B., Shelestov A., Yailymova H., Shumilo L. Google Earth Engine Framework for Satellite Data-Driven Wildfire Monitoring in Ukraine. *Fire*. 2023. Vol. 6, No. 11. Art. 411. DOI: https://doi.org/10.3390/fire6110411
12. Matsala M., Odruzhenko A., Hinchuk T., Myroniuk V., Drobyshev I. et al. War drives forest fire risks and highlights the need for more ecologically-sound forest management in post-war Ukraine. *Scientific Reports*. 2024. Vol. 14. Art. 4131. DOI: https://doi.org/10.1038/s41598-024-54811-5
13. Sedano F., San-Miguel-Ayanz J., Broglia M., Durrant T., Boca R. et al. Forest Fires in Europe, Middle East and North Africa 2024. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2025. EUR 40516. DOI: https://doi.org/10.2760/0649290
14. Akturk E., Guney K., Aydin M., Yildiz F., Kaya O. Land Cover Dynamics and Environmental Implications in Türkiye's Riparian Zones: A Comprehensive Seven-Year Study. *Forests*. 2024. Vol. 15, No. 7. Art. 1177. DOI: https://doi.org/10.3390/f15071177
15. Морозюк Б. О., Мельник О. В. Дистанційний моніторинг руслових процесів р. Західний Буг у межах Волинської області. *Містобудування та територіальне планування*. 2020. № 73. С. 194–204. DOI: https://doi.org/10.32347/2076-815x.2020.73.194-204
16. Fedoniuk T. P., Skydan O. V., Melnychuk T. V., Zymaroieva A. A., Pazych V. M. GIS-Based Landscape Management of the Uzh River Basin: A Strategy to Enhance River Water Quality. *Space Science and Technology*. 2023. Vol. 29, No. 4 (143). P. 43–66. DOI: https://doi.org/10.15407/knit2023.04.043
17. Краснова Ю. А., Кірін Р. С., Шеховцов В. В. Проблеми ефективності екологічного законодавства та їх вплив на господарську діяльність. *Право і суспільство*. 2025. № 2. С. 190–203. DOI: https://doi.org/10.32842/2078-3736/2025.2.27
18. Дубровський В. Ю., Мудрак О. В. Застосування геоінформаційних технологій для просторової верифікації ключових територій проєктованої екомережі Кіровоградської області. *Екологічні науки*. 2026. № 4 (67). С. 174–182. DOI: https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.4-67.28
19. Лісовий кодекс України: Кодекс України від 21.01.1994 № 3852-XII (чинна редакція). URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/3852-12#Text (дата звернення: 03.10.2026).

Дата першого надходження статті до видання: 13.10.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 04.11.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 23.11.2026

ЕКОЛОГІЧНІ НАСЛІДКИ ВОЄННИХ ДІЙ

УДК 504.53:355.01(477)
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.6-69.10

ОЦІНЮВАННЯ ҐРУНТІВ, ПОРУШЕНИХ ВОЄННИМИ ДІЯМИ, ТА ВИБІР СПОСОБУ ЇХ ПОДАЛЬШОГО ВИКОРИСТАННЯ: ОГЛЯД І КОНЦЕПТУАЛЬНА МОДЕЛЬ

Гладчук М.М. (orcid.org/0009-0009-4429-3224),
Марків В.С. (orcid.org/0000-0003-1294-7827),
Марків Б.А. (orcid.org/0009-0002-5388-667X),
Боднар О.І. (orcid.org/0000-0002-8416-5464),
Горин О.І. (orcid.org/0000-0003-1265-6253),
Жирська Г.Я. (orcid.org/0000-0002-7042-8956),
Герц Н.В. (orcid.org/0000-0002-3574-2288),
Герц А.І. (orcid.org/0000-0001-9133-0897),
Конончук О.Б. (orcid.org/0000-0001-9790-4812)
Тернопільський національний педагогічний університет імені Володимира Гнатюка
вул. Максима Кривоноса, 2, 46027, м. Тернопіль
gladchuk@tnpu.edu.ua, viktor.markiv@tnpu.edu.ua, danyliak@chem-bio.com.ua, bodnar@tnpu.edu.ua, horynoi@tnpu.edu.ua, zhyrska14@gmail.com, herts_nv@chem-bio.com.ua, herts@chem-bio.com.ua, kononchuk@chem-bio.com.ua

Воєнні дії спричиняють комплексне порушення ґрунтового покриву: утворення вирв і перемішування генетичних горизонтів, ущільнення важкою технікою, вигоряння органічної речовини, а також хімічне забруднення металами, нафтопродуктами, продуктами горіння та залишками вибухових речовин. Ці зміни мають виражену просторову неоднорідність, тому усереднені показники для ділянки не є достатньою підставою для рішення щодо її подальшого використання. Мета роботи – на основі аналізу наукових публікацій 2022–2026 рр., нормативних документів та міжнародних методичних підходів обґрунтувати поетапну модель оцінювання ґрунтів, які порушені воєнними діями, і вибору способу їх подальшого використання. Узагальнення польових досліджень в Україні засвідчує, що в чорноземних ґрунтах переважають фізичні порушення, тоді як забруднення важкими металами здебільшого має локальний характер і концентрується в місцях знищення техніки, падіння літальних апаратів та підриву боєприпасів. Запропонована модель адаптує рамку оцінювання земель FAO та підхід TRIAD до умов воєнних порушень. Вона передбачає обов'язкове підтвердження безпеки території, стратифікацію ділянки за типом воєнного впливу, мінімальний базовий скринінг із розширенням аналізів лише за виявленого ризику та віднесення кожної однорідної частини до однієї з чотирьох категорій придатності: придатна; придатна за умов; потребує відновлення; непридатна для запланованої мети. Якщо даних для надійного рішення бракує, встановлюють тимчасовий статус «даних недостатньо». Категорію визначає найсуттєвіше обмеження для конкретного способу використання, а не інтегральний бал. Розглянуто можливість раннього використання *Miscanthus* × *giganteus* як рослини-індикатора і фіторемедіанта та окреслено межі такого підходу, акцентуючи увагу, що задовільний ріст толерантної культури не свідчить про безпечність ґрунту для харчових культур. Модель призначена для подальшої польової верифікації та економічного порівняння варіантів оцінювання і відновлення земель.
Ключові слова: воєнні дії, порушені ґрунти, забруднення важкими металами, оцінювання придатності земель, фітотестування, фіторемедіація, *Miscanthus* × *giganteus*.

Assessment of soils affected by military actions and selection of their further use: a review and conceptual model. Gladchuk M., Markiv V., Markiv B., Bodnar O., Horyn O., Zhyrska H., Herts N., Herts A., Kononchuk O.
Military actions disturb soils in several ways at once: cratering and mixing of genetic horizons, compaction by heavy vehicles, loss of organic matter in fires, and chemical contamination by metals, petroleum products, combustion products, and explosive residues. These changes are spatially heterogeneous, so a field-average value is not a sufficient basis for deciding on further land use. Based on an analysis of publications from 2022–2026, regulatory documents, and international methodological frameworks, we substantiate a stepwise model for assessing war-affected soils and selecting their further use. A synthesis of field studies in Ukraine shows that physical disturbance prevails in Chernozems, whereas heavy metal contamination is mostly local and concentrated at sites of destroyed vehicles, aircraft crashes, and ordnance detonation. The proposed model adapts the FAO land evaluation framework and the TRIAD approach to war-related disturbance. It requires confirmation of site safety, stratification of the site by type of military impact, a minimum baseline screening with further analyses added only when a risk is detected, and assignment of each homogeneous unit to one of four suitability categories: suitable; conditionally suitable; requires restoration; unsuitable for the intended use. If the evidence is insufficient for a reliable decision, a temporary status of "insufficient data" is assigned. The category is determined by the most severe limitation for the specific intended use rather than by an integral score. The early use of *Miscanthus* × *giganteus* as an indicator and phytoremediation plant is considered, together with its limitations: satisfactory growth of a tolerant crop does not prove that the soil is safe for food crops. The model is intended for field verification and for economic comparison of assessment and restoration options.
Key words: military actions, disturbed soils, heavy metal contamination, land suitability assessment, phytotesting, phytoremediation, *Miscanthus* × *giganteus*.

© Гладчук М.М., Марків В.С., Марків Б.А., Боднар О.І., Горин О.І., Жирська Г.Я., Герц Н.В., Герц А.І., Конончук О.Б., 2026
Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY 4.0

Постановка проблеми. Після завершення активних бойових дій Україна постане перед потребою ухвалювати рішення щодо значних площ земель, що зазнали обстрілів, руху важкої техніки, пожеж і руйнування промислових об'єктів [1–3]. Частину таких ділянок можна буде повернути до попереднього використання, інші потребуватимуть відновлення, зміни цільового призначення або тривалого моніторингу. Обґрунтоване рішення в кожному випадку можливе лише за умови достовірної оцінки фактичного стану ґрунту.

Актуальність дослідження. Поширений підхід, за якого відібрану пробу ґрунту порівнюють із нормативами гранично допустимих концентрацій речовин, для воєнно порушених земель є недостатнім. Ґрунт може не містити забруднювачів у кількостях, що вищі за нормативні, але бути сильно ущільненим або втратити гумусовий горизонт. Водночас окрема вирва чи місце знищення техніки може становити небезпеку на тлі допустимих середніх показників для поля [4–6]. Отже, польове обстеження, лабораторний аналіз і практичне рішення мають утворювати єдину послідовність [7, 8].

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Робота виконана в межах проєкту молодих учених «Природоорієнтована ремедіація деградованих земель міскантусом гігантським (*Miscanthus* × *giganteus*) і його меліорантами з використанням підходів циркулярної біоекономіки» (д. р. № 0126U002851). Запропонована модель є методичною основою для вибору ділянок, проведення польових досліджень і оцінювання результатів фіторемедіації в межах цього проєкту.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Після 2022 р. кількість публікацій про вплив війни на ґрунти України істотно зросла. Опубліковано огляди загальних екологічних наслідків війни [3, 9, 10], оцінки впливу на ґрунтовий покрив на національному рівні [1, 11] та праці про методи дистанційного виявлення порушень [4, 12, 13]. Польові дослідження з кількісними даними про вміст металів у вирвах і на місцях знищення техніки виконано переважно на Харківщині [4, 6, 13–16], значно менше – на Півночі та Півдні України [17–23]. Регіональні оцінки забруднення важкими металами проводились також на територіях Сумської, Чернігівської, Дніпропетровської, Миколаївської та Запорізької областей [19, 20, 24]. Узагальнено дані про вміст мікроелементів у ґрунтах, що зазнали воєнного впливу [24] і токсикологічний стан розмінованих чорноземів [15]. Окремим масштабним джерелом вторинного забруднення стало руйнування Каховської ГЕС, унаслідок якого донні відклади, що містили понад 80 тис. т важких металів, могли поширитися на заплави та сільськогосподарські землі нижче за течією [25, 26]. Практичні засади фітотехнології на основі *Miscanthus* × *giganteus* для пост-військових земель, зокрема результати польових дослідів у Долині (Івано-Франківська обл.) та Ворзелі (Київська обл.), узагальнено в посібнику [26]. Окремий напрям становлять дослідження поведінки вибухових речовин і постдетонаційних залишків у ґрунті [27, 28]. У 2026 р. оприлюднено огляд із попередніми результатами визначення 2,4,6-тринітротолуолу (TNT) та продуктів його перетворення, гексагідро-1,3,5-тринітро-1,3,5-триазин (RDX) та октагідро-1,3,5,7-тетранітро-1,3,5,7-тетреазоцин (HMX) та інших речовин у воєнно порушених ґрунтах України [29]. Методичну основу оцінювання становлять міжнародні стандарти пробовідбору, біотестування, оцінювання біодоступності та екологічного ризику [7, 8, 30], а також рамки оцінювання якості ґрунту та придатності земель [31–33]. Можливості й обмеження фіторемедіації, зокрема за участю *Miscanthus* × *giganteus* на колишніх військових об'єктах, розглянуто в працях [34–37].

Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Наявні праці здебільшого описують окремі компоненти проблеми, а саме типи порушень, вміст окремих забруднювачів або окремі методи аналізу. Недостатньо розробленим залишається перехід від різнорідних польових і лабораторних даних до обґрунтованого рішення про використання чи відновлення конкретної ділянки [8, 31, 38]. Відкритим є й питання про те, чи може пробне вирощування рослини-фіторемедіанта після мінімального скринінгу скоротити обсяг вартісних попередніх досліджень без збільшення ризику [34, 35, 39].

Метою статті є аналіз наукових публікацій, нормативних документів і міжнародних методичних підходів для узагальнення сучасних даних про воєнні порушення ґрунтів України та обґрунтування поетапної моделі оцінювання таких ґрунтів і вибору способу їх подальшого використання, зокрема з урахуванням можливості раннього застосування *Miscanthus* × *giganteus*.

Новизна. Рамку оцінювання земель FAO [31] і підхід TRIAD [8] адаптовано до умов воєнних порушень. На відміну від класичної рамки, модель (1) передбачає обов'язкову стратифікацію ділянки за типом воєнного впливу (вирва, колія, згарище, місце розливу, фон) та окреме оцінювання кожної порушеної однорідної частини, (2) передбачає тимчасовий статус «даних недостатньо», який забороняє автоматично визнавати ділянку безпечною, і (3) включає обережний варіант раннього використання рослини-фіторемедіанта як біологічного індикатора після розмінування та мінімального скринінгу.

Методологічне або загальнонаукове значення. Робота є наративним (оглядово-аналітичним) дослідженням з елементами концептуального моделювання. Пошук публікацій проводили у Scopus, Web of Science Core Collection, PubMed, Google Scholar

та електронному каталозі Національної бібліотеки України імені В. І. Вернадського; бібліографічні відомості та DOI додатково перевіряли на офіційних сайтах журналів і видавців. Останній контрольний пошук виконано 29 вересня 2026 р. за поєднаннями ключових слів «war», «military», «armed conflict», «crater», «soil contamination», «heavy metals», «explosives», «TNT», «RDX», «HMX», «Ukraine», «phytoremediation», «Miscanthus» та їх українськими відповідниками. Для емпіричних даних основну увагу зосереджено на працях 2022–2026 рр.; базові методичні праці, стандарти й нормативні документи включали незалежно від року. До аналізу залучали праці з польовими або лабораторними даними про ґрунти воєнно порушених територій, огляди та нормативні документи. Публікації без первинних даних або без опису методів відбору проб використовували лише як допоміжні. Після перевірки відповідності темі та усунення дублювань до огляду включено 70 джерел, наведених у списку літератури. Оскільки робота є наративним, а не систематичним оглядом, формальну схему PRISMA і кількісний метааналіз не застосовували. Для обґрунтування моделі використано також підручники з ґрунтознавства, державні стандарти України, міжнародні стандарти ISO та матеріали FAO, UNEP і US EPA.

Модель ґрунтується на трьох засадах. По-перше, властивості ґрунту як природного тіла відокремлюють від наслідків воєнного впливу. По-друге, оптимальний вміст елементів живлення не розглядають як доказ відсутності небезпеки. По-третє, придатність визначають не загалом, а для конкретної мети, зокрема, для вирощування харчових чи технічних культур, лісорозведення, рекреації або проведення відновлювальних робіт [8, 31, 32].

Виклад, основного матеріалу.

1. Типи воєнних порушень ґрунтів

Ґрунт є функціональною системою, в якій мінеральна частина, органічна речовина, ґрунтовий розчин, повітря й біота взаємопов'язані; зміна однієї складової позначається на функціонуванні всієї системи [33, 40, 41]. Воєнні дії порушують цю систему одночасно на кількох рівнях. Першим і найпомітнішим наслідком зазвичай є фізичні порушення такі, як утворення вирв, перемішування і перекриття генетичних горизонтів (бомбтурбація), ущільнення, оголення поверхні [4, 5, 42]. Винесення на поверхню матеріалу нижніх горизонтів погіршує умови росту рослин навіть за відсутності токсикантів, адже втрачається гумусовий шар із найоптимальнішою структурою та найвищою біологічною активністю [5, 42]. Надалі змінюється водний режим. Так, на одних ділянках посилюється ерозія, на інших відбувається застій вологи. Пожежі та знищення рослинного покриву ці процеси прискорюють [4, 6, 42].

Хімічне забруднення, на відміну від фізичних порушень, зазвичай концентрується на невеликих за площею, але потенційно небезпечних ділянках біля знищеної техніки, складів, місць розливу пального та уламків боєприпасів [4, 27, 43]. Перелік аналізів доцільно формувати за ймовірним джерелом. Після пожежі техніки визначають не лише метали, а й нафтопродукти та поліциклічні ароматичні вуглеводні; на місцях детонації враховують склад боєприпасу та вибухових речовин [27, 43]. Основні типи воєнного впливу та пріоритетні показники для їх оцінювання наведено в таблиці 1.

Біологічні зміни (зниження активності мікроорганізмів, чисельності безхребетних, швидкості розкладання рослинних решток тощо) виявляються не завжди одразу [21, 33]. За узагальненими даними, біо-

Таблиця 1

Основні типи воєнного впливу на ґрунт і пріоритетні показники оцінювання

Тип впливу	Польові ознаки	Зміни в ґрунті	Пріоритетні показники
Вибух (вирва)	Вирва, викинутий ґрунт, уламки	Перемішування і перекриття горизонтів, втрата гумусового горизонту, локальне забруднення, зміна рельєфу і стоку	Будова профілю, глибина порушення, окремі проби з вирви, валу і периферії; метали та інші речовини за типом боєприпасу
Рух важкої техніки	Колії, ущільнена поверхня, застій води	Зменшення пористості, погіршення інфільтрації та росту коренів	Щільність складення, опір пенетрації, інфільтрація, розвиток коренів
Пожежа	Попіл, обвуглення, знищений рослинний покрив	Втрата органічної речовини, зміна кислотності, надходження продуктів горіння	Органічний вуглець, pH, нафтопродукти, ПАВ, метали
Розлив пального	Пляма, запах, пригнічена рослинність	Фітотоксичність, нестача кисню, міграція легких фракцій	Нафтопродукти, леткі сполуки (за потреби), фітотоксичність, глибина проникнення
Знищена техніка, уламки	Уламки, згарище, розлив технічних рідин	Підвищений вміст металів і нафтопродуктів на окремих ділянках, вертикальна міграція	Cd, Cu, Pb, Zn, Ni, Cr та ін.; нафтопродукти; пошарові проби
Руйнування об'єкта	Будівельні рештки, відходи, невідомі матеріали	Суміш металів, пального, будівельних і промислових забруднювачів	Історія об'єкта, цільовий аналіз речовин, окреме дослідження відходів

Джерело: складено авторами за даними [4–6, 27, 42].

 ISSN: 2306-9716 (Print), ISSN: 2664-6110 (Online)

маса мікроорганізмів поблизу вирв може зменшуватися удвічі зі зниженням ферментативної активності, а в окремих районах Чернігівської та Харківської областей із сильним ущільненням і забрудненням зафіксовано майже повну відсутність мезофауни [26]. Ці оцінки потрібно вважати орієнтовними, оскільки первинні польові дані для частини локацій залишаються обмеженими. Жоден окремо взятий біологічний показник не встановлює причини порушення, адже пригнічення росту коренів може бути зумовлене токсичністю, підкисленням, засоленням, нестачею вологи або ущільненням. Тому результати біотестування необхідно інтерпретувати лише разом із фізичними і хімічними даними [21, 44].

2. Узагальнення емпіричних даних про забруднення ґрунтів України

Аналіз опублікованих польових досліджень (табл. 2) засвідчує кілька закономірностей. По-перше, у чорноземних ґрунтах Харківщини вміст важких металів біля більшості вирв від артилерійських снарядів і реактивних систем залпового вогню близький до фонового або перевищує його лише в 1,1–1,5 раза [4, 6]. По-друге, найвищі перевищення зафіксовано на окремих порушених ділянках — у місцях знищення техніки, падіння літальних апаратів і підриву боєприпасів, де вміст окремих елементів може в десятки разів перевищувати фон або ГДК [6, 13, 18]. По-третє, у легких за гранулометричним складом ґрунтах сигнал забруднення може бути слабо вираженим унаслідок механічного перемішування матеріалу [17]. По-четверте, навіть гуманітарне розмінування може спричиняти вторинне перерозподілення потенційно токсичних елементів [18]. По-п'яте, у розмінованих чорноземах Харківщини підвищення (у 1,3–2,6 раза) вмісту Pb, Co, Fe і Zn щодо довоєнного рівня не досягло критичних значень, а вміст рухомих форм Cd, Pb, Ni, Co і Fe з часом знижувався, що автори пояснюють високою буферною здатністю чорноземів [15]. Натомість у промислових регіонах Дніпропетровської, Миколаївської та Запорізької областей воєнне забруднення накладається на довоєнне техногенне, і вміст Pb може перевищувати ГДК у 3–5 разів [20, 24].

Отже, для більшості воєнно порушених сільськогосподарських земель визначальним обмеженням, ймовірно, буде фізична деградація та втрата родючості, а не суцільне хімічне забруднення [6]. Водночас наявність окремих порушених ділянок із багаторазовими перевищеннями підтверджує, що усереднення даних для всього поля неприпустиме. Ці висновки безпосередньо обґрунтовують дві ключові вимоги моделі: стратифікацію ділянки за типом впливу та визначення категорії за найсуттєвішим обмеженням. Попередні дослідження воєнно порушених ґрунтів України вже підтвердили наявність TNT, продуктів його перетворення, RDX і HMX, однак їх розподіл є різко неоднорідним [29]. Польовий дослід з нафтовим забрудненням чорнозему також показав залежність природного самоочищення від початкового навантаження [45].

3. Методичні засади інтерпретації даних

Під час оцінювання необхідно розрізняти три поняття: тип ґрунту (генетична належність), стан (актуальні зміни – ущільнення, підкислення, засолення, втрата органічної речовини, забруднення) і придатність (можливість використання ділянки певним способом) [31, 32, 46]. Той самий ґрунт може бути придатним для технічних культур, але тимчасово непридатним для вирощування харчової продукції.

Коректне оцінювання стану потребує порівняльної (фонової) ділянки з подібним типом ґрунту, рельєфом і попереднім використанням. За її відсутності використовують довоєнні дані, регіональні фонові значення та нормативи [7, 47]. Порівняння ґрунтів різного генезису чи гранулометричного складу, навіть відібраних поруч, некоректне, оскільки ємність поглинання і рухомість металів залежать від вмісту і мінералогічного складу глинистої фракції [30, 40].

Щодо хімічних речовин потрібно розрізняти валовий вміст, рухомі форми і біодоступність. Валовий вміст характеризує запас речовини в ґрунті, рухомі форми - потенціал міграції, а біодоступність залежить від конкретного організму та шляху надходження; усі три показники визначаються кислотністю, вмістом органічної речовини, гранулометричним і мінералогічним складом [30, 43]. Надійність висновку зростає, якщо хімічні дані, результати біотестів і польові екологічні спостереження узгоджуються між собою. Саме на цьому ґрунтується підхід TRIAD [8]. Для первинного оцінювання повний комплекс TRIAD не є обов'язковим, однак принцип кількох незалежних ліній доказів доцільно зберегти.

В Україні затверджено нормативи гранично допустимих концентрацій небезпечних речовин у ґрунтах [48] та методику визначення розміру шкоди, завданої землям і ґрунтам унаслідок збройної агресії [49]. Протимінні роботи й повернення земель до безпечного використання визначено також Національною стратегією протимінної діяльності до 2033 року [50]. На рівні Європейського Союзу Директива (ЄС) 2025/2360 запроваджує спільну рамку моніторингу та стійкості ґрунтів [51]. Проте для рішення про подальше використання ділянки нормативних значень недостатньо, адже їх потрібно розглядати разом із просторовими даними, властивостями ґрунту, шляхами впливу та біологічною реакцією [8, 30, 31].

4. Поетапна модель оцінювання

Модель передбачає поступове розширення обсягу досліджень: детальніші аналізи додають лише тоді, коли вони можуть змінити рішення щодо використання або відновлення ділянки [7, 8, 31]. Загальну послідовність наведено на рисунку 1.

Етап 1. Безпека території. Польові роботи можливі лише після розмінування та отримання дозволу;

Таблиця 2

Узагальнення польових досліджень забруднення ґрунтів України внаслідок воєнних дій (2022–2026 рр.)

№ джерела	Регіон, ґрунти	Тип впливу	Досліджені показники	Основні результати
[14]	Харківська обл. (Новий Коротич, Мала Рогань)	Обстріли; порівняння обстріляних і необстріляних ділянок	Гранулометричний склад; Mn, Fe, Co, Cu, Cd, Cr, Pb, Ni; NDVI	На обстріляних ділянках зросла частка дрібних фракцій і вміст важких металів; ефект найвиразніший у Новому Коротичі
[4]	Харківська обл.	Вирви, рух техніки, бомбтурбація (ДЗЗ + польові дані)	Площі порушень; Cd, Cu, Pb, Zn	Виявлено 420 615 вирв; 3411 га порушено технікою; бомбтурбація на 4212 га. У всіх відібраних вирвах – збагачення Cd, Cu, Pb, Zn, переважно в 1,1-1,5 раза щодо фону
[6]	Харківська обл., 8 ділянок; чорноземи, фаеоземи	Авіабомби, ракети, артилерія, РСЗВ, знищена техніка	Cd, Cu, Pb, Ni, Zn, Cr, Sr; магнітні параметри	Біля вирв від артилерії та РСЗВ вміст металів переважно був близьким до фону; біля крилатої ракети й авіабомби – у 1,1–1,3 раза вищим. На місці падіння гелікоптера Cd сягав 57,8 мг/кг (близько 12 фонів), Cu – 71,5 мг/кг (4,1 фону), Zn – 114,2 мг/кг (2,2 фону); біля знищеного танка простежено міграцію нафтопродуктів у глибину
[13]	Харківська обл.	Уламки знищеної техніки на с.-г. угіддях	Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn	Перевищення ГДК для Cd, Cu, Pb, Zn – до 62 разів у місцях розташування уламків
[17]	Північна Україна; дерново-підзолисті ґрунти	Поле бою, місце знищення боєприпасів, ракетний удар	Магнітна сприйнятливість; As, Ba, Cu, Fe, Pb, Zn	Підвищення магнітної сприйнятливості, корельоване з As, Ba, Cu, Fe, Pb, Zn; на ділянці ракетного удару в піщаному ґрунті забруднення не виявлено
[18]	Південна Україна; с.-г. угіддя	Заміновані, вручну розміновані ділянки, місця підриву	Cr, Ni, Cd, Cu, Mn, Co, Ba, Al; pH, EC, гранулометрія (50 проб)	На місцях підриву окремі значення перевищували природний фон понад у 25 разів; 68 % проб перевищували фон або норматив щонайменше за одним елементом
[22]	Дніпропетровська обл.; сільськогосподарські землі	Ракетні вирви на с.-г. землях	Pb, Zn, Cu, Cr, Ni, Mn; ^{137}Cs; фітотоксичність (пшениця)	Збагачення вирв металами, часто понад фон і орієнтири; ^{137}Cs підвищений без значного радіологічного ризику; підкислення й ущільнення; Pb пригнічував пшеницю
[23]	Київська обл., поблизу Гостомеля	Ґрунт у зоні вибухів, уламки ракет	Co, Ni	Ni до 408 мг/кг у ґрунті зони вибухів проти 36 мг/кг у ґрунті без вибухів; в уламках Co 73–589, Ni 110–577 мг/кг
[11, 16]	Харківська обл., 10 дослідних ділянок	Згоріла техніка, бомбардування, артилерійські обстріли	Pb, Cu, Zn та ін.	Середній вміст Pb перевищував ГДК у 2,8 раза, Zn – у 1,2–1,4 раза; Cu – у 1,45 раза, із перевищенням на 7 із 10 ділянок
[15]	Харківська обл. (Чкалівська громада); чорноземи	Розміновані с.-г. угіддя	Валові та рухомі форми Pb, Co, Fe, Zn, Cd, Ni, Cr, Mn, Cu	Pb, Co, Fe і Zn перевищували довоєнний рівень відповідно у 1,4; 1,3; 1,6 і 2,6 раза, але не досягали критичних значень; рухомі форми Cd, Pb, Ni, Co і Fe з часом знижувалися
[19]	Чернігівська, Сумська та Дніпропетровська обл.	Місця вибухів, вирви	Pb, Ni, Mn, Zn, Cu	У Дніпропетровській обл. Pb сягав 3,9 ГДК, Ni – 1,8 ГДК, Mn – 1,4 ГДК; інтегральний екологічний ризик оцінено як високий для Дніпропетровської та Сумської і середній для Чернігівської обл.
[20]	Миколаївська, Дніпропетровська, Запорізька обл.	Бойові дії в промислових регіонах	Pb, Zn, Cu, фториди, нафтопродукти	Дніпропетровська обл.: Pb до 3 ГДК, фториди – до 1,5 ГДК. Миколаївська обл.: Pb до 5 ГДК, Zn, Cu, фториди й нафтопродукти – приблизно на 25 % вище нормативу. Запорізька обл.: Pb до 11,17 ГДК; Zn і фториди – до 1,5 ГДК; нафтопродукти – на 35 %, фосфати – на 30 % вище нормативу
[26]	Київська обл. (Ворзель); супіщаний опідзолений ґрунт	Пост-військова ділянка (активні бойові дії 2022 р.)	pH, гумус, N, P_2O_5; елементний склад (РФА)	pH(KCl) 4,78; гумус 1,16 %; більшість елементів у межах нормативів, підвищений валовий вміст Mn і Cu
[21]	Київська обл., Бучанський р-н, с. Торф'яне; дерново-підзолистий супіщаний ґрунт	Мінометні й артилерійські обстріли; вирва та прилегла територія	Cu, Zn, Ni, Cr, Cd, Pb; pH, гумус; фітотоксичність	Через рік після обстрілів локально підвищився вміст рухомих форм металів; коефіцієнт концентрації щодо фону був найбільшим для Zn (6–14), Cr (7–9) і Pb (4–8); для Cu, Zn, Cd та Pb перевищення ГДК не зафіксовано
[29]	Воєнно порушені ділянки України; проби 2022–2025 рр.	Бойові дії; залишки вибухових речовин	TNT, продукти його перетворення, RDX, HMX та інші вибухові сполуки	Попередній скринінг підтвердив наявність вибухових сполук і виражену просторову неоднорідність; для частини проб зафіксовано перевищення ризик-орієнтованих скринінгових рівнів

Джерело: узагальнено авторами за публікаціями, наведеними в першому стовпці.

за наявності нерозірваних боєприпасів або нестійких конструкцій роботи припиняють. Жодні лабораторні показники не можуть бути підставою для пропуску цього етапу [2, 52].

Етап 2. Заплановане використання та вихідні дані. Спочатку визначають заплановане використання, оскільки одна й та сама частина території може мати різну придатність для харчових культур, технічних культур, лісорозведення чи рекреації. Перед обстеженням збирають картографічні матеріали, супутникові знімки, довоєнні відомості про ділянку та доступні дані про бойові події [4, 12, 13]. Дані дистанційного зондування дають змогу виявляти вирви, колії та уламки техніки і спрямовувати пробовідбір [4, 13], однак не замінюють вимірювань: координати можуть бути неточними, а частина подій є незафіксованою.

Етап 3. Поділ на фонові й порушені однорідні частини. Ділянку поділяють на відносно однорідні частини за типом ґрунту і видом впливу; вирви, згарища, місця стоянки техніки, колії та неушкоджені частини не об'єднують в одну змішану пробу [4, 7].

Етап 4. Польовий опис і пробовідбір. Описують профіль, потужність гумусового горизонту, забарвлення, структуру, щільність, вологість, наявність коренів, уламків і сторонніх включень, запах [40, 46]. Для сільськогосподарського оцінювання основним є орний або кореневмісний шар, проте біля вирв, місць розливу чи похованих матеріалів проби відбирають і з глибших шарів; глибину визначають за метою дослідження та можливим шляхом міграції забруднювача [6, 7]. Фонові ділянки характеризують змішаними пробами, а для кожної порушеної однорідної частини складають окремий план пробовідбору за ймовірним джерелом впливу; такі проби не об'єднують із фоновими [7].

Етап 5. Мінімальний скринінг. Він має виявити головне обмеження та визначити потребу в цільовому розширенні досліджень. Мінімальний скринінг охоплює чотири модулі: фізичний стан, загальні хімічні властивості, цільовий аналіз забруднювачів і біологічну дію. Орієнтовний склад показників наведено в таблиці 3; його коригують залежно від типу ґрунту, ймовірного джерела забруднення та запланованого використання [7, 8, 31].

Загальні хімічні властивості і забруднювачі оцінюють окремо, хоча обидва модулі спираються на хімічні аналізи. Перший характеризує стан самого ґрунту за pH, електропровідністю, вмістом органічного вуглецю та основних елементів живлення. Другий є цільовим, а перелік показників формують за ймовірним джерелом воєнного впливу. До його первинного скринінгу доцільно включати важкі метали (Pb, Cd, Cu, Zn та інші за ситуацією), оскільки вони не розкладаються, тривалий час зберігаються у ґрунті, можуть переходити в рослини та воду, а для їх визначення існують стандартизовані методи й нормативні орієнтири [43, 47, 48]. Після розливу пального, пожежі або руйнування промислового об'єкта перелік розширюють нафтопродуктами, продуктами горіння та іншими речовинами, характерними для конкретного джерела [27, 42, 43].

Для рослинних тестів в Україні чинні стандарти ДСТУ ISO 11269-1 (інгібування росту коренів) і ДСТУ ISO 11269-2 (проростання і ранній ріст вищих рослин), а вибір біотестів для екотоксикологічної характеристики ґрунтів регламентує ДСТУ ISO 17616 [44, 61, 62]. Отже, використання рослин як індикаторів має нормативно-методичну основу. Біологічний модуль доцільно доповнювати простими польовими методами біоіндикації за ґрунтовою фауною. Для обліку дощових червів у межах ділянки закладають 10 ґрунтових монолітів розміром 20 × 20 × 20 см і вручну вибирають особин. Результат порівнюють із фоновою ділянкою та попередніми обліками; 16 і більше особин у моноліті (≥ 400 ос./м²) можна використовувати як орієнтир високої чисельності, але універсальні межі залежать від ґрунту, сезону та землекористування [26, 53].

Таблиця 3

Базовий скринінг і умови розширення досліджень

Блок	Базовий скринінг	Умови розширення
Будова і фізичний стан	Будова профілю, потужність гумусового горизонту, гранулометричний склад, структура, щільність або опір пенетрації, ознаки перезволоження	Вирви, глибокі колії, перемішування горизонтів, ерозія, пригнічений ріст коренів
Загальні хімічні властивості	pH, електропровідність (засолення), органічний вуглець, основні елементи живлення	Значна відмінність від фонового ґрунту або від вимог культури
Цільовий аналіз забруднювачів	Цільовий перелік за джерелом; для первинного скринінгу металів – Pb, Cd, Cu, Zn та інші за ситуацією	Перевищення нормативу, ділянка з підвищеним вмістом, висока рухомість, ризик надходження у воду, пил чи врожай
Біологічна дія	Проростання насіння, довжина коренів, ранній ріст рослин порівняно з контрольним ґрунтом; облік дощових червів (10 монолітів 20 × 20 × 20 см)	Хімічні дані не пояснюють стану рослин, потрібно підтвердити сумарну токсичність або оцінити хід відновлення (аналіз нематодних угруповань, мікробна біомаса)
Якість даних*	Повторності, контрольні проби, координати, опис методів, фонова ділянка	Рішення з високими наслідками або розбіжність результатів різних методів

Джерело: складено авторами за даними [7, 8, 26, 30, 44, 53].* – наскрізна вимога до всіх модулів, а не окремий модуль

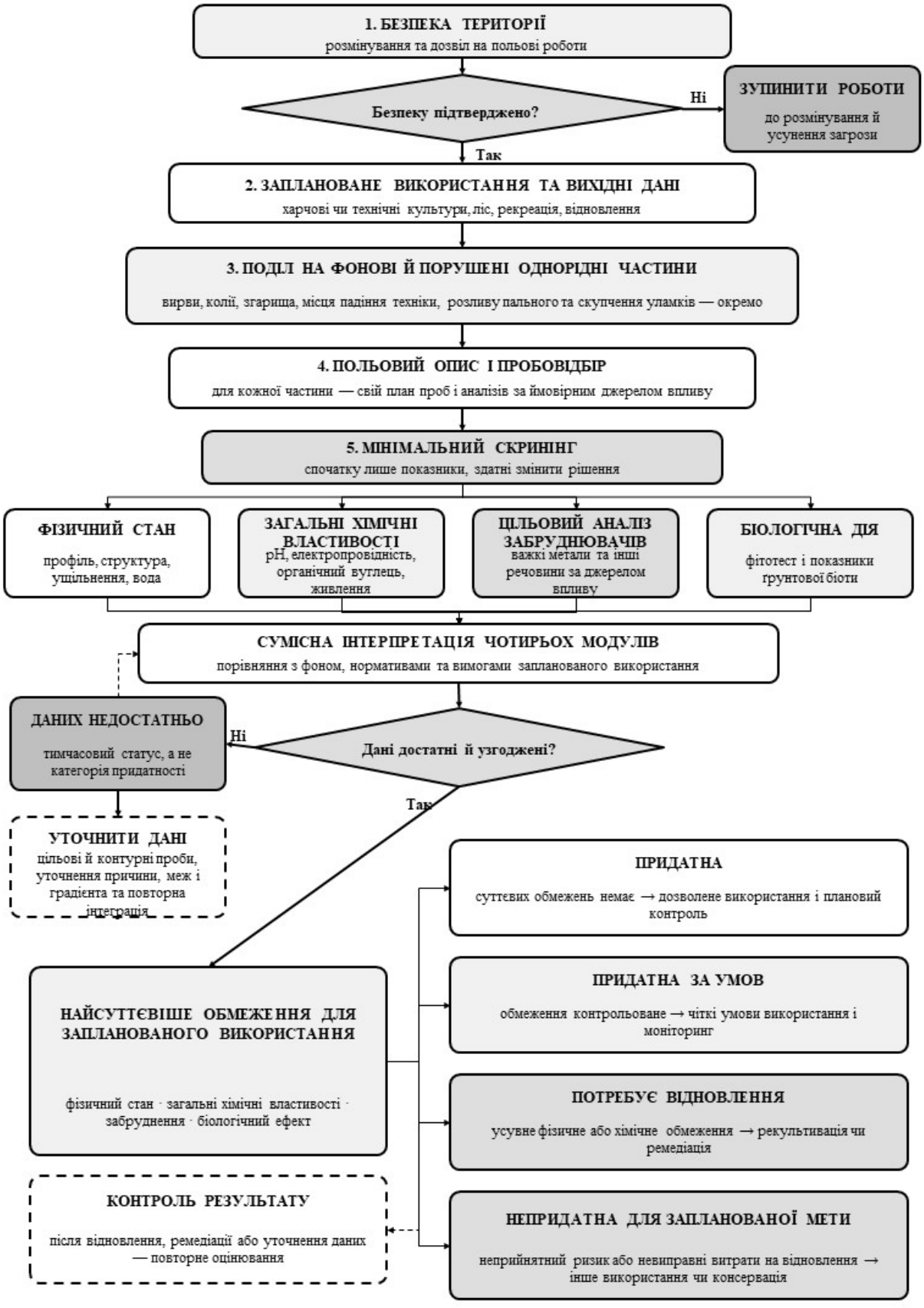


Рис. 1. Багаторівнева схема оцінювання ґрунтів, порушених воєнними діями

Більш чутливим, але одночасно більш трудомістким індикатором є структура угруповань ґрунтових нематод (індекси зрілості, структури та збагачення), яка реагує на порушення й початок відновлення раніше, ніж рослинність чи хімічні показники [26, 54]. Такі методи дешеві, легко поєднуються з агрохімічним пробовідбором і придатні для повторного моніторингу в тих самих точках.

5. Категорії придатності та правило найсуттєвішого обмеження

Після мінімального скринінгу результати чотирьох модулів інтерпретують спільно, порівнюють із фоном, нормативами та вимогами запланованого використання. Якщо відомостей для надійного рішення бракує або результати різних методів суперечать один одному, застосовують тимчасовий статус «даних недостатньо» і проводять цільове уточнення. За достатніх і узгоджених даних визначають найсуттєвіше обмеження та переходять до категоризації. Остаточний висновок має відповідати на чотири питання: чи можна використовувати ділянку, для чого саме, яке обмеження залишається і які подальші дії потрібні [8, 31, 32]. Для цього запропоновано чотири описові категорії придатності (табл. 4), співвіднесені з класами рамки FAO [31].

Правило, за яким категорію визначає найсуттєвіше обмеження, відповідає методу максимального обмеження, який широко застосовують у практиці оцінювання земель за рамкою FAO [31, 55]. Для воєнно порушених земель воно має особливе значення: якщо на окремій однорідній частині підтверджено неприйнятний ризик для харчової продукції, висока родючість інших частин цього не компенсує. Водночас такий результат не є підставою автоматично вилучати з використання всю територію: межі проблемної частини уточнюють контурними пробами й оцінюють її окремо [6–8]. Вирва, колія, згарище або місце падіння техніки є просторовою одиницею обстеження, тоді як забруднення — одним із можливих результатів аналізу цієї одиниці. Кожній однорідній частині присвоюють одну з чотирьох категорій придатності; якщо даних бракує, для неї встановлюють тимчасовий статус «даних недостатньо». Для окремих забруднювачів межі між категоріями можна прив'язати до встановлених технологічних порогів. Польовий дослід на важкосуглинковому чорноземі показав прийнятне самоочищення протягом двох років за внесення нафти 1,6 л/м², тоді як за 6,4 і 25,6 л/м² залишковий вміст вуглеводнів був несприятливим для тест-рослин і потребував стимулювання біодеградації [26, 45]. У термінах запропонованої моделі це відповідає переходу від категорії «придатна за умов» до категорії «потребує відновлення».

Поточну придатність необхідно відрізняти від потенційної. Ділянка, яка нині потребує відновлення через ущільнення, після розущільнення, відновлення рослинного покриву та перевірки водопроникності підлягає повторному оцінюванню. Прогноз має сенс лише за визначеного заходу, строку і критерію успіху [31, 32, 41].

6. Вибір заходів відновлення

Захід відновлення добирають відповідно до причини обмеження. Вапнування усуває надмірну кислотність, але не ущільнення; розпушування відновлює пористість, але не зменшує вмісту свинцю; внесення органічних матеріалів поліпшує структуру і водоутримувальну здатність, однак може змінювати рухомість металів [30, 41, 56]. Тому для кожного заходу заздалегідь визначають показник контролю (табл. 5).

Економічну доцільність потрібно оцінювати від початку. Для невеликої однорідної частини з підтвердженим забрудненням видалення або ізоляція забрудненого матеріалу можуть бути ефективнішими за оброблення всього поля, тоді як на значних площах із помірним забрудненням доцільніше розглядати фітостабілізацію, технічні культури або поетапне відновлення. Порівнюють повну вартість аналізів, робіт, моніторингу, недоотриманої продукції та поводження з біомасою чи відходами [31, 35, 57]. За узагальненими європейськими даними, 80,6 % державних витрат на забруднені ділянки припадало на заходи ремедіації, 15,1 % — на обстеження

Таблиця 4

Категорії придатності та тимчасовий статус «даних недостатньо»

Категорія або статус	Клас FAO	Зміст	Практичне рішення
Придатна	S1	Суттєвих обмежень для заявленого використання не виявлено	Використання з регулярним періодичним контролем
Придатна за умов	S2–S3	Помірне обмеження, яке контролюється агротехнічними або захисними заходами	Використання з чітко визначеними умовами та моніторингом
Потребує відновлення	N1	Поточний стан не дає змоги надійно використовувати ділянку, але обмеження усувне	Відновлення або ремедіація, після чого – повторне оцінювання
Непридатна для запланованої мети	N2	Ризик або витрати на відновлення надмірні для цього способу використання	Інше використання, консервація, ізоляція або інженерне рішення
Даних недостатньо	Не є класом FAO	Тимчасово бракує інформації або результати різних методів не узгоджуються	Виконують цільові чи контурні аналізи, повторний відбір проб і після цього повторюють оцінювання

Джерело: складено авторами; класи FAO наведено за [31].

Таблиця 5

Зв'язок між обмеженням, заходом відновлення та показником контролю

Основне обмеження	Можливі заходи	Показник успішності
Ущільнення, колії	Контрольоване розпушування, обмеження руху техніки, глибококореневі культури	Зменшення опору пенетрації, зростання інфільтрації, глибше проникнення коренів
Втрата гумусового горизонту	Повернення або нанесення родючого шару, планування, постійний рослинний покрив	Збільшення потужності функціонального шару, відновлення структури і рослинності
Ерозія	Трав'яний покрив, мульчування, контурні смуги, локальні інженерні заходи	Зменшення змиву, частки оголеної поверхні та винесення частинок
Підкислення або засолення	Вапнування, промивання, дренаж, кальцієві меліоранти залежно від причини	Нормалізація pH чи електропровідності, поліпшення росту чутливих рослин
Підтверджене хімічне забруднення однорідної ділянки	Очищення, видалення або ізоляція забрудненого матеріалу в уточнених межах	Межі забруднення уточнено, шлях впливу перекрито, контрольні проби відповідають запланованому використанню
Дифузне забруднення металами	Іммобілізація, фітостабілізація, фітоекстракція, зміна використання або поєднання методів	Зменшення рухомої частки або запасу в кореневій зоні, відсутність токсичного ефекту, визначено спосіб поводження з біомасою
Причина не встановлена	Не розпочинати масштабних робіт; уточнити межі, повторити пробовідбір, застосувати цільові аналізи й біотести	Результати відтворюються, встановлено чинник, що визначає рішення

Джерело: складено авторами за даними [30, 35, 41, 57].

і 4,3 % – на подальший догляд та повторне освоєння [58]. Натомість вирощування *Miscanthus* × *giganteus* на землях несільськогосподарського призначення, попри збитковість першого року, стає рентабельним із третього року вегетації; за внесення біочару дохід на третій рік перевищував контроль на 46,8 % (5 % біочару) та 97,7 % (10 % біочару) [26, 59]. Для України окремою обов'язковою статтею витрат є гуманітарне розмінування: у березні 2026 р. середня вартість робіт за програмою компенсації для агровиробників становила 59 тис. грн/га [60]. Цей показник характеризує витрати на безпеку доступу до земель, а не вартість відновлення властивостей ґрунту.

7. Miscanthus* × *giganteus* як рослина-індикатор і фіторемедіант

Повне оцінювання великих неоднорідних територій потребує значної кількості проб, аналізів і повторних обстежень [7, 35, 43]. Звідси постає практичне питання: чи можна після розмінування та мінімального скринінгу закладати пробні посіви рослини-фіторемедіанта, використовуючи її реакцію як одну з ранніх ліній доказів. Науковим підґрунтям цього є те, що проростання, ріст коренів і рання біомаса вже застосовуються як стандартизовані показники токсичності ґрунту [44, 61, 62], а рослина інтегрально реагує на водний режим, ущільнення, кислотність, засолення, нестачу елементів живлення та біодоступну частку забруднювачів [30, 44].

Miscanthus × *giganteus* – багаторічна енергетична культура другого покоління, яка зберігає продуктивність на одному місці до 20 років, переносить засолення, тимчасове перезволоження та pH ґрунту в межах 4,5–7,5 і формує 10–20 т сухої маси з 1 га [26]. Для неї є значний масив даних щодо вирощування на забруднених і колишніх військових землях. У вегетаційних дослідах із ґрунтами колишніх військових об'єктів (Кам'янець-Подільський, Україна; Сляч, Словаччина) рослина задовільно росла, а більша частина металів і металоїдів залишалася в коренях з обмеженим переміщенням у надземну біомасу [36]. Порівняльні дослідження ґрунтів військових і гірничодобувних об'єктів підтвердили толерантність культури до комплексного забруднення As, Pb, Zn, Cu та іншими елементами [37]. У польовому досліді на військовій базі Форт-Райлі (США) з валовим вмістом Pb 900–1500 мг/кг міскантус розглядали як культуру для фітостабілізації [63]. Реакція рослини на ґрунти військових об'єктів залежить від їх агрохімічних властивостей: застосування регуляторів росту поліпшувало параметри біомаси на родючому ґрунті (Долина, Україна), але не на бідному (Градчани, Чехія) [64]. Міскантус також виявився порівняно толерантним до забруднення дизельним паливом і нафтопродуктами, хоча зі зростанням концентрації біомаса знижувалася [65, 66]. Ефективність фіторемедіації може підвищуватися за інокуляції ризобактеріями, що стимулюють ріст рослин, і внесення біовугілля, зокрема отриманого із самої біомаси міскантусу [67, 68]. Водночас якість такого біовугілля залежить від сировини. Біовугілля із забруднених кореневищ містило потенційно токсичні елементи, тоді як отримане з надземної біомаси – ні [69]. У найтривалішому польовому досліді (Франція, з 2010 р.) на ґрунтах, забруднених Pb, Cd і Zn, урожайність міскантусу (близько 14 т/га сухої маси) не відрізнялася від контрольної ділянки, коефіцієнти біоконцентрації та транслокації залишалися меншими за одиницю, а вміст органічного вуглецю й ферментативна активність ґрунту поступово зростали [26]. В Україні фіторемедіацію техногенно і воєнно забруднених ґрунтів з використанням трав'янистих, деревних та енергетичних культур також

досліджують [52, 56, 70]. На пост-військовій території в Долині (дослід з 2018 р.) найбільший приріст біомаси міскантусу забезпечувало комбіноване внесення вапна, органічного та мінерального добрив [26]. У 2023 р. польовий дослід закладено у Ворзелі (Київська обл.) на супіщаному опідзоленому ґрунті з низьким вмістом гумусу (1,16 %) і мінерального азоту (30,1 мг/кг), pH(KCl) 4,78 та підвищеним вмістом Mn і Cu. На другий рік вегетації врожайність за внесення 5 % біочару становила 2,98 т/га сухої маси проти 1,43 т/га в контролі, тоді як доза 10 % (1,56 т/га) і мікробний біостимулятор (0,93 т/га) не мали переваг [26]. Отже, оптимальну дозу меліоранту необхідно визначати на пробних ділянках, що узгоджується з логікою запропонованої моделі.

Настанови US EPA передбачають перед застосуванням фіторемедіації характеристику ділянки, визначення забруднювача і мети очищення, лабораторний скринінг, закладання пробних польових ділянок і подальший моніторинг [34]. Огляди польових фітотехнологій наголошують на значенні біодоступності, довготривалої ефективності та поводження з біомасою [35, 39, 57]. З огляду на це пропонуємо скорочений алгоритм. Після розмінування визначають тип воєнного впливу, pH, електропровідність, гранулометричний склад і найбільш імовірні забруднювачі. Далі закладають невеликі дослідні ділянки з *Miscanthus* × *giganteus* і контрольним варіантом. Упродовж вегетації оцінюють приживлюваність, висоту, кількість пагонів, стан листків, розвиток кореневої системи та біомасу, а паралельно – вміст металів у ґрунті та органах рослини, що дає змогу розрахувати коефіцієнти біоконцентрації і транслокації та встановити, чи відбувається вилучення, закріплення в ризосфері або накопичення в надземній частині [36, 39, 57]. Інформативність рослинного тесту та його обмеження узагальнено в таблиці 6.

Задовільний ріст толерантної культури не означає, що ґрунт безпечний для харчових культур: рослина може мати здоровий вигляд і водночас накопичувати метали в коренях. Пригнічення росту не встановлює причини без додаткових вимірювань, а коренева система характеризує лише освоєний нею шар. Обов'язковою умовою є також безпечне поводження із забрудненою біомасою, зокрема аналіз золи та продуктів піролізу під час її енергетичного використання [35, 39, 68].

8. Обмеження запропонованого підходу

Запропонована модель є концептуальною основою для польового випробування, а не затвердженим порядком оцінювання. Межі між категоріями потребують уточнення для різних типів ґрунтів, природних зон і способів використання; для частини показників необхідно встановити регіональні фонові значення та уніфікувати лабораторні процедури [1, 11, 32]. Модель визначає, за яких умов потрібно аналізувати вибухові речовини, поліциклічні ароматичні вуглеводні та діоксини, але не встановлює для них порогів категорій придатності. Такі пороги потребують окремих аналітичних програм і ризик-орієнтованих критеріїв. Оцінювання екологічного стану ґрунту не замінює розмінування, санітарно-гігієнічного висновку та спеціальної оцінки ризику для здоров'я людини [2, 8, 52].

Головні висновки. 1. Узагальнення польових досліджень 2022-2026 рр. засвідчує, що на воєнно порушених землях України, зокрема в чорноземних ґрунтах, переважають фізичні порушення (бомбтурбація, ущільнення, втрата гумусового горизонту), тоді як забруднення важкими металами здебільшого локальне. Біля більшості вирв вміст близький до фону або перевищує його в 1,1–1,5 раза, а багаторазові перевищення характерні для місць знищення техніки, падіння літальних апаратів і підриву боєприпасів.

2. Просторова неоднорідність порушень робить неприйнятним усереднення даних для ділянки: вирви, згарища, колії, місця розливу і фонові частини необхідно досліджувати як окремі об'єкти.

3. Обґрунтовано п'ять послідовних етапів оцінювання: 1) безпека території; 2) заплановане використання та вихідні дані; 3) поділ на фонові й порушені однорідні частини; 4) польовий опис і пробовідбір; 5) мінімальний скринінг. Після п'ятого етапу результати фізичного модуля, модуля

Таблиця 6

Інформативність рослинного тесту та необхідні доповнення

Рослина може показати	Рослина не може надійно показати	Необхідне доповнення
Здатність середовища забезпечувати проростання, ріст коренів і формування біомаси	Причину пригнічення: токсикант, ущільнення, кислотність, засолення чи нестача вологи	Базовий набір фізичних і хімічних показників
Сумарну дію біодоступної частки забруднювачів	Загальний запас речовини та ризик для людини, ґрунтових вод або організмів з іншими шляхами надходження	Аналіз ґрунту, за потреби – води, пилу, інші біотести
Придатність конкретного виду для фітостабілізації або фітоекстракції	Довготривалу ефективність технології на всій неоднорідній площі	Контрольні ділянки, повторності, багаторічний моніторинг
Накопичення речовин у коренях і надземній біомасі (за аналізу тканин)	Безпечність біомаси для спалювання, піролізу, переробки чи повернення на поле	Баланс мас, аналіз біомаси, золи, біовугілля та викидів

Джерело: складено авторами за даними [34, 35, 39, 68].

загальних хімічних властивостей, цільового аналізу забруднювачів і біологічної дії інтерпретують спільно, перевіряють достатність та узгодженість даних, визначають найсуттєвіше обмеження, категорію придатності й потребу у відновленні та контролі. Модель адаптує рамку FAO і підхід TRIAD до умов воєнних порушень.

4. Запропоновано чотири категорії придатності – придатна; придатна за умов; потребує відновлення; непридатна для запланованої мети, які співвіднесені з класами FAO, а також окремий тимчасовий статус – «даних недостатньо». Категорію визначає найсуттєвіше обмеження для конкретного способу використання; кожен висновок супроводжують зазначенням головної проблеми, дозволеного використання, заходу відновлення та критерію повторного оцінювання.

5. *Miscanthus* × *giganteus* може бути використаний як рання біологічна лінія доказів і засіб фітостабілізації за умови попереднього розмінування, мінімального скринінгу загальних хімічних властивостей і ймовірних забруднювачів, наявності контрольних ділянок і моніторингу вмісту забруднювачів у ґрунті та біомасі; задовільний ріст культури не є підставою для висновку про безпечність ґрунту для вирощування рослин харчового використання.

Перспективи використання результатів дослідження. Наступним етапом є верифікація моделі на ділянках із різним типом воєнного впливу, зокрема з використанням наявних дослідних платформ із *Miscanthus* × *giganteus* (Ворзель, Долина) [26], а також порівняння повного попереднього обстеження з підходом «мінімальний скринінг + пробне вирощування *Miscanthus* × *giganteus*». Для цього необхідно встановити, які морфометричні та фізіологічні показники міскантусу найкраще відображають стан ґрунту, простежити динаміку вмісту забруднювачів у ґрунті та біомасі й оцінити економічну ефективність скороченого підходу [34, 35, 61].

Подяка. Дослідження виконано за фінансової підтримки Міністерства освіти і науки України в межах реалізації проєкту молодих вчених «Природоорієнтована ремедіація деградованих земель міскантусом гігантським (*Miscanthus* × *giganteus*) і його меліорантами з використанням підходів циркулярної біоекономіки» (державний реєстраційний номер 0126U002851).

Література

1. Балюк С. А., Кучер А. В., Солоха М. О., Соловей В. Б. Оцінка впливу збройної агресії Російської Федерації на ґрунтовий покрив України. *Український географічний журнал*. 2024. № 1. С. 7–18. DOI: https://doi.org/10.15407/ugz2024.01.007
2. UNEP. The Environmental Impact of the Conflict in Ukraine: A Preliminary Review. Nairobi : United Nations Environment Programme, 2022. URL: https://www.unep.org/resources/report/environmental-impact-conflict-ukraine-preliminary-review
3. Hryhorczuk D., Levy B. S., Prodanchuk M. et al. The environmental health impacts of Russia's war on Ukraine. *Journal of Occupational Medicine and Toxicology*. 2024. Vol. 19, № 1. Article 1. DOI: https://doi.org/10.1186/s12995-023-00398-y
4. Bonchkovskyi O., Ostapenko P., Bonchkovskyi A., Shvaiko V. War-induced soil disturbances in north-eastern Ukraine (Kharkiv region): physical disturbances, soil contamination and land use change. *Science of the Total Environment*. 2025. Vol. 964. Article 178594. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.178594
5. Hupy J. P., Schaetzl R. J. Introducing bombturbation: a singular type of soil disturbance and mixing. *Soil Science*. 2006. Vol. 171. P. 827–835. DOI: https://doi.org/10.1097/01.ss.0000228053.08087.19
6. Hlavatskyi D., Bonchkovskyi O., Ostapenko P., Bondar K., Bakhmutov V., Bonchkovskyi A., Menshov O., Poliachenko I., Shvaiko V. Classification of war-induced soil contamination by the type of military impact in Eastern Ukraine. *Land Degradation & Development*. 2026. Vol. 37, № 10. P. 4794–4820. DOI: https://doi.org/10.1002/ldr.70397
7. ISO 18400-104:2018. Soil quality. Sampling. Part 104: Strategies. Geneva: International Organization for Standardization, 2018. URL: https://www.iso.org/standard/65223.html
8. ISO 19204:2017. Soil quality. Procedure for site-specific ecological risk assessment of soil contamination (soil quality TRIAD approach). Geneva: International Organization for Standardization, 2017. URL: https://www.iso.org/standard/63989.html
9. Yutilova K., Shved E., Rozantsev G., Adamski A. Russia-Ukraine war impacts on environment: warfare chemical pollution and recovery prospects. *Environmental Science and Pollution Research*. 2025. Vol. 32, № 10. P. 5685–5702. DOI: https://doi.org/10.1007/s11356-025-36098-9
10. Leal Filho W., Fedoruk M., Paulino Pires Eustachio J. H. et al. The environment as the first victim: the impacts of the war on the preservation areas in Ukraine. *Journal of Environmental Management*. 2024. Vol. 364. Article 121399. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.121399
11. Solokha M., Demyanyuk O., Symochko L. et al. Soil degradation and contamination due to armed conflict in Ukraine. *Land*. 2024. Vol. 13. Article 1614. DOI: https://doi.org/10.3390/land13101614
12. FAO. Kharkiv Oblast's changing landscape: a geospatial study of agricultural impact 2021–2024. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2025. DOI: https://doi.org/10.4060/cd6502en
13. Solokha M., Melnyk O., Cannon N., Horton M., Datsko O., O'Connor D. et al. Assessment of soil cover chemical pollution using satellite data: a case study of Kharkiv region, Ukraine. *Science of the Total Environment*. 2025. Vol. 995. Article 180105. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.180105
14. Solokha M., Pereira P., Symochko L., Vynokurova N., Demyanyuk O., Sementsova K. et al. Russian-Ukrainian war impacts on the environment. Evidence from the field on soil properties and remote sensing. *Science of the Total Environment*. 2023. Vol. 902. Article 166122. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166122
15. Smirnova K., Baliuk S., Kucher A. et al. Ecological and toxicological condition of militarily degraded chernozems: a case study of the Chkalovsk territorial community. Scientific Horizons. 2024. Vol. 27, № 11. P. 90–104. DOI: https://doi.org/10.48077/scihor11.2024.90
16. Krainiuk O. V., Buts Y. V., Ponomarenko R. V., Asotskyi V. V., Darmofal E. A., Kalynovskyi A. Y., Maniuk V. V. Environmental consequences of military operations in Ukraine on the example of soil research in the Kharkiv region. Journal of Geology, Geography and Geoecology. 2025. Vol. 34, № 2. P. 304–317. DOI: https://doi.org/10.15421/112526

17. Bondar K. M., Bakhmutov V., Poliachenko I., Hlavatskyi D., Menshov O. Magnetic and chemical signals of post-blast residue in soil: a case study from northern Ukraine. *Science of the Total Environment*. 2025. Vol. 977. Article 179342. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.179342
18. Splodytel A., Sut-Lohmann M., Rintoul-Hynes N. Environmental risks of humanitarian demining: evidence from a war-affected region (Ukraine). *Science of the Total Environment*. 2026. Vol. 1046. Article 181958. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2026.181958
19. Yashchenko L., Androshchuk O., Vasylenko L., Chornoivan Y. Environmental risks of heavy metal pollution in war-affected soils in Ukraine. *European Journal of Environmental Sciences*. 2025. Vol. 15. P. 18–27. DOI: https://doi.org/10.14712/23361964.2025.3
20. Bulba I., Drobitko A., Zadorozhnii Y., Pismennyi O. Identification and monitoring of agricultural land contaminated by military operations. Scientific Horizons. 2024. Vol. 27, № 7. P. 107–117. DOI: https://doi.org/10.48077/scihor7.2024.107
21. Дмитренко О. В., Дем'янюк О. С., Погоріла Л. Г. та ін. Екотоксикологічна оцінка дерново-підзолистого ґрунту за впливу воєнних дій. *Агроекологічний журнал*. 2023. № 4. С. 89–96. DOI: https://doi.org/10.33730/2077-4893.4.2023.293758
22. Skwarek E., Babenko L., Futorna O., Voytenko L., Wiśniewska M., Vasyuk V. et al. Soil contamination by metals and radionuclides in missile-affected areas: radiological risk assessment and phytotoxic effects on wheat plants. Environmental Geochemistry and Health. 2026. Vol. 48. Article 488. DOI: https://doi.org/10.1007/s10653-026-03375-6
23. Bida I., Moliszewska E., Matik K., Ślusarczyk A., Pawliczek D., Havryliuk O. et al. The resistance of biohumus microbiome to cobalt and nickel compounds. *Scientific Reports*. 2025. Vol. 15. Article 10437. DOI: https://doi.org/10.1038/s41598-025-88601-4
24. Datsko O., Melnyk O., Kovalenko I. et al. Estimation of the content of trace metals in Ukrainian military-affected soils. *Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca*. 2025. Vol. 53. Article 14328. DOI: https://doi.org/10.15835/nbha53114328
25. Shumilova O., Sukhodolov A., Osadcha N. et al. Environmental effects of the Kakhovka Dam destruction by warfare in Ukraine. *Science*. 2025. Vol. 387. P. 1181–1186. DOI: https://doi.org/10.1126/science.adn8655
26. Використання вдосконаленої фітотехнології із застосуванням міскантусу для відновлення пост-військових земель: посібник / за ред. В. Підліснюк. Тернопіль: ФОП Осадца Ю. В., 2026. 95 с. URL: https://library.tnpu.edu.ua/images/stories/vudannja_tnpu/2026_vudannja_pdf/Herc_26.pdf
27. Pichtel J. Distribution and fate of military explosives and propellants in soil: a review. *Applied and Environmental Soil Science*. 2012. Article 617236. DOI: https://doi.org/10.1155/2012/617236
28. Bondar K. M., Kyrychenko A., Tashyrev O., Poliachenko I., Bakhmutov V., Sachko A. et al. Fate of post-blast residue in soils from an armed conflict zone determined by magnetic, microbiological, and ecotoxicological assessments. Environmental Geochemistry and Health. 2026. Vol. 48. Article 595. DOI: https://doi.org/10.1007/s10653-026-03497-x
29. Dziubii O., Semerád J., Chrzanowski Ł., Cajthaml T. Soil contamination by military explosives: a review of environmental fate, toxicity, and preliminary findings from war-affected Ukraine. Journal of Hazardous Materials Advances. 2026. Vol. 23. Article 101472. DOI: https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2026.101472
30. ISO 17402:2008. Soil quality. Requirements and guidance for the selection and application of methods for the assessment of bioavailability of contaminants in soil and soil materials. Geneva: International Organization for Standardization, 2008. URL: https://www.iso.org/standard/38349.html
31. FAO. A Framework for Land Evaluation. FAO Soils Bulletin 32. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 1976. URL: https://www.fao.org/4/x5310e/x5310e00.htm
32. Karlen D. L., Mausbach M. J., Doran J. W., Cline R. G., Harris R. F., Schuman G. E. Soil quality: a concept, definition, and framework for evaluation. *Soil Science Society of America Journal*. 1997. Vol. 61, № 1. P. 4–10. DOI: https://doi.org/10.2136/sssaj1997.03615995006100010001x
33. Doran J. W., Zeiss M. R. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. *Applied Soil Ecology*. 2000. Vol. 15, № 1. P. 3–11. DOI: https://doi.org/10.1016/S0929-1393(00)00067-6
34. US EPA. Introduction to Phytoremediation. EPA/600/R-99/107. Cincinnati: National Risk Management Research Laboratory, 2000. URL: https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockey=30003T7G.TXT
35. Mench M., Lepp N., Bert V., Schwitzguébel J.-P., Gawronski S. W., Schröder P., Vangronsveld J. Successes and limitations of phytotechnologies at field scale: outcomes, assessment and outlook from COST Action 859. *Journal of Soils and Sediments*. 2010. Vol. 10, № 6. P. 1039–1070. DOI: https://doi.org/10.1007/s11368-010-0190-x
36. Pidlisnyuk V., Erickson L., Stefanovska T. et al. Potential phytomanagement of military polluted sites and biomass production using biofuel crop *Miscanthus* × *giganteus*. *Environmental Pollution*. 2019. Vol. 249. P. 330–337. DOI: https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.03.018
37. Nurzhanova A., Pidlisnyuk V., Abit K. et al. Comparative assessment of using *Miscanthus* × *giganteus* for remediation of soils contaminated by heavy metals: a case of military and mining sites. *Environmental Science and Pollution Research*. 2019. Vol. 26, № 13. P. 13320–13333. DOI: https://doi.org/10.1007/s11356-019-04707-z
38. Wenning R. J., Tomasi T. D. Using US Natural Resource Damage Assessment to understand the environmental consequences of the war in Ukraine. *Integrated Environmental Assessment and Management*. 2023. Vol. 19, № 2. P. 366–375. DOI: https://doi.org/10.1002/ieam.4716
39. Ali H., Khan E., Sajad M. A. Phytoremediation of heavy metals—concepts and applications. *Chemosphere*. 2013. Vol. 91, № 7. P. 869–881. DOI: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.01.075
40. Назаренко І. І., Польчина С. М., Нікорич В. А. Ґрунтознавство: підручник. Чернівці: Книги – ХХІ, 2004. 400 с.
41. FAO; ITPS. Status of the World's Soil Resources. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2015. 650 p. URL: https://openknowledge.fao.org/3/i5199e/i5199e.pdf
42. Certini G., Scalenghe R., Woods W. I. The impact of warfare on the soil environment. *Earth-Science Reviews*. 2013. Vol. 127. P. 1–15. DOI: https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2013.08.009
43. FAO; UNEP. Global Assessment of Soil Pollution: Report. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2021. 846 p. DOI: https://doi.org/10.4060/cb4894en
44. ДСТУ ISO 17616:2010. Якість ґрунту. Настанови щодо вибору та оцінювання біологічних аналізів для екотоксикологічного характеризування ґрунтів і ґрунтових матеріалів. Київ: Держспоживстандарт України, 2012. URL: https://online.budstandart.com/ua/catalog/doc-page.html?id_doc=54430
45. Miroshnychenko I., Voitovych O., Miroshnychenko M., Volosheniuk O. Dynamics of Chernozem's self-cleaning from oil pollution over two years. International Journal of Environmental Studies. 2023. Vol. 80, № 2. P. 410–420. DOI: https://doi.org/10.1080/00207233.2022.2147726
46. IUSS Working Group WRB. World Reference Base for Soil Resources. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. 4th ed. Vienna: International Union of Soil Sciences, 2022. 236 p. URL: https://wrb.isric.org/files/WRB_fourth_edition_2022-12-18.pdf

47. Datsko O., Zakharchenko E., Butenko Y. et al. Ecological assessment of heavy metal content in Ukrainian soils. *Journal of Ecological Engineering*. 2024. Vol. 25, № 11. P. 100–108. DOI: https://doi.org/10.12911/22998993/192669
48. Про затвердження нормативів гранично допустимих концентрацій небезпечних речовин у ґрунтах, а також переліку таких речовин: постанова Кабінету Міністрів України від 15 грудня 2021 р. № 1325. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1325-2021-%D0%BF#Text
49. Про затвердження Методики визначення розміру шкоди, завданої землі, ґрунтам внаслідок надзвичайних ситуацій та/або збройної агресії та бойових дій під час дії воєнного стану: наказ Міністерства захисту довкілля та природних ресурсів України від 4 квітня 2022 р. № 167. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0406-22#Text
50. Про схвалення Національної стратегії протимінної діяльності на період до 2033 року та затвердження операційного плану заходів з її реалізації у 2024–2026 роках: розпорядження Кабінету Міністрів України від 28.06.2024 № 616-р. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/616-2024-%D1%80#Text
51. Directive (EU) 2025/2360 of the European Parliament and of the Council of 12 November 2025 on soil monitoring and resilience (Soil Monitoring Law). Official Journal of the European Union. 26.11.2025. URL: https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2025/2360/oj
52. Мельниченко В. Фіторемедіація ґрунтів, забруднених внаслідок військово-техногенного навантаження. Наукові доповіді НУБіП України. 2024. Т. 20, № 4. С. 72–84. DOI: https://doi.org/10.31548/dopovidi/3.2024.72
53. Stroud J. L. Soil health pilot study in England: outcomes from an on-farm earthworm survey. *PLoS ONE*. 2019. Vol. 14. Article e0203909. DOI: https://doi.org/10.1371/journal.pone.0203909
54. Stefanovska T., Skwiercz A., Zhukov O., Pidlisnyuk V. Soil nematodes as a monitoring tool of bioenergy crop production management: the case of *Miscanthus* × *giganteus* cultivation on different soil types. *Biosystems Diversity*. 2024. Vol. 32. P. 217–224. DOI: https://doi.org/10.15421/012423
55. Sys C., Van Ranst E., Debaveye J. Land Evaluation. Part II: Methods in Land Evaluation. Agricultural Publications № 7. Brussels: General Administration for Development Cooperation, 1991. 274 p. URL: https://biblio.ugent.be/publication/223204
56. Самохвалова В. Л., Фатєєв А. І., Зуза С. І. та ін. Фіторемедіація техногенно забруднених ґрунтів. *Агроекологічний журнал*. 2015. № 1. С. 92–100. DOI: https://doi.org/10.33730/2077-4893.1.2015.272192
57. Mahar A., Wang P., Ali A., Awasthi M. K., Lahori A. H., Wang Q., Li R., Zhang Z. Challenges and opportunities in the phytoremediation of heavy metals contaminated soils: a review. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2016. Vol. 126. P. 111–121. DOI: https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.12.023
58. Panagos P., Van Liedekerke M., Yigini Y., Montanarella L. Contaminated Sites in Europe: Review of the Current Situation Based on Data Collected through a European Network. Journal of Environmental and Public Health. 2013. Article 158764. DOI: https://doi.org/10.1155/2013/158764
59. Mamirova A., Pidlisnyuk V. The economic and environmental aspects of *Miscanthus* × *giganteus* phytomanagement applied to non-agricultural land. *Agronomy*. 2024. Vol. 14. Article 791. DOI: https://doi.org/10.3390/agronomy14040791
60. Розмінуємо Україну. Підсумки гуманітарного розмінування за березень. 10.04.2026. URL: https://demine.gov.ua/news/pidsumky-humanitarnoho-rozminuvannia-za-berezen
61. ДСТУ ISO 11269-1:2004. Якість ґрунту. Визначення дії забруднників на флору ґрунту. Частина 1. Метод визначання інгібіторної дії на ріст коренів. Київ: Держспоживстандарт України, 2005. URL: https://online.budstandart.com/ua/catalog/doc-page.html?id_doc=72106
62. ДСТУ ISO 11269-2:2002. Якість ґрунту. Визначення дії забруднювачів на флору ґрунту. Частина 2. Вплив хімічних речовин на проростання та ріст вищих рослин. Київ: Держстандарт України, 2004. URL: https://online.budstandart.com/ua/catalog/doc-page.html?id_doc=58940
63. Alasmary Z., Hettiarachchi G. M., Roozeboom K. L. et al. Phytostabilization of a contaminated military site using Miscanthus and soil amendments. *Journal of Environmental Quality*. 2021. Vol. 50, № 5. P. 1220–1232. DOI: https://doi.org/10.1002/jeq2.20268
64. Nebeská D., Pidlisnyuk V., Stefanovska T. et al. Impact of plant growth regulators and soil properties on *Miscanthus* × *giganteus* biomass parameters and uptake of metals in military soils. *Reviews on Environmental Health*. 2019. Vol. 34, № 3. P. 283–291. DOI: https://doi.org/10.1515/reveh-2018-0088
65. Burdová H., Nebeská D., Suhail Al Souki K. et al. *Miscanthus* × *giganteus* stress tolerance and phytoremediation capacities in highly diesel contaminated soils. *Journal of Environmental Management*. 2023. Vol. 344. Article 118475. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118475
66. Nebeská D., Trögl J., Ševců A. et al. *Miscanthus* × *giganteus* role in phytodegradation and changes in bacterial community of soil contaminated by petroleum industry. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2021. Vol. 224. Article 112630. DOI: https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112630
67. Nurzhanova A. A., Pidlisnyuk V., Berzhanova R. et al. PGPR-driven phytoremediation and physiobiochemical response of *Miscanthus* × *giganteus* to stress induced by the trace elements. *Environmental Science and Pollution Research*. 2023. Vol. 30, № 42. P. 96098–96113. DOI: https://doi.org/10.1007/s11356-023-29031-5
68. Pidlisnyuk V., Mamirova A., Newton R. A. et al. Miscanthus phytotechnology of Cu- or Zn-spiked soils supported by contaminated Miscanthus biochar — is this a viable option for valorization? *Environmental Science and Pollution Research*. 2025. Vol. 32, № 12. P. 7737–7759. DOI: https://doi.org/10.1007/s11356-025-36097-w
69. Kononchuk O., Pidlisnyuk V., Mamirova A. et al. Evaluation of the impact of varied biochars produced from M. × giganteus waste and application rate on the soil properties and physiological parameters of Spinacia oleracea L. *Environmental Technology & Innovation*. 2022. Vol. 28. Article 102898. DOI: https://doi.org/10.1016/j.eti.2022.102898
70. Борецька І. Ю., Джура Н. М., Романюк О. І. Фіторемедіація техногенно забруднених ґрунтів з використанням енергетичних культур. *Екологічні науки*. 2021. № 6 (39). С. 72–76. DOI: https://doi.org/10.32846/2306-9716/2021.eco.6-39.11

Дата першого надходження статті до видання: 08.10.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 04.11.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 23.11.2026

УДК 504.06 : 004.8 : 629.7.014.9
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.6-69.11

ЗАСТОСУВАННЯ ШТУЧНОГО ІНТЕЛЕКТУ ТА БЕЗПІЛОТНИХ АПАРАТІВ ДЛЯ ГУМАНІТАРНОГО РОЗМІНУВАННЯ ЯК ЗАСІБ ЗБЕРЕЖЕННЯ ДОВКІЛЛЯ

Демчук Л.І.[1] (orcid.org/0000-0001-5698-7113),
Рудишин С.Д.[2] (orcid.org/0000-0002-4483-9209),
Нонік Л.Ю.[1] (orcid.org/0000-0003-4234-8948),
Устименко В.І.[1] (orcid.org/0000-0001-7633-2130),
Алпатова О.М.[1] (orcid.org/0000-0003-0803-9850),
Уваєва О.І.[1] (orcid.org/0000-0003-1894-0386),
Русецька Н.М.[3] (orcid.org/0000-0002-5568-4708)
[1]Державний університет «Житомирська політехніка»
вул. Чуднівська 103, 10005, м. Житомир,
[2]Глухівський національний педагогічний університет імені Олександра Довженка
вул. Київська, 24, 41400, м. Глухів, Україна
[3]Житомирський агротехнічний фаховий коледж
вул. Покровська, 96, 10031, м. Житомир, Україна
ke_dlm@ztu.edu.ua

Сучасні збройні конфлікти спричиняють катастрофічний вплив на природні ландшафти. Масштабне мінне забруднення територій набуває характеру безпрецедентного екоциду: уражаються місця існування флори та фауни, знижується біорізноманіття на мільйонах гектарів, а водні басейни забруднюються важкими металами та продуктами руйнування боєприпасів.

Традиційні методи гуманітарного розмінування пріоритезують мінімізацію ризиків для населення та експрес-рекультивацію земель. Проте залучення важкої гусеничної техніки й суцільна глибока оранка деструктивно впливають на едафотоп. Це призводить до механічної деградації структури ґрунту, втрати родючого шару та пригнічення природного сукцесійного потенціалу екосистем.

Запропоновано новітню парадигму гуманітарного розмінування на основі інтеграції технологій штучного інтелекту (ШІ) та безпілотних літальних апаратів (БПЛА). Комплексний підхід, що поєднує алгоритми комп'ютерного зору, магнітометричне сканування та мультиспектральне дистанційне зондування, дозволяє верифікувати вибухонебезпечні предмети (ВНП) дистанційно. Це виключає деструктивний механічний вплив на ґрунтово-рослинний покрив. Інтелектуальний аналіз геопросторових даних підвищує точність ідентифікації аномалій, оптимізує зонування територій за ступенем ризику та мінімізує площу зон, що потребують повторного інспектування.

Зазначений підхід забезпечує збереження родючого шару ґрунту, мінімізує фітотоксичний стрес рослин, зумовлений ксенобіотиками, та сприяє формуванню екологічних коридорів для міграції дикої фауни. Інтеграція новітніх технологій трансформує санацію територій у базовий, логічно узгоджений етап комплексної екологічної рекультивації та відновлення біогеоценозів.

Дослідження підтверджує високу ефективність синергії цифрових систем і природоохоронних заходів. Результати дослідження формують основу для оновлення міжнародних стандартів протимінної діяльності та забезпечують технологічний фундамент для екологічного відновлення і сталого розвитку постраждалих територій. *Ключові слова:* гуманітарне розмінування, ШІ, БПЛА, екоцид лісу, збереження біорізноманіття, екологічна безпека, відновлення екосистем.

The use of artificial intelligence and unmanned aerial vehicles for humanitarian demining as a means of environmental conservation. Demchuk L., Rudyshyn S., Uvaeva O., Nonik L., Ustymenko V., Alpatova O., Rusetska N.

Modern armed conflicts have a catastrophic impact on natural landscapes. Large-scale landmine contamination amounts to an unprecedented form of ecocide: habitats of flora and fauna are destroyed, biodiversity is reduced across millions of hectares, and water basins are contaminated with heavy metals and munitions degradation products.

Traditional humanitarian demining methods prioritize minimizing risks to the population and rapid land reclamation. However, the use of heavy tracked machinery and extensive deep plowing have a destructive impact on the edaphic environment. This leads to mechanical degradation of soil structure, loss of the topsoil, and suppression of the ecosystems' natural succession potential.

A new paradigm for humanitarian demining is proposed, based on the integration of artificial intelligence (AI) and unmanned aerial vehicle (UAV) technologies. A comprehensive approach combining computer vision algorithms, magnetometric scanning, and multispectral remote sensing allows for the remote verification of explosive ordnance (EO). This eliminates destructive mechanical impact on the soil and vegetation cover. Intelligent analysis of geospatial data improves the accuracy of anomaly identification, optimizes the zoning of territories by risk level, and minimizes the area requiring re-inspection.

© Демчук Л.І., Рудишин С.Д., Нонік Л.Ю., Устименко В.І., Алпатова°О.М., Уваєва О.І., Русецька Н.М., 2026
Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY 4.0

This approach ensures the preservation of the fertile soil layer, minimizes phytotoxic stress on plants caused by xenobiotics, and facilitates the formation of ecological corridors for the migration of wildlife. The integration of cutting-edge technologies transforms site remediation into a fundamental, logically coherent stage of comprehensive ecological reclamation and the restoration of biogeocenoses.

The study confirms the high effectiveness of the synergy between digital systems and environmental protection measures. The study's findings form the basis for updating international standards for mine action and provide the technological foundation for the ecological restoration and sustainable development of affected areas. *Key words:* humanitarian demining, AI, UAVs, forest ecocide, biodiversity conservation, environmental safety, ecosystem restoration.

Постановка проблеми. Мілітаризація природних ландшафтів та масове застосування вибухових пристроїв формують пролонговану системну загрозу екологічній безпеці. Традиційні підходи до очищення територій потребують значних часових та людських ресурсів, а також неминуче спричиняють глибоке механічне руйнування ґрунтового покриву. Унаслідок цього знижується ефективність природного самовідновлення та посилюється деградація екосистем. Отже, виникає нагальна потреба у розробці й упровадженні безконтактних, екологічно сумісних методів детекції та нейтралізації загроз. Перспективним є поєднання технологій дистанційного зондування з алгоритмами машинного навчання, яке здатне узгодити потребу у безпечному гуманітарному розмінуванні з необхідністю збереження крихкого біорізноманіття.

Актуальність дослідження. Масштабне мінно-вибухове забруднення територій України спричинило деградацію природних екосистем, яка набула масштабів локальної та регіональної екологічної кризи. Вибухові речовини забруднюють водоносні горизонти, а детонація боєприпасів руйнує унікальні природні комплекси, зокрема заповідні зони та лісові масиви. Зволікання з очищенням консервує кризу на десятиліття, блокує природні механізми сукцесії та саморегуляції екосистем, а також суттєво підвищує ризики незворотної втрати популяцій раритетних і зникаючих видів.

Існуючі механізовані засоби розмінування характеризуються вкрай низькими показниками екологвчної безпеки. Застосування важких тралів спричиняє повне зняття родючого шару ґрунту, руйнує підземні мікоризні мережі та негативно впливає на локальну флору. Як наслідок, навіть після формального очищення територія втрачає біологічну цінність, а її рекультивація потребує значних фінансових витрат і тривалої праці фахівців.

Застосування безпілотних систем та алгоритмів штучного інтелекту є ефективним підходом до екологічно безпечного гуманітарного розмінування. Дистанційний аналіз мультиспектральних даних, реєстрація теплових аномалій та використання наземних робототехнічних комплексів забезпечують високоточну локалізацію вибухонебезпечних предметів. Інтеграція інноваційних методів детекції є визначальним фактором мінімізації ризиків для населення та збереження екосистем.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Представлене дослідження безпосередньо інтегроване у стратегію досягнення державних цілей сталого розвитку та реалізацію національних програм повоєнної відбудови. Робота спрямована на виконання міжнародних зобов'язань України у сфері охорони довкілля та подолання екологічних наслідків збройних конфліктів. Практичні результати дослідження відповідають пріоритетним завданням профільних відомств щодо модернізації процесів гуманітарного розмінування та формують алгоритмічне підґрунтя для прискореної реінтеграції деокупованих і постраждалих територій.

Аналіз наукових публікацій протягом останніх п'яти років відзначилися стрімким зростанням наукового інтересу до перетину цифрових технологій та екології [7]. Дослідження західних фахівців фокусувалися переважно на вдосконаленні машинного навчання для виявлення металевих аномалій у ґрунті. Водночас українські науковці, зокрема фахівці Державного університету «Житомирська політехніка», активно вивчають можливості аерокосмічних методів та дистанційного зондування Землі (ДЗЗ) для екологічного моніторингу довкілля [13]. На базі Державного університету «Житомирська політехніка» функціонує єдина в області станція громадського онлайн-моніторингу EcoCity, яка дозволяє здійснювати автоматизований контроль якості повітря, фіксувати радіаційну небезпеку та забруднення хімічними речовинами [13]. Зазначені методичні та практичні результати збору великих даних про стан довкілля стають фундаментальною базою для алгоритмів штучного інтелекту [11]. Окрім того, в університеті активно розвивається напрям льотної експлуатації безпілотних авіаційних систем, що дозволяє створювати вітчизняні агродрони з магнітометрами та мультиспектральними камерами для сканування територій [11].

Значний крок уперед зробили розробники систем «UADamage», які інтегрують супутникові знімки високої роздільної здатності з нейромережами для точного оцифрування мінних полів [12]. Вони застосовують дрони, здатні підіймати до 40 кілограмів ваги та оснащені надчутливими магнітометрами, що виконують до 200 вимірювань за секунду [11]. Результати польових випробувань у Житомирській області та деокупованих регіонах підтвердили спроможність відповідних технологій виявляти вибухонебезпечні предмети, мінімізуючи при цьому антропогенний вплив на рослинний покрив [9].

Водночас науковці Інституту зоології імені Шмальгаузена НАН України та екологи Полісся досліджували наслідки хімічного стресу флори

від вимивання тринітротолуолу та гексогену [1]. Спектральні зміни у рослинах дозволяють використовувати дрони для виявлення не лише металевих корпусів, а й хімічного отруєння ґрунтів [8]. Опубліковані праці детально описують механізми міграції важких металів у харчових ланцюгах та загрозу вимирання рідкісних видів тварин через втрату природних ареалів [1].

Міжнародно-правовий аспект цієї проблеми також знайшов відображення у науковому дискурсі [14]. Юристи-міжнародники класифікують масове замінування лісів та заповідників як важкий злочин проти довкілля (екоцид). Їхні публікації наголошують на необхідності створення цифрових доказів збитків, завданих природі, для подальших міжнародних судових процесів [14].

Автори [2, 3] пропонують відмовитися від простого гасіння пожеж за фактом їх виникнення та перейти до предиктивного (прогнозного) управління ризиками. Для цього вони поєднали системний аналіз, теорію катастроф та алгоритми машинного навчання.

Проте, незважаючи на значну кількість публікацій щодо технологій БПЛА, машинного навчання та екологічного моніторингу, більшість авторів розглядають ці процеси окремо [9]. Технічні фахівці зосереджуються на точності детекції мін, тоді як екологи безпосередньо на наслідках забруднення [1]. Комплексний підхід, який розглядає дрони та AI-алгоритми саме як єдиний безальтернативний інструмент превентивного екологічного розмінування та подальшого збереження біорізноманіття, досі залишався поза увагою. Саме цій прогалині у науковій літературі, що потребує об'єднання інженерних рішень та екологічної безпеки, присвячена дана робота.

Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Попри наявність ґрунтовних праць із дистанційного зондування та моніторингу, бракує комплексних досліджень, які б позиціонували гуманітарне розмінування за допомогою безпілотних технологій як виключно екологозберігаючий інструмент. Недостатньо вивченими залишаються механізми й алгоритми синхронізації роботи саперних роботизованих систем із програмами негайного відновлення середовища та лісових екосистем.

Новизна. Вперше комплексно обґрунтовано концепцію превентивного екологічного розмінування із застосуванням методів штучного інтелекту. Запропоновано нову теоретичну модель обробки даних дистанційного зондування, що інтегрує процеси ідентифікації вибухонебезпечних предметів та оцінювання рівня ураження локальних екосистем. Доведено високу ефективність синергії безпілотних авіаційних систем (дронів-демінерів та агродронів) для оперативного відновлення рослинного покриву шляхом висіву ендемічної флори одразу після точкового знешкодження виявлених загроз.

Методологічне або загальнонаукове значення. Отримані результати розширюють теоретико-методологічну базу екологічної безпеки та міжнародного права. Запропоновано авторський концептуальний апарат для аналізу воєнно-техногенних криз. Розроблена методологія інтеграції технологічних інновацій із природоохоронними практиками може слугувати універсальним науковим шаблоном для збереження та відновлення біорізноманіття в зонах конфліктів у різних регіонах світу.

Виклад основного матеріалу. Зазвичай про гуманітарне розмінування говорять виключно як про порятунок людських життів та відновлення безпеки. Проте не менш важливою, хоча й часто недооціненою, є інша мета – порятунок нашої природи. Використання новітніх технологій дозволяє змістити фокус на збереження довкілля, мінімізуючи шкоду, яку завдають як самі вибухонебезпечні предмети, так і застарілі методи їх знешкодження [4].

Традиційний підхід до розмінування часто ігнорує довгострокові екологічні наслідки. Міни та нерозірвані боєприпаси (НРБ) – не лише фізична, а й масштабна хімічна та біологічна загроза для екосистем. Боєприпаси, що залишаються в землі, з часом іржавіють. Їхні оболонки руйнуються, вивільняючи у ґрунт та підземні води важкі метали (свинець, ртуть, миш'як) і високотоксичні вибухові речовини, такі як тротил (TNT). Це призводить до мертвотності ґрунтів та отруєння водоносних горизонтів на десятиліття [17]. Використання важкої броньованої техніки для тралення та контрольовані підриви на місці знищують родючий шар землі (гумус), призводять до масової вирубки лісів, ущільнення ґрунту та міграції або загибелі диких тварин від стресу та руйнування ареалів [6].

Величезні заміновані території занепадають, бо через неможливість безпечного доступу вони заростають агресивними бур'янами. Влітку такі зони стають епіцентрами масштабних пожеж, які рятувальники просто не можуть загасити через ризик детонації [2, 9]. Повномасштабна військова агресія принесла на українську землю руйнування, масштаби яких виходять далеко за межі людських поселень та цивільної інфраструктури. Сучасний збройний конфлікт став причиною безпрецедентного екоциду, який підриває стабільність унікальних природних екосистем та ставить під загрозу виживання багатьох видів флори і фауни [12]. З погляду міжнародного публічного права такі дії класифікуються як важкий злочин проти довкілля, що вимагає розробки нових правових та технологічних механізмів фіксації збитків [14]. Замінування величезних територій є однією з найважчих проблем сьогодення. Традиційні підходи до очищення земель, які покладаються виключно на ручну працю саперів, демонструють критично низьку швидкість та високий рівень небезпеки.

У таких умовах виникає гостра потреба у залученні інновацій, над якими сьогодні активно працю-

ють провідні українські наукові установи. Особливе місце серед таких рішень посідають штучний інтелект, методи дистанційного зондування та безпілотні літальні апарати. Поєднання цих інструментів дозволяє створити інтелектуальну систему моніторингу місцевості без фізичного втручання людини. Використання цифрового інтелекту є єдиним життєздатним механізмом для швидкого порятунку біорізноманіття України [7]. У цьому процесі ключову роль відіграють вітчизняні дослідники, які адаптують світові технології до унікальних умов нашої природи.

За оцінками Української природоохоронної групи та інших експертних організацій мільйони гектарів українських земель наразі містять вибухонебезпечні предмети. Сюди входять заповідні зони, степові ландшафти та водно-болотні угіддя. Особливо критичною є ситуація в лісах Житомирської області та загалом на території Українського Полісся, де специфічний склад ґрунтів ускладнює відновлювальні роботи [2, 9]. Вітчизняні екологи наголошують на необхідності першочергового порятунку саме цих лісових та водних резервуарів біорізноманіття.

Механіка руйнування природи через мінне забруднення має комплексний характер. Перший фактор полягає у фізичному знищенні ландшафту. Вибухи руйнують родючий шар ґрунту та розривають підземні мікоризні сітки. Другий фактор пов'язаний із хімічним отруєнням. Корпуси мін та залишки вибухових речовин окислюються та потрапляють у землю. Хімічні сполуки та важкі метали вимиваються дощами, проникають у підземні водоносні горизонти та катастрофічно погіршують екологічний стан водних екосистем Полісся [1, 10].

Дослідження фахівців Інституту зоології імені Шмальгаузена НАН України підтверджують, що важкі метали накопичуються в рослинах і призводять до системного збою у харчових ланцюгах [1]. Дикі тварини зазнають хронічних захворювань. Другий та постійний фактор – страх та гучні вибухи, які змушують тварин залишати свої природні ареали, що призводить до видового дисбалансу. Без залучення інноваційних розробок процеси очищення та екологічної ревіталізаці території затягнуться на тривалий час.

Штучний інтелект відіграє роль центрального аналітичного ядра у сучасних вітчизняних системах екологічного моніторингу. Над розробкою таких систем плідно працюють команди Інституту космічних досліджень НАН України та ДКА України. Їхнє головне завдання полягає в обробці масивів даних, які надходять завдяки сучасним методам дистанційного зондування землі [7]. Нейромережі здатні аналізувати супутникові знімки, виявляючи сліди важкої техніки, окопи та вирви від вибухів у лісових масивах.

Дослідники з провідних університетів створили моделі, які здатні виявляти мікроскопічні зміни у стані рослинного покриву. Рослини на ґрунтах із високим вмістом залишків вибухових речовин демонструють специфічний спектральний стрес [8]. Цей стрес фіксують цифрові алгоритми завдяки розрахунку вегетаційних індексів. Це дозволяє вказувати на місця прихованих мінних полів навіть під шаром опалого листя.

Окремим вагомим досягненням є створення прогнозних екологічних моделей. Науковці активно досліджують інноваційні підходи до моніторингу забруднень. Інтеграція даних про рельєф, гідрологічні особливості та історію бойових дій дозволяє моделювати карти ризиків. Це допомагає розробити заходи щодо тимчасового відлякування диких тварин від найбільш небезпечних зон [9].

Застосування безпілотних літальних апаратів дозволяє проводити детальну розвідку без ризику для життя екологів та саперів. Українські інженери, зокрема фахівці КПІ імені Ігоря Сікорського та приватні defense-tech стартапи, розробляють унікальні мобільні платформи для високотехнологічних сенсорів [8]. Ці комплекси повітряного моніторингу адаптовані саме до складних умов українських ландшафтів.

Вітчизняні дрони оснащуються магнітометрами високої чутливості для фіксації металевих корпусів боєприпасів. Тепловізори фіксують теплову інерцію предметів, дозволяючи чітко бачити міни у ранкові години. Мультиспектральні камери аналізують відбите світло у десятках каналів для отримання даних про хімічний склад поверхні [8]. Технологія лазерного сканування допомагає будувати тривимірні моделі рельєфу крізь щільний рослинний покрив.

Наземні роботизовані системи вітчизняної розробки застосовуються в інтеграції з з повітряними дронами .Вони виконують точкове знешкодження об'єктів, що мінімізує потребу у використанні важкої гусеничної техніки. Це дозволяє зберегти крихкі екосистеми Полісся від повного переорювання та зни-

Таблиця 1

Порівняльна характеристика технологій дистанційного зондування Землі у моніторингу та збереженні екосистем

Тип сенсора та технології	Принцип дії	Внесок у збереження екосистем
Магнітометр на базі БПЛА	Фіксація мікроскопічних змін магнітного поля	Виявлення об'єктів без порушення цілісності ґрунту
Авіаційний тепловізор	Вимірювання показників теплової інерції	Дистанційне виявлення мін без фізичного контакту
Мультиспектральна камера	Аналіз спектрального відбиття рослинності	Визначення хімічного отруєння флори і підземних вод
Лідарні комплекси	Лазерне сканування ландшафту	Точна картографія постраждалих лісових масивів

 ISSN: 2306-9716 (Print), ISSN: 2664-6110 (Online)

Таблиця 2

Технологічні можливості датчиків БПЛА у мінімізації екологічних ризиків під час пошуку ВНП

Тип датчика на БПЛА	Функціональне призначення	Екологічна користь
Камери високої роздільної здатності	Пошук видимих уламків, розтяжок та змін у мікрорельєфі ґрунту.	Точне картування без необхідності фізичного прочісування території.
Мультиспектральні камери	Фіксація змін у відбитті світла від рослинності (NDVI).	Виявлення «стресу» у рослин, які ростуть над металом або хімічними витоками з мін.
Тепловізори (інфрачервоні камери)	Аналіз температурних аномалій на поверхні.	Виявлення мін за рахунок того, що вони нагріваються та охолоджуються інакше, ніж ґрунт.
Магнітометри та георадари (GPR)	Пошук металевих об'єктів та прихованих порожнин під землею.	Дозволяють знаходити глибоко закопані боєприпаси без розкопування землі вслепу.

щення [7]. Безпілотники пропонують принципово новий, екологічно безпечний підхід до обстеження територій. Головна перевага БПЛА – дистанційність. Дрони не торкаються землі, не створюють тиску на ґрунт, унеможливлюють випадкову детонацію та не руйнують мікрорельєф [15]. Для забезпечення комплексного моніторингу БПЛА оснащуються різними типами датчиків (табл. 2).

«Мозок» екологічного розмінування це не сам по собі дрон, але лише інструмент для збору гігабайтів «сирих» даних (фото, теплових сигнатур, магнітних аномалій). Штучний інтелект виступає в ролі аналітичного центру, який перетворює цей інформаційний хаос на чіткі карти та прогнози [5]. Алгоритми машинного навчання здатні обробляти тисячі знімків та показників датчиків за лічені хвилини. Робота, на яке команда саперів-аналітиків витратила б тижні, виконується майже в реальному часі. Навчені нейромережі з високою точністю відрізняють форму міни, снаряда чи касети від звичайного побутового сміття, консервної банки або каменя. Це значно зменшує кількість хибних спрацьовувань і зайвого втручання в ґрунт [16]. ШІ не лише знаходить міни, але й моделює ситуацію та створює екологічні карти та прогнозує, аналізуючи рельєф, тип ґрунту та напрямок підземних вод, алгоритм може прогнозувати, куди саме вимиваються токсини з пошкоджених боєприпасів разом із дощовою водою. Це дозволяє екологам пріоритетно рятувати найцінніші або найвразливіші ділянки землі (наприклад, поблизу водойм) (див. рис. 1).



Рис. 1. Інтеграція безпілотних технологій та аналізу даних у процес збереження екосистем при розмінуванні

Очищення території від вибухівки є лише першим кроком адже після цього настає час для цілеспрямованої рекультивації. Цифрові платформи допомагають об'єднати зусилля військових, науковців та лісників. Сучасні дослідження приділяють величезну увагу технологічним інноваціям у післявоєнному відновленні лісів Житомирського регіону. Поєднання методів дистанційного зондування та штучного інтелекту дозволяє екологам миттєво отримувати доступ до безпечних ділянок [9].

Для відновлення рослинного покриву у важкодоступних зонах українські науковці пропонують використовувати спеціалізовані агродрони. Вони здатні здійснювати точковий висів насіння ендемічних дерев за заздалегідь розробленими картами. Безпілотники скидають капсули з насінням та поживними речовинами, гарантуючи приживлюваність на збіднених ґрунтах. Такі інновації є критично важливими для лісовідновлення, де класична висадка дерев залишається неможливою [1].

Концепція вимушеного ревайлдингу набуває все більшої популярності серед українських природоохоронців. Території з високою концентрацією хімічних сполук будуть непридатними для сільського господарства. Виведення цих земель із господарського обігу дає природі шанс на самовідновлення під пильним наглядом вітчизняних цифрових систем моніторингу [14].

Висновки. Застосування безпілотних апаратів у синергії зі штучним інтелектом трансформує гуманітарне розмінування з грубого механічного процесу на високотехнологічну операцію. Це не лише прискорює повернення безпеки для людей, але й стає найефективнішим інструментом захисту довкілля. Завдяки БПЛА та ШІ ми отримуємо можливість точково ревіталізувати землю від наслідків війни, уникаючи її подальшого травмування та зупиняючи приховану хімічну катастрофу. Інтеграція штучного інтелекту та методів дистанційного зондування відкриває нову сторінку в історії збереження екосистем. Завдяки дослідженням українських учених штучний інтелект демонструє високу ефективність у розв'язанні складних екологічних проблем. Сучасні вітчизняні розробки дозволяють локалізувати мінну

загрозу та створити надійну основу для відновлення водних і лісових екосистем.

Інтеграція військово-технічних розробок із науковим екологічним моніторингом в Україні формує нові методологічні підходи у сфері гуманітарного розмінування. Результати цих досліджень мають потенціал для імплементації у міжнародну практику та інститути міжнародного екологічного права. Очікується, що розроблені технології мінімізації наслідків збройних конфліктів оптимізують процеси відновлення порушених екосистем та збереження глобального біорізноманіття.

Література

1. Василюк О. Екологічний стан водних та наземних екосистем Українського Полісся в умовах військового впливу. Праці Інституту зоології НАН України, 2026, С. 15-29.
2. Дичко А.О., Демчук Л.І., Крюковська Л.І., Бельмега І.В. Екологічний підхід до моделювання динаміки лісових пожеж у районах з підвищеним техногенним навантаженням. Наукові перспективи. Вип.№ 3(57). 2026. С.2328-2341. DOI: https://doi.org/10.52058/2786-6025-2026-3(57)-2328-2340
3. Дичко А.О., Л.І. Демчук Л.І. Крюковська, А.М. Кагукіна А.М., Бельмега І.В. Методологічні засади інтелектуального прогнозування пірогенної безпеки об'єктів критичної промислової інфраструктури. Problems of Emergency Situations. 2026. № 1(43). с. 340-355. DOI: https://doi.org/10.52363/2524-0226-2026-43-21
4. Жовтуха, І., & Ковальчук, О. Екологічні наслідки військових дій: вплив замінованих територій на екосистеми. Журнал екологічної безпеки України, 2023. 14(2), 45-52.
5. Захаров, В., & Мельник, Т. Застосування нейронних мереж для ідентифікації вибухонебезпечних предметів за допомогою БПЛА. Вісник комп'ютерних технологій, 2023, 8(1), 112-119.
6. Звіт щодо шкоди довкіллю внаслідок використання важкої техніки при гуманітарному розмінуванні / Міноборони України, Держекоінспекція. Київ, 2024.
7. Коваленко О. Штучний інтелект та дистанційне зондування Землі (ДЗЗ) у предиктивній аналітиці забруднених територій. Космічні дослідження України. 2025. С. 89–104.
8. Кравченко С. Застосування вітчизняних мультиспектральних комплексів БПЛА для фіксації хімічного стресу рослин. Агро-технології майбутнього. 2026. № 1. С. 22–35.
9. Романенко В. Технологічні інновації у післявоєнному відновленні лісів Житомирського регіону. Вісник екології Полісся, 2025, Том 12, С. 112-128.
10. Рудишин С. Д. Біогеохімія з основами екології: навч. посібник. Дніпро: Середняк Т. К., 2023. 320 с.
11. Рябченко Р., Лопушанський В. Практичні аспекти застосування агродронів з надчутливими магнітометрами для детекції вибухонебезпечних предметів. Інноваційні технології розмінування, 2025, Вип. 2, С. 40-52.
12. Сміт Дж. Супутниковий моніторинг екоциду в умовах збройних конфліктів. Журнал екологічної безпеки, 2024, Вип. 3, С. 45-60.
13. Станція громадського онлайн-моніторингу EcoCity в Житомирській політехніці як інструмент аналізу якості повітря та радіаційного фону. Медіа-центр Державного університету «Житомирська політехніка». Житомир, 2023. URL: https://news.ztu.edu.ua/2023/05/stantsiya-gromadskogo-onlajn-monitoryngu-ecocity-v-zhytomyrskij-politehnitsi/ (дата звернення: 14.07.2026).
14. Ткачук І. Міжнародне публічне право та захист довкілля під час війни. Вип. 2. Харків : Право, 2025. 340 с.
15. Baur, J., et al. (2020). "UAV-based magnetic arrays for explosive hazard detection," IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing, 58(7), 4831-4842.
16. Geneva International Centre for Humanitarian Demining (GICHD). Artificial Intelligence and Unmanned Aerial Vehicles in Mine Action: Best Practices. GICHD Publications, 2021. 84 p.
17. United Nations Environment Programme (UNEP). The Environmental Impact of Explosive Remnants of War: Soil and Groundwater Contamination. Geneva : UN Publishing, 2022.

Дата першого надходження статті до видання: 27.08.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 04.11.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 23.11.2026

УДК 579.6:504.5/.6:614.76:623.451.7](477.64-25)
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.6-69.12

ПРОСТОРОВА ОЦІНКА ФІТОТОКСИЧНОСТІ ҐРУНТУ В ЗОНІ ДЕТОНАЦІЇ КЕРОВАНОЇ АВІАЦІЙНОЇ БОМБИ (М. ЗАПОРІЖЖЯ, УКРАЇНА)

Крупєй К.С. (orcid.org/0000-0003-1522-1060)
Запорізький державний медико-фармацевтичний університет
пр. Маяковського, 26, 69000, м. Запоріжжя
krupeyznu@gmail.com

В умовах воєнних дій особливого значення набуває оцінювання біологічного стану ґрунтів, що зазнали впливу детонації боєприпасів. Метою дослідження було визначення інтегрального показника фітотоксичності ґрунту (ІПФ) та встановлення особливостей його просторової диференціації в зоні детонації керованої авіаційної бомби (КАБ). Дослідження проведено на ґрунтових зразках, відібраних у центрі вирви та на відстані 3, 10, 20 і 50 м у північному, східному, південному та західному напрямках (контроль – 200 м від місця детонації боєприпасу). Фітотоксичність визначали методом біотестування з використанням *Raphanus sativus* L. var. *radicula*, *Lepidium sativum* L. var. *latifolium* та *Avena sativa* L. відповідно до ДСТУ ISO 22030:2007. Інтегральний показник розраховували з урахуванням енергії проростання, схожості насіння, довжини кореня та пагона.

Встановлено виражену просторову неоднорідність фітотоксичної дії досліджуваного ґрунту. Для *R. sativus* переважали значення ІПФ, що відповідали відсутності або слабкій фітотоксичності; водночас на окремих ділянках, зокрема на відстані 50 м у північному напрямку, ІПФ знижувався до 0,40. *L. sativum* характеризувався більш вираженою та варіабельною реакцією: ІПФ змінювався від 0,00 до 1,15, а найнижче значення (0,28) зафіксовано у західному напрямку на відстані 10 м; на відстані 20 і 50 м у цьому секторі спостерігалося повне в’янення рослин. Найвищу чутливість продемонструвала *A. sativa*: ІПФ у всіх дослідних варіантах був нижчим за 0,71, а мінімальні значення становили 0,00–0,30, що відповідає катастрофічному та дуже сильному ступеню забруднення.

Виявлено відсутність чіткої монотонної залежності фітотоксичності від відстані до епіцентру детонації. Найбільш виражені токсичні ефекти реєструвалися не лише поблизу центру, а й на відстані 10–50 м, що свідчить про мозаїчний характер просторового розподілу токсичності ґрунту на рослинні тест-об’єкти. Отримані результати підтверджують доцільність використання комплексного фітотестування для біологічної оцінки ґрунтів, постраждалих унаслідок детонації боєприпасів, та доповнення ним результатів хімічного аналізу. *Ключові слова:* фітотоксичність ґрунту, фітотестування, керована авіаційна бомба, детонація боєприпасів, просторова оцінка забруднення ґрунту.

Spatial Assessment of Soil Phytotoxicity in the Detonation Zone of a Guided Aerial Bomb (Zaporizhzhia, Ukraine). Krupiei K.
Under conditions of armed conflict, assessment of the biological status of soils affected by ammunition detonations is of particular importance. The aim of this study was to determine the integral phytotoxicity index (IPI) of soil and to identify patterns of its spatial differentiation within the zone of a guided aerial bomb (GAB) detonation. The study was conducted using soil samples collected from the crater center and at distances of 3, 10, 20, and 50 m in the northern, eastern, southern, and western directions; the control samples were collected 200 m from the detonation site. Soil phytotoxicity was assessed using a bioassay with *Raphanus sativus* L. var. *radicula*, *Lepidium sativum* L. var. *latifolium*, and *Avena sativa* L. in accordance with DSTU ISO 22030:2007. The IPI was calculated based on seed germination energy, final germination, root length, and shoot length.

A pronounced spatial heterogeneity in the phytotoxic effects of the investigated soil was established. For *R. sativus*, IPI values predominantly indicated absent or low phytotoxicity; however, at individual sampling points, particularly 50 m north of the detonation center, IPI decreased to 0.40. *L. sativum* exhibited a more pronounced and variable response, with IPI values ranging from 0.00 to 1.15. The lowest value (0.28) was recorded 10 m west of the detonation center, while complete plant wilting was observed at 20 and 50 m in the same sector. *A. sativa* demonstrated the highest sensitivity: IPI values were below 0.71 at all sampling points, with minimum values of 0.00–0.30, corresponding to catastrophic and very high levels of soil contamination.

No clear monotonic relationship between phytotoxicity and distance from the detonation epicenter was identified. The most pronounced toxic effects occurred not only near the crater center but also at distances of 10–50 m, indicating a mosaic pattern of the spatial distribution of soil toxicity to plant test organisms. The results demonstrate the applicability of integrated phytotesting for the biological assessment of soils affected by ammunition detonations and its value as a complement to chemical analysis. *Key words:* soil phytotoxicity, phytotesting, guided aerial bomb, ammunition detonation, spatial assessment of soil contamination.

Постановка проблеми. Через воєнні дії в Україні ґрунтовий покрив зазнає значного техногенного навантаження, зокрема через застосування вибухових засобів ураження. Детонація боєприпасів спричиняє механічне порушення ґрунту та може супроводжуватися надходженням до нього продуктів вибуху й інших потенційно токсичних сполук, що здатні негативно впливати на біологічні властивості ґрунтового середовища. Водночас оцінювання наслідків такого впливу часто ґрунтується переважно на визначенні хімічного складу ґрунту, тоді як його безпосередній біологічний ефект залишається недостатньо

© Крупєй К.С., 2026
Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY 4.0

охарактеризованим. Особливо пріоритетним є визначення просторової неоднорідності фітотоксичності ґрунту в зоні детонації боєприпасів та встановлення закономірностей її зміни в залежності від відстані від епіцентру вибуху.

Актуальність дослідження зумовлена необхідністю оцінювання біологічних наслідків забруднення ґрунтів унаслідок детонації боєприпасів, зокрема визначення рівня їх фітотоксичності та просторової неоднорідності в зоні ураження.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Дослідження виконано в контексті сучасних завдань екологічного моніторингу та оцінювання стану ґрунтових екосистем, що зазнали впливу воєнних дій. Авторський доробок спрямований на апробацію фітотестування як доступного біологічного інструменту для виявлення функціональних порушень ґрунту після детонації боєприпасів. Поєднання просторового відбору проб із визначенням інтегральної фітотоксичності дасть змогу доповнити результати хімічного аналізу ґрунту та може бути використане для подальшого екологічного обстеження територій, постраждалих унаслідок бойових дій.

Аналіз останніх досліджень та публікацій. Фітотоксичність ґрунту оцінюють за показниками проростання насіння, росту коренів, пагонів і накопичення біомаси тест-рослин. Дослідження свідчать, що в районах бойових дій вибухові речовини та продукти руйнування військової техніки можуть істотно пригнічувати ці показники. При цьому токсичний ефект залежить як від складу та концентрації забруднень, так і від властивостей ґрунту [1 – 3]. Залишкові продукти розкладання вибухових речовин здатні зберігати токсичний вплив на рослини протягом 170 років, що може суттєво порушувати функціонування агроекосистем [4]. В. В. Дудар (2026) дійшов висновку, що підвищений вміст алюмінію може використовуватися як надійний маркер військово-техногенного забруднення ґрунтів вибуховими речовинами, особливо у випадках, коли органічні забруднення не виявляються. Концентрація алюмінію у ґрунтах епіцентрів забруднення сягала 168 000 мг/кг, що більш ніж удвічі перевищує природний фон (55 000–75 000 мг/кг), підтверджуючи його антропогенне походження [5]. Виражену залежність між рівнем хімічного забруднення ґрунту та пригніченням розвитку рослин встановили О. В. Коляда та співавт. (2025). Зі збільшенням концентрації нафтопродуктів знижувалася схожість насіння редису та довжина паростків: за концентрації 10 г/кг схожість зменшувалася до 30 %, а за 100 г/кг проростання не відбувалося. Фітотоксичність ґрунту за найвищого рівня забруднення досягала 77–100 %, що свідчить про суттєве погіршення умов для росту рослин [6]. Окрім забруднення ґрунтів продуктами вибухових процесів, важливим чинником антропогенного впливу є потрапляння до них хімічних речовин, що застосовуються під час ліквідації надзвичайних ситуацій. У цьому контексті Н. М. Гринчишин та С. С. Порошенко (2017) встановили, що забруднення ґрунту розчинами піноутворювачів для гасіння пожеж негативно впливає на ріст рослин, а рівень і тривалість фітотоксичної дії залежать від складу поверхнево-активних речовин. Найменшу фітотоксичність серед досліджених засобів виявлено для піноутворювача «БАРС-S1», що обґрунтовує доцільність його використання у природних наземних екосистемах [7].

Отже, аналіз літературних джерел засвідчує, що фітотоксичність ґрунтів, забруднених через техногенний та воєнний вплив, переважно досліджується за окремими показниками росту й розвитку рослин або в контексті визначення конкретних забруднювальних речовин. Водночас недостатньо уваги приділено інтегральній оцінці фітотоксичності та її просторовій диференціації безпосередньо в зоні детонації боєприпасів. Це зумовлює доцільність проведення дослідження фітотоксичності ґрунту на різних відстанях від епіцентру детонації керованої авіаційної бомби (на прикладі прифронтового м. Запоріжжя, Україна).

Мета. Визначити інтегральний показник фітотоксичності ґрунту та оцінити його просторову варіабельність у зоні детонації керованої авіаційної бомби шляхом фітотестування з використанням рослинних тест-об'єктів.

Об'єкт дослідження – ґрунт у зоні детонації керованої авіаційної бомби.

Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття, полягає в недостатньому вивченні фітотоксичності ґрунту в зоні детонації авіаційних боєприпасів та відсутності даних щодо її просторової диференціації у міру віддалення від епіцентру вибуху.

Новизна. Вперше визначено інтегральний показник фітотоксичності ґрунту в зоні детонації керованої авіаційної бомби та встановлено його неоднорідні зміни в залежності від відстані від епіцентру вибуху.

Методологічне або загальнонаукове значення. Методологічне значення дослідження полягає у застосуванні фітотестування та інтегрального показника фітотоксичності для комплексної характеристики біологічного стану ґрунту, що зазнав впливу детонації боєприпасу. Використання комплексу показників проростання та росту рослинних тест-об'єктів дає змогу оцінити сумарний фітотоксичний ефект ґрунту та його просторову диференціацію. Отримані результати можуть бути використані для розвитку підходів до біологічного моніторингу ґрунтів, постраждалих через бойові дії.

Матеріали та методи дослідження. *Відбір проб ґрунту.* Місце детонації керованої авіаційної бомби (КАБ) розташовувалося у Вознесенівському

районі м. Запоріжжя у підніжжя дамби біля парку Перемоги. Верхній шар ґрунту представлений темнозабарвленим гумусовим горизонтом, який підстилається щільними глинистими відкладами. Кут нахилу північно-східного схилу, визначений за допомогою цифрового інклінометра, становив 33 °.

Проби ґрунту були відібрані 25 липня 2026 р. через 48 год після детонації КАБ. Температура повітря на момент відбору проб – 24 °С, вітер – 16 км/год, вологість – 60 %, опади відсутні.

Схема відбору проб ґрунту відповідала вимогам міжнародного стандарту ISO 18400-104:2018 (таблиця 1 в ISO) [8]. Розроблений дизайн експерименту базувався на гібридному методологічному підході, що поєднує експертний (цільовий) відбір із моделями систематичного аналізу. Цільовий відбір використовували для визначення конкретного точкового джерела антропогенного забруднення (вирви від КАБ). Для фіксації просторового градієнта забруднення провели одноразовий просторовий відбір проб із використанням лінійних та кругових схем, розгорнутих радіально від епіцентру вирви (0 м) уздовж 4-х основних географічних осей: Північ (N), Південь (S), Схід (E) та Захід (W). Діаметр вирви – 5,2 м. Зразки верхнього шару ґрунту (0-5 см) відбирали лопаткою з нержавіючої сталі через фіксовані просторові інтервали 3, 10, 20 та 50 м уздовж кожного з чотирьох трансект (див. рис. 1).

У кожній точці відбору використовували пластиковий трафарет розміром 10 × 10 см, у межах якого відбирали приблизно 300 г ґрунту та поміщали проби у крафт-пакети. Після кожного забору інструменти обробляли 96 %-м етиловим спиртом і протирали насухо стерильними марлевими серветками. Для встановлення надійного локального фону (контроль) застосовували схему конверта в межах квадратної референтної зони розміром 5 × 5 м, розташованої на відстані 200 метрів з навітряного боку від вирви (у північно-західному напрямку). У межах цієї зони відбирали 5 дискретних референтних зразків (із центру та 4-х кутів), що гарантувало ідентичність геологічних та ґрунтових характеристик, повністю виключаючи ризик перехресного забруднення від шлейфу вибуху.

Оцінка фітотоксичності ґрунту. Фітотоксичність ґрунту оцінювали методом біотестування відповідно до ДСТУ ISO 22030:2007 [9] із використанням тест-культур *Raphanus sativus* L. var. *radicula* (редька посівна), *Lepidium sativum* L. var. *latifolium* (крес-салат) та *Avena sativa* L. (овес посівний). Для досліду використовували необроблене насіння зі схожістю не менше 90 %. У кожну ємність (пластикові стакани) із досліджуваним ґрунтом (по 100 г) висівали по 10 насінин. Вологість субстрату підтримували на рівні 40 % шляхом зволоження дистильованою водою.

Рослини вирощували у фітокамері за температурного режиму 21 °С удень та 18 °С уночі, відносної вологості повітря 80 %, інтенсивності освітлення 25 000 лк і фотоперіоду 14/10 год (день/ніч). Кількість пророслого насіння реєстрували на 3-тю добу для визначення енергії проростання насіння та на 7-му добу для оцінки кінцевої схожості. На 14-ту добу вимірювали довжину кореневої системи та пагонів, після чого визначали біомасу

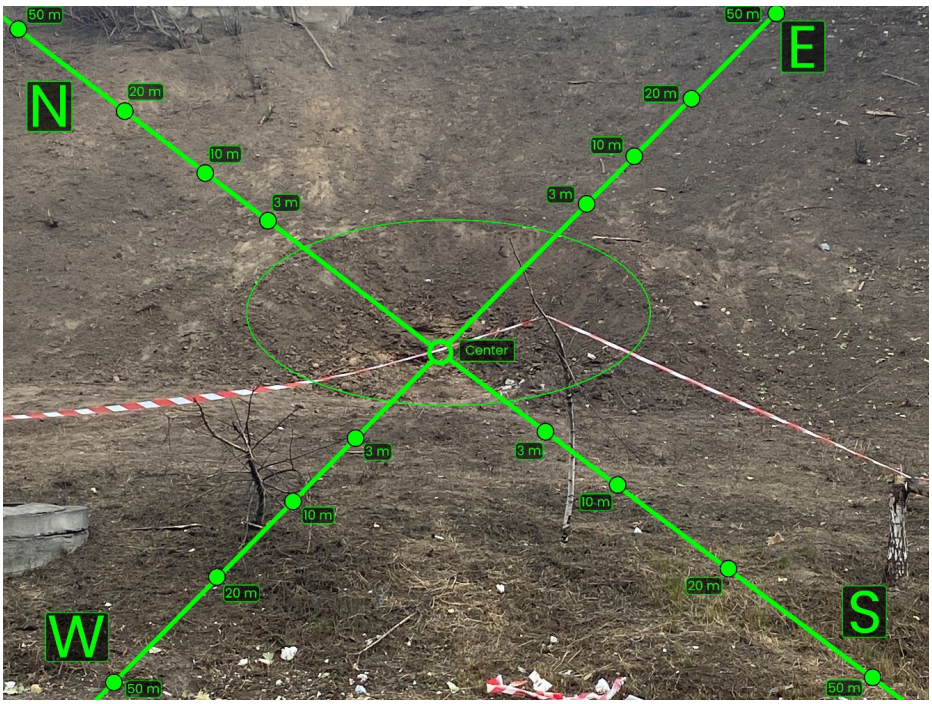


Рис. 1. Схема відбору проб ґрунту в центрі вирви від КАБ та вздовж 4-х трансект

всіх свіжих паростків, фіксували морфометричні зміни тест-рослин / в'янення, а також розраховували інтегральний показник фітотоксичності (ІПФ) за формулою [10, 11]:

$$ІПФ = \sqrt[4]{I_c \times I_{еп} \times I_к \times I_п}$$

де Іс – індекс схожості насіння на 7-му добу (співвідношення частки пророслого насіння у досліді та контролі), %;

Іеп – індекс енергії проростання (відношення кількості пророслого насіння на 3-тю добу у дослідному варіанті до контрольного), %;

Ік – індекс довжини кореня (відношення середньої довжини коренів у дослідному та контрольному варіантах, мм);

Іп – індекс довжини пагона (відношення середньої довжини пагонів у дослідному та контрольному варіантах, мм).

Значення ІПФ інтерпретували відповідно до градацій ступеня фітотоксичності ґрунту, наведених у табл. 1.

Таблиця 1

Градації ступеня забруднення ґрунтів за інтегрованим показником фітотоксичності [10]

Ступінь загальної фітотоксичності ґрунту	Інтегрований показник фітотоксичності, ІПФ
Фітотоксичність відсутня	>0,90
Слабкий	0,90-0,71
Середній	0,70-0,51
Сильний	0,50-0,31
Дуже сильний	0,30-0,16
Катастрофічний	<0,16

Окрім ІПФ, ступінь токсичності ґрунту може оцінюватися за коефіцієнтом токсичності ґрунту (КЗҐ), який базується на рівні пригнічення росту коренів і пагонів у порівнянні з контролем [12, 13]. Однак для комплексної оцінки впливу забруднення ґрунтів унаслідок бойових дій у цьому дослідженні обрано ІПФ, оскільки він враховує сукупність морфофізіологічних показників рослин (схожість, енергію проростання, довжину коренів і пагонів).

Статистичний аналіз отриманих даних проводили з використанням програмного забезпечення Microsoft Excel 2010 та Statistica 10 [14, 15].

Виклад основного матеріалу. За результатами фітотестування встановлено неоднорідну реакцію тест-рослин на досліджувані ґрунтові зразки, без чіткої монотонної залежності показників росту від відстані до епіцентру детонації (див. табл. 2, рис. 2).

У *Raphanus sativus* L. var. *radicula* довжина коренів у більшості зразків залишалася близькою до контрольного значення (71 мм), однак у західному напрямку на відстані 10–20 м вона знижувалася до 49–45 мм. Одночасно в окремих зразках на 20 м у північному та 20 м у східному напрямках спостерігали навіть перевищення контрольних показників. Для *Lepidium sativum* L. var. *latifolium* характерно виражене пригнічення росту коренів і пагонів: у більшості напрямків їх довжина була нижчою за контрольні значення (52 і 42 мм, відповідно), а в окремих зразках спостерігалося масове в'янення рослин. Найбільш контрастну реакцію виявила *Avena sativa* L.: довжина коренів у дослідних варіантах змінювалася від 52 до 98 мм проти 132 мм у контролі, тоді як довжина пагонів була більш варіабельною і в окремих зразках навіть перевищувала контроль (140 мм). Отже, за показниками росту найбільш чутливою до досліджуваного ґрунту виявилася *L. sativum*, оскільки її реакція супроводжувалася не лише зменшенням довжини коренів і пагонів, а й в'яненням рослин. *R. sativus* характеризувався менш вираженою та просторово неоднорідною реакцією, тоді як *A. sativa* демонструвала значну варіабельність окремих показників. Загалом отримані результати свідчать про просторову неоднорідність фітотоксичного впливу ґрунту та відсутність єдиного радіального градієнта його прояву.

За показником біомаси також встановлено просторову неоднорідність реакції ґрунтових зразків без чіткої залежності від відстані до епіцентру детонації. У *Raphanus sativus* L. var. *radicula* за 256 мг у контролі біомаса в дослідних варіантах змінювалася в межах 160–342 мг. Для *Lepidium sativum* L. var. *latifolium* за 416 мг у контролі цей показник становив 228–416 мг, причому найбільше зниження зафіксовано на 10 м у західному напрямку. У *Avena sativa* L. за 427 мг у контролі біомаса становила 210–427 мг, із найбільшим зниженням у західному та східному напрямках. Найбільш виражене зниження біомаси загалом характерне для *L. sativum*.

Значення ІПФ, визначені для ґрунтових зразків із використанням *Raphanus sativus* L. var. *radicula*, свідчили про переважно відсутню або слабку фітотоксичність (див. табл. 3). У центрі детонації КАБ значення показника ІПФ становило 0,95, що свідчить про відсутність вираженого фітотоксичного ефекту. На північному напрямку ІПФ змінювався від 0,40 на 50 м до 1,00 на 20 м. Найнижче значення зафіксовано на відстані 50 м (0,40), що відповідало сильній фітотоксичності. Водночас на відстані 20 м ІПФ дорівнював 1,00, тобто реакція тест-рослин не відрізнялася від контрольної. У східному секторі значення ІПФ становили 1,07–1,09 на 3–20 м та знижувалися до 0,81 на 50 м.

Отже, у більшості зразків фітотоксичність не виявлялася. У південному напрямку ІПФ перебував у межах 0,91–1,05, що також відповідало відсутності або слабкому прояву токсичності. Найбільш виражена реакція *R. sativus* спостерігалася у західному секторі, де ІПФ становив 0,72–0,90, а на 3 м – 0,72, що відповідає слабкій фітотоксичності. Загалом для *R. sativus* характерною була переважно слабка або

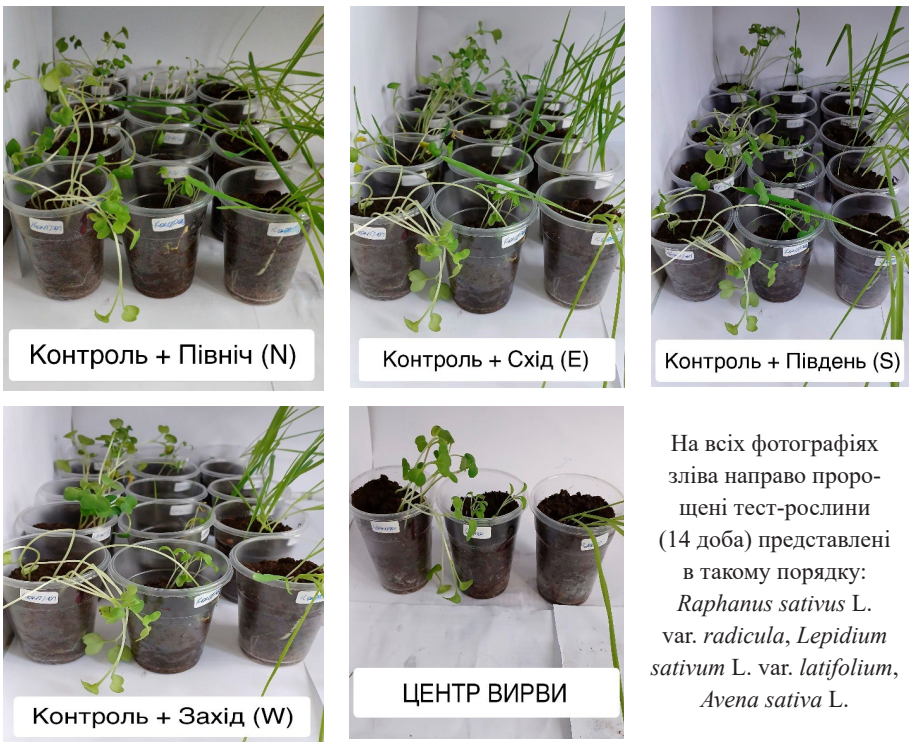
 ISSN: 2306-9716 (Print), ISSN: 2664-6110 (Online)

Таблиця 2

Вплив досліджуваних зразків ґрунту на довжину кореневої системи та пагонів тест-рослин (14 доба)

Точки відбору проб ґрунту	L коренів, мм ± *m*	L пагонів, мм ± *m*	L коренів, мм ± *m*	L пагонів, мм ± *m*	L коренів, мм ± *m*	L пагонів, мм ± *m*
	Raphanus sativus L. var. *radicula*		*Lepidium sativum* L. var. *latifolium*		*Avena sativa* L.	
Контроль	71±2,26	91±2,73	52±0,93	42±1,30	132±3,56	140±4,34
Центр вирви	74±2,14	89±3,74	40±1,16	36±0,91	98±1,17	110±4,29
N 3 м	75±2,85	65±1,75	55±2,36 (зав'яло 3 рослини)*	48±0,43 (зав'яло 3 рослини)*	80±2,08	100±2,90
N 10 м	60±1,14	83±4,23	63±1,70	68±2,65	90±2,52	110±6,16
N 20 м	82±5,16	109±4,14	40±1,12	36±1,54	62±1,98	100±6,40
N 50 м	55±2,14 (зав'яло 6 рослин)*	74±1,48 (зав'яло 6 рослин)*	35±0,80	26±0,46	80±2,08	120±4,20
E 3 м	80±3,92	104±4,05	59±0,82	60±1,26	65±1,82	110±5,72
E 10 м	82±2,70	112±5,03	42±1,38	37±0,45	83±4,31	108±3,67
E 20 м	91±4,09	101±3,23	35±0,80 (зав'яло 4 рослини)*	32±0,67 (зав'яло 4 рослини)*	53±3,28	64±1,27
E 50 м	58±1,68 (зав'яло 7 рослин)*	70±3,36 (зав'яло 7 рослин)*	28±0,75 (зав'яло 5 рослин)	21±2,07 (зав'яло 5 рослин)*	80±1,92	100±4,60
S 3 м	75±3,82	73±2,40	35±1,47	26±0,93	62±1,61	154±7,85
S 10 м	78±4,13	75±2,51	34±0,98 (зав'яло 2 рослини)*	20±0,46 (зав'яло 2 рослини)*	66±1,55	154±5,08
S 20 м	71±1,84	94±2,53	39±1,17 (зав'яло 2 рослини)*	18±0,19 (зав'яло 2 рослини)*	73±1,31	96±4,99
S 50 м	79±3,00	100±5,21	33±1,38	22±0,52	67±3,21	83±4,23
W 3 м	62±3,10	82±2,54	41±0,61 (зав'яло 4 рослини)*	29±0,89 (зав'яло 4 рослини)*	52±1,04	73±4,45
W 10 м	49±1,66 (зав'яло 3 рослини)*	75±2,17 (зав'яло 3 рослини)*	29±0,58 (зав'яло 7 рослин)*	22±1,14 (зав'яло 7 рослин)*	68±2,85	94±2,25
W 20 м	45±2,34 (зав'яло 4 рослини)*	67±2,74 (зав'яло 4 рослини)*	зав'яли всі рослини	зав'яли всі рослини	96±3,45	115±5,75
W 50 м	65±2,14	82±5,41	зав'яли всі рослини	зав'яли всі рослини	90±2,07	125±4,12

Примітка: у таблиці наведено середні арифметичні значення (n = 10) ± похибка середнього арифметичного (*m*). L – довжина коренів / пагонів тест-рослин; *в таблиці вказано середнє значення параметрів рослин без урахування тих, що зав'яли.



На всіх фотографіях зліва направо пророщені тест-рослини (14 доба) представлені в такому порядку: *Raphanus sativus* L. var. *radicula*, *Lepidium sativum* L. var. *latifolium*, *Avena sativa* L.

Рис. 2. Тест-рослини на 14-ту добу фітотестування контрольного та дослідних ґрунтових зразків

відсутня фітотоксичність, за винятком північної ділянки на 50 м, де зафіксовано сильний фітотоксичний ефект. Отже, для цього тест-об'єкта чіткої залежності ІПФ від відстані до епіцентру не встановлено.

Фітотестування токсичності ґрунту на *Lepidium sativum* L. var. *latifolium* показало суттєво вищу фітотоксичність порівняно з *R. sativus* (див. табл. 4). У центрі детонації ІПФ становив 0,69, що відповідало середній фітотоксичності. На північному напрямку значення показника були контрастними: від 0,00 на 3 м до 1,15 на 10 м та 0,40 на 50 м. Нульове значення ІПФ на 3 м було зумовлене відсутністю проростання на 3-тю добу. У східному секторі ІПФ змінювався від 0,47 до 0,99, а найбільш виражену токсичність зафіксовано на 50 м (0,47), тоді як на 3 м фітотоксичність практично не проявлялася (ІПФ = 0,99). У південному напрямку ІПФ становив 0,00–0,60, причому найнижче значення також було пов'язане з нульовим показником енергії проростання. У західному секторі виявлено найбільш виражене та стійке пригнічення: ІПФ становив 0,46 на 3 м і знижувався до 0,28 на 10 м; на 20 і 50 м розрахунок ІПФ був неможливим через повне в'янення тест-рослин. Таким чином, найбільш фітотоксичними для *L. sativum* виявилися західний сектор, особливо ділянка на 10 м, а також окремі ділянки північного та південного напрямків.

Таблиця 3

Результати фітотестування токсичності ґрунту після детонації КАБ з використанням *Raphanus sativus* L. var. *radicula*

Точки відбору	Іс	Іеп	Ік	Іп	ІПФ
Центр вирви	1,0	0,8	1,04	0,98	0,95
N 3 м	0,9	0,7	1,06	0,71	0,83
N 10 м	0,7	0,8	0,85	0,91	0,81
N 20 м	0,9	0,8	1,15	1,20	1,00
N 50 м	0,2	0,2	0,77	0,81	0,40
E 3 м	1,0	1,0	1,13	1,14	1,07
E 10 м	0,9	0,9	1,15	1,23	1,04
E 20 м	1,0	1,0	1,28	1,11	1,09
E 50 м	1,0	0,7	0,82	0,77	0,81
S 3 м	0,9	0,9	1,06	0,80	0,91
S 10 м	0,9	0,9	1,10	0,82	0,93
S 20 м	0,9	0,8	1,00	1,03	0,93
S 50 м	1,0	1,0	1,11	1,10	1,05
W 3 м	0,7	0,5	0,87	0,90	0,72
W 10 м	0,8	0,8	0,69	0,82	0,78
W 20 м	0,9	0,8	0,63	0,74	0,76
W 50 м	0,9	0,9	0,92	0,90	0,90

Таблиця 4

Результати фітотестування токсичності ґрунту після детонації КАБ з використанням *Lepidium sativum* L. var. *latifolium*

Точки відбору	Іс	Іеп	Ік	Іп	ІПФ
Центр вирви	0,7	0,5	0,77	0,86	0,69
N 3 м	0,3	0,0	1,06	1,14	0,00
N 10 м	1,0	0,9	1,21	1,62	1,15
N 20 м	1,0	0,3	0,77	0,86	0,67
N 50 м	0,3	0,2	0,67	0,62	0,40
E 3 м	1,0	0,6	1,13	1,43	0,99
E 10 м	0,8	0,6	0,81	0,88	0,76
E 20 м	0,8	0,7	0,67	0,76	0,73
E 50 м	0,6	0,3	0,54	0,50	0,47
S 3 м	0,0	0,0	0,67	0,62	0,00
S 10 м	0,6	0,7	0,65	0,48	0,60
S 20 м	0,5	0,6	0,75	0,43	0,56
S 50 м	0,5	0,4	0,63	0,52	0,51
W 3 м	0,2	0,4	0,79	0,69	0,46
W 10 м	0,1	0,2	0,56	0,52	0,28
W 20 м	0,7	0,6	-*	-*	-*
W 50 м	0,7	0,5	-*	-*	-*

Примітка: *всі рослини зав'яли на 14-ту добу.

ISSN: 2306-9716 (Print), ISSN: 2664-6110 (Online)

Отримані результати свідчать про значну просторову неоднорідність фітотоксичності ґрунту та відсутність її монотонного зменшення з віддаленням від епіцентру.

При дослідженні *Avena sativa* L. виявлено найвираженішу фітотоксичну реакцію серед 3-х тест-культур (див. табл. 5). Уже в центрі детонації ІПФ становив 0,49, що відповідало сильній фітотоксичності. На північному напрямку значення показника змінювалися від 0,00 на 3 м до 0,65 на 50 м; на 10 м ІПФ становив 0,53, а на 20 м – 0,43, що відповідало середній та сильній фітотоксичності відповідно. У східному секторі ІПФ перебував у межах 0,00–0,53, при цьому найбільш виражене пригнічення спостерігалося на 10 м (ІПФ = 0,00) та 20 м (0,44). У південному напрямку значення становили 0,00–0,57, а найбільша фітотоксичність зафіксована на 3 м (ІПФ = 0,00) та 10 м (0,41). Найнижчі значення в західному секторі становили 0,30 на 3 м та 0,34 на 10 м, що відповідало дуже сильній та сильній фітотоксичності, відповідно. На 20 і 50 м ІПФ підвищувався до 0,48 і 0,54, проте фітотоксичний ефект залишався середнім. Отже, *A. sativa* характеризувалася найбільш вираженою та поширеною реакцією на досліджуваний ґрунт: у всіх дослідних зразках ІПФ був нижчим за 0,71, тобто фітотоксичність щонайменше відповідала середньому рівню.

Порівняння результатів 3-х тест-культур показало виражену міжвидову диференціацію чутливості до досліджуваного ґрунту. Найменший прояв фітотоксичності встановлено для *R. sativus*, для якого більшість значень ІПФ перебували в межах, що відповідали відсутності або слабкій фітотоксичності. *L. sativum* характеризувався істотно більшою варіабельністю реакції та переважанням середньої й сильної фітотоксичності, з особливо вираженим ефектом у західному секторі.

Головні висновки. За ІПФ ряд тест-культур за чутливістю можна представити як *A. sativa* > *L. sativum* > *R. sativus*. Найчутливішою тест-культурою виявилася *A. sativa*: для неї ІПФ у всіх дослідних варіантах був нижчим за 0,71, а на окремих ділянках – ≤ 0,30. Просторовий розподіл ІПФ не демонстрував єдиного радіального градієнта. Найнижчі значення показника реєструвалися не лише поблизу епіцентру, а й на відстані 10–50 м, тоді як окремі ділянки, розташовані ближче до центру детонації, характеризувалися слабкою або навіть відсутньою фітотоксичністю. Особливо показовим є західний сектор, де для *L. sativum* і *A. sativa* зафіксовано одні з найнижчих значень ІПФ. Виявлена підвищена фітотоксичність у західному секторі може бути пов'язана з особливостями мікрорельєфу ділянки (кут нахилу північно-східного схилу становив 33°) та напрямком вітру під час детонації, що потенційно могли впливати на просторовий перерозподіл продуктів вибуху й забруднювальних компонентів ґрунту. Водночас у східному та південному напрямках також спостерігалися локальні осередки вираженого пригнічення. Отже, отримані дані свідчать про мозаїчний характер просторового розподілу фітотоксичності ґрунту, що не дозволяє характеризувати її лише відстанню від епіцентру детонації. Подібні неоднорідні результати хімічного забруднення ґрунту були і раніше встановлені науковцями. Так, фундаментальні дослідження Інженерного корпусу армії США (USACE) доводять, що забруднення вибуховими речовинами має гетерогенний точковий характер, який називається ефектом "hotspots" [16, 17]. Концентрація токсиканту в одній точці може перевищувати 10 000 мг/кг, тоді як у зразку ґрунту, відібраному лише за 10 сантиметрів поруч, забруднення може бути майже нульовим [18].

Таблиця 5

Результати фітотестування токсичності ґрунту після детонації КАБ з використанням *Avena sativa* L.

Точки відбору	Іс	Іеп	Ік	Іп	ІПФ
Центр вирви	0,5	0,2	0,74	0,79	0,49
N 3 м	0,5	0,0	0,61	0,71	0,00
N 10 м	0,5	0,3	0,68	0,79	0,53
N 20 м	0,5	0,2	0,47	0,71	0,43
N 50 м	0,7	0,5	0,61	0,86	0,65
E 3 м	0,5	0,4	0,49	0,79	0,53
E 10 м	0,5	0,0	0,63	0,77	0,00
E 20 м	0,7	0,3	0,40	0,46	0,44
E 50 м	0,5	0,2	0,61	0,71	0,46
S 3 м	0,5	0,0	0,47	1,10	0,00
S 10 м	0,5	0,1	0,50	1,10	0,41
S 20 м	0,7	0,4	0,55	0,69	0,57
S 50 м	0,6	0,2	0,51	0,59	0,44
W 3 м	0,2	0,2	0,39	0,52	0,30
W 10 м	0,4	0,1	0,52	0,67	0,34
W 20 м	0,9	0,1	0,73	0,82	0,48
W 50 м	0,7	0,2	0,68	0,89	0,54

Перспективи використання результатів дослідження. За результатами дослідження розроблено навчальний відеофільм, присвячений методиці відбору проб ґрунту на територіях, що зазнали впливу бойових дій, який може бути використаний у навчальному процесі під час підготовки фахівців екологічного та біологічного профілю [URL: https://youtu.be/GidcdbGnE58?si=lXk539oIdMSKskWt]. Отримані результати можуть бути використані під час проведення екологічного моніторингу та біологічної оцінки ґрунтів, постраждалих унаслідок детонації боєприпасів. Перспективою подальших досліджень є встановлення взаємозв'язку між рівнем фітотоксичності різних типів ґрунтів та їх фізико-хімічними властивостями, вмістом потенційно токсичних елементів і залишкових продуктів вибуху, а також дослідження просторової динаміки цих показників у часі.

Література

1. Panz K., Miksch K., Sójka T. Synergetic toxic effect of an explosive material mixture in soil. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 2013. Vol. 91. P. 555–559. DOI: https://doi.org/10.1007/s00128-013-1099-z.
2. Hu X., Wang J., Lv Y., Liu X., Zhong J., Cui X., Zhang M., Ma D., Yan X., Zhu X. Effects of heavy metals/metalloids and soil properties on microbial communities in farmland in the vicinity of a metals smelter. *Frontiers in Microbiology*. 2021. Vol. 12. Article 707786. DOI: https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.707786.
3. Solokha M., Demyanyuk O., Symochko L., Mazur S., Vynokurova N., Sementsova K., Mariychuk R. Soil degradation and contamination due to armed conflict in Ukraine. *Land*. 2024. Vol. 13, No. 10. Article 1614. DOI: https://doi.org/10.3390/land13101614.
4. Bausinger T., Preuß J. Environmental assessment of former military sites: A review on the fate of energetic compounds. *Science of The Total Environment*. 2012. Vol. 416. P. 1–17.
5. Дудар В. В. Алюміній як індикаторний маркер залишкового забруднення ґрунтів вибуховими речовинами. Екологічні науки. 2026. № 3(66). С. 16–24. DOI: https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.3-66.2.
6. Коляда О. В., Коробкова Г. В., Коляда В. П. Аналіз та моделювання фітотоксичності чорноземного ґрунту, забрудненого нафтопродуктами. Український журнал природничих наук. 2025. № 12. С. 371–378. DOI: https://doi.org/10.32782/naturaljournal.12.2025.37.
7. Гринчишин Н. М., Порошенко С. С. Фітотоксичність ґрунту, забрудненого розчинами піноутворювачів для гасіння пожеж. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2017. Вип. 27(6). С. 77–80.
8. ISO. Soil quality – Sampling – Part 104: Guidance on the distribution and application of sampling programmes (ISO 18400-104:2018). Geneva : International Organization for Standardization, 2018.
9. ДСТУ ISO 22030:2007. Якість ґрунту. Біологічні методи. Хронічна токсичність для вищих рослин (ISO 22030:2005, IDT). Київ : Держспоживстандарт України, 2007.
10. Визначення забруднення ґрунту і води гербіцидами сім-тріазинової групи за допомогою хлорели звичайної та методики фітотестування (методичні рекомендації) / за ред. чл.-кор. НААН М. Мірошниченка. Харків : Стильна типографія, 2024. 34 с.
11. Коваль Ф. Ф. Оцінка фітотоксичності орних ґрунтів Валківської громади за різними методичними підходами. *Агрохімія і ґрунтознавство* : міжвідом. темат. наук. зб. / ННЦ "ІҐА ім. О. Н. Соколовського". Харків : 2025. Вип. 99. С. 70–82. DOI: 10.31073/acss99-08.
12. Крайнюков О. М., Кривицька І. А. Спосіб визначення ступеня забрудненості ґрунтів : пат. на корисну модель № 113560 Україна. № u2016 11123; заявл. 10.11.2016; опубл. 10.02.2017, Бюл. № 3. 3 с.
13. Джура Н. М., Романюк О. І., Гонсьор Ян, Цвілинюк О. М., Терек О. І. Використання рослин для рекультивації ґрунтів, забруднених нафтою і нафтопродуктами. *Екологія та ноосферологія*. 2006. Т. 17, № 1–2. С. 55–60.
14. Голованова І. А., Бєлікова І. В., Ляхова Н. О. Основи медичної статистики : навчальний посібник для аспірантів та клінічних ординаторів. Полтава : ВДНЗУ «УМСА», 2017. 113 с. [Електронний ресурс]. Режим доступу: http://elib.umsa.edu.ua/bitstream/umsa/10614/1/Posibnik_Statistika_17.pdf
15. Яровий А. Т., Страхов Є. М. Багатовимірний статистичний аналіз : начально-методичний посібник для студентів математичних та економічних фахів. Одеса : Астропринт, 2015. 132 с. Режим доступу: http://ouek.onu.edu.ua/uploads/courses/msa/Yarovoy_Strakhov_MSA.pdf
16. Jenkins T. F., Hewitt A. D., Grant C. L., Thiboutot S., Ampleman G., Walsh M. E., Ranney T. A., Ramsey C. A., Palazzo A. J., Pennington J. C. Identity and distribution of residues of energetic compounds at army live-fire training ranges. *Chemosphere*. 2006. Vol. 63, No. 8. P. 1280–1290. DOI: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.09.066.
17. Jenkins T. F., Hewitt A. D., Walsh M. E., Ranney T. A., Ramsey C. A., Grant C. L., Bjella K. L. Representative sampling for energetic compounds at military training ranges. *Environmental Forensics*. 2005. Vol. 6, No. 1. P. 45–55. DOI: 10.1080/15275920590913912.
18. Abdul-Karim N., Blackman C. S., Gill P. P., Morgan R. M., Matjacic L., Webb R., Ng W. H. Morphological variations of explosive residue particles and implications for understanding detonation mechanisms. *Analytical Chemistry*. 2016. Vol. 88, No. 7. P. 3899–3908. DOI: https://doi.org/10.1021/acs.analchem.6b00080.

Дата першого надходження статті до видання: 13.10.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 04.11.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 23.11.2026

ЕКОЛОГІЯ ПРИРОДНО-ЗАПОВІДНОГО ФОНДУ

УДК 502.4:504.062(477)
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.6-69.13

КРИТЕРІЇ КЛАСИФІКАЦІЇ ТЕРИТОРІЙ ТА ОБ'ЄКТІВ ПРИРОДНО-ЗАПОВІДНОГО ФОНДУ УКРАЇНИ

Мартин А.Г. (orcid.org/0000-0002-6905-2445),
Гунько Л.А. (orcid.org/0000-0002-9454-744X),
Колганова І.Г. (orcid.org/0000-0001-7771-2696)
Національний університет біоресурсів і природокористування України
вул. Васильківська, 17, 03040, м. Київ
martyn@nubip.edu.ua, gunko_l@nubip.edu.ua, kolganova_i@nubip.edu.ua

Досліджено обґрунтованість вибору категорії та рівня значення територій і об'єктів природно-заповідного фонду України. Мета дослідження полягає у виявленні перетинів законодавчих характеристик категорій та розробленні відтворюваної процедури класифікації на основі перевірюваних доказів цінності й потреб охорони. Використано порівняльно-правовий аналіз, функціональне зіставлення одинадцяти категорій, принципи систематичного природоохоронного планування та конструювання правил прийняття рішень за неповних даних. Установлено, що законодавство визначає предмети охорони, завдання та режими категорій, проте недостатньо операціоналізує перехід від характеристики конкретної території до вибору між суміжними правовими моделями. Систематизовано перетини природних комплексів, окремих природних утворень, колекційних і садово-паркових об'єктів; відмежовано альтернативність класифікації від правомірного просторового суміщення статусів. Показано, що загальнодержавне значення не випливає автоматично з площі, кількості рідкісних видів або міжнародного визнання частини території. Запропоновано паспорт доказів природоохоронної, оздоровчої, історико-культурної, наукової, освітньої та естетичної цінності з фіксованими одиницями вимірювання, територіальними знаменниками й правилами документування невизначеності. Розроблено диференційні критерії для всіх категорій, тест необхідності паркової моделі та незалежні шляхи обґрунтування загальнодержавної значущості. Для апробації запропоновано пороги представлення пріоритетних оселищ і популяцій, які прямо відокремлено від чинних норм та міжнародних стандартів. На умовних сценаріях продемонстровано різні класифікаційні результати за однакової природоохоронної значущості, а також стійкість і невизначеність порогових рішень. Наукова новизна полягає у поєднанні багатовимірного профілю цінності з обов'язковою перевіркою альтернативних категорій і достатності їхніх режимів. Практичне значення результатів пов'язане зі стандартизацією наукових обґрунтувань, обмеженням непоясненої дискреції та забезпеченням незалежного відтворення висновків. Емпірична валідація запропонованих порогів становить завдання подальших досліджень. *Ключові слова:* природно-заповідний фонд; категорія охорони; загальнодержавне значення; природоохоронна цінність; критерії класифікації; управління природоохоронними територіями; невизначеність.

Criteria for classifying protected areas and sites within Ukraine's Nature reserve fund. Martyn A., Hunko L., Kolhanova I.
This study examines the evidential basis for selecting statutory categories and levels of significance for protected areas and sites within Ukraine's Nature Reserve Fund. Its objective is to identify overlaps between legal category descriptions and develop a reproducible classification procedure based on verifiable evidence of site value and conservation requirements. The methodology combines comparative legal analysis, functional comparison of eleven statutory categories, systematic conservation planning and rule-based decision design under incomplete information. Ukrainian legislation defines conservation features, institutional functions and protection regimes, but insufficiently operationalises the transition from site characteristics to the choice between overlapping legal arrangements. The analysis distinguishes alternative classifications from legitimate spatially overlapping designations and examines natural complexes, individual natural formations, living collections and designed landscapes. National significance cannot be inferred automatically from site area, species counts or international recognition of a larger territory. A site evidence passport is proposed for six dimensions of value: conservation, health-related recreation, historical and cultural heritage, science, education and aesthetics. Each dimension uses explicit measurement units, reference populations or areas, data provenance and uncertainty rules. The framework establishes differential tests for all statutory categories, a test of the need for integrated park management and independent pathways for demonstrating national significance. Numerical representation thresholds for priority habitats and threatened species are proposed for pilot testing and clearly distinguished from existing legal requirements and international standards. Hypothetical scenarios demonstrate that equal conservation significance can justify different categories, while uncertainty in reference data can prevent a defensible threshold decision. The contribution is an operational link between a multidimensional value profile, comparison of alternative legal categories and verification that each proposed regime adequately addresses every critical conservation requirement. The framework supports standardised designation proposals, independent replication and reasoned administrative decisions. It does not claim empirical validation of the proposed thresholds or eliminate the need for explicit decisions about management objectives. *Key words:* Nature Reserve Fund; protected area category; national significance; conservation value; classification criteria; protected area management; uncertainty.

© Бондар О.І., Іваненко І.Б., Шевченко Р.Ю., Лисюк О.Г., Аліменко О.Ю., 2026
Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY 4.0

Постановка проблеми. Віднесення цінної території до певної категорії природно-заповідного фонду (ПЗФ) є рішенням про спосіб її довгострокової охорони. Від нього залежать правовий режим, завдання установи, організація управління, допустимість рекреації та характер обмежень землекористування. Наукове обґрунтування має доводити не лише потребу заповідання, а й відповідність обраного правового інструменту конкретним предметам охорони.

Закон України «Про природно-заповідний фонд України» встановлює категорії, їхні завдання та режими, а стаття 51 передбачає обґрунтування створення об'єкта певної категорії [1]. Наказ Міністерства екології та природних ресурсів України «Про затвердження Методичних рекомендацій щодо розроблення проектів створення природних територій та об'єктів природно-заповідного фонду України», від 21.08.2018 № 306, деталізують підготовку проєктів [2]. Проте опис рідкісних видів, природних комплексів і мальовничих краєвидів ще не пояснює, чому територію слід оголосити саме національним природним парком, регіональним ландшафтним парком або ландшафтним заказником. Недостатньо формалізованим залишається правило переходу від доказів цінності до конкретного класифікаційного рішення.

Актуальність дослідження. Збільшення площі охоронюваних територій має супроводжуватися перевіркою достатності їхніх режимів. Ціль 3 Куньмінсько-Монреальської глобальної рамкової програми з біорізноманіття поєднує орієнтир охоплення щонайменше 30 % наземних територій і внутрішніх вод та морських і прибережних територій до 2030 року з ефективністю збереження, екологічною репрезентативністю, зв'язністю та справедливим управлінням [3]. Цей глобальний орієнтир не визначає категорії окремого українського об'єкта; він вимагає оцінювати фактичний внесок природоохоронної мережі.

Для України проблема загострюється через воєнне пошкодження екосистем, обмеженість актуальних польових даних та потребу узгодження природоохоронних рішень із відновленням і просторовим плануванням. Н. Бавровська, І. Колганова та А. Кошель розглядають відповідні інституційні й інформаційні проблеми збереження ПЗФ [4]. За таких умов непрозорі класифікаційні рішення можуть спричиняти як недостатню охорону, так і організаційні вимоги, не пов'язані з реальними потребами території.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Дослідження спрямоване на вдосконалення наукового забезпечення заповідної справи, землеустрою та управління природоохоронними територіями. Його результати придатні для підготовки клопотань про заповідання, порівняння альтернативних режимів, формування геопросторових даних і перевірки обґрунтованості проєктних рішень. Зв'язок із дослідженнями авторів полягає в розвитку інституційного аналізу збереження ПЗФ до рівня процедури вибору конкретної категорії та її просторового оформлення.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. О. Василюк дослідив історію формування української класифікації ПЗФ і її співвідношення з міжнародними підходами, вказавши на потребу критеріїв віднесення територій до національних категорій [5]. Отже, саме виявлення проблеми не може становити достатню наукову новизну. Подальший розвиток потребує правил, за якими незалежні розробники, користуючись однаковими даними, можуть отримати порівнювані висновки.

Я. Дідух, Л. Вакаренко та Д. Винокуров розробляли підходи до оцінювання ботанічної репрезентативності природоохоронної мережі [6]; В. Гетьман досліджував її ландшафтну репрезентативність [7]. Ці праці зміщують увагу від кількості об'єктів до повноти представлення природного різноманіття. Систематичне природоохоронне планування, узагальнене C. Margules і R. Pressey, передбачає явні цілі, оцінювання внеску територій та врахування довгострокового збереження [8]. Проте оптимальний добір ділянки до мережі не тотожний вибору її юридичної категорії.

Настанови Міжнародного союзу охорони природи (IUCN) класифікують території за основною метою управління [9]. Додаток III до Оселищної директиви ЄС установлює критерії добору територій за характеристиками оселищ і популяцій [10], а сучасний стандартний формат Natura 2000 деталізує подання відповідних даних [11]. Стандарт ключових територій біорізноманіття (KBA) містить кількісні критерії глобальної значущості [12]. Британські настанови добору ділянок особливого наукового інтересу поєднують загальні принципи зі спеціалізованими протоколами [13]. Ці інструменти розв'язують різні завдання, тому їх механічне перетворення на таблицю відповідності українським назвам категорій методологічно необґрунтоване.

Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми. Недостатньо розробленими залишаються: систематичне зіставлення суміжних категорій за предметом і метою охорони; вимірювання різних проявів цінності без їх довільного підсумовування; відмежування загальнодержавної значущості від потреби у певній організації управління; поводження з неповними даними. Мета статті – розробити систему перевірюваних критеріїв та послідовність класифікації, яка робить вибір категорії й рівня значення відтворюваним, а відхилення альтернатив – обов'язково мотивованим.

Новизна. Запропоновано поєднання шестикомпонентного паспорта цінності з диференційними тестами категорій і перевіркою достатності правового режиму для кожного критичного предмета охорони. Розроблено окремі маршрути підтвердження загальнодержавної значущості, тест необхідності паркової моделі та правила фіксації невизначеного

результату. Однозначність розглядається як властивість процедури за визначених даних і цілей, а не як припущення про існування єдиної природно зумовленої назви для кожної території.

Методологічне або загальнонаукове значення. Дослідження має порівняльно-правовий і методологічний характер. Одиницею аналізу є територія або об'єкт із фіксованими межами, переліком предметів охорони та набором управлінських потреб. Одинадцять категорій зіставлено за походженням і характером предмета охорони, метою, рівнем значення, режимом та організацією управління. Для потенційних перетинів розмежовано альтернативну класифікацію тієї самої одиниці, охорону її окремої частини та сумісне накладання статусів. Нормативні й наукові джерела перевірено станом на 21 вересня 2026 року.

Застосовано принцип некомпенсаційності: рекреаційні або культурні вигоди не можуть компенсувати невиконання критичної вимоги збереження виду, оселища чи природного процесу. Розрахункові сценарії є умовними; польових обстежень і соціологічних опитувань у межах цієї роботи не проводили.

Викладення основного матеріалу.

Структура класифікації та характер нормативної невизначеності.

Система ПЗФ поєднує кілька класифікаційних підстав: природне або штучне походження, предмет збереження, територіальний масштаб значущості та організаційну модель. У статті 3 Закону України «Про природно-заповідний фонд України» названо одинадцять різних категорій; пам'ятки природи включено до обох груп походження [1]. Ландшафтний заказник є різновидом заказника, а не категорією того самого рівня, що національний природний парк (НПП). У таблиці 1 наведено стислий результат систематизації чинної структури. Позначення ЗД означає загальнодержавне, М – місцеве значення; конкретні юридичні формулювання уточнено в рядках.

На рівні різновидів стаття 3 Закону України «Про природно-заповідний фонд України» розрізняє дванадцять заказників: ландшафтні, лісові, ботанічні, мікологічні, загальнозоологічні, орнітологічні, ентомологічні, іхтіологічні, гідрологічні, загальногеологічні, палеонтологічні та карстово-спелеологічні. Пам'ятки природи поділяються на сім різновидів: комплексні, пралісові, ботанічні, мікологічні, зоологічні, гідрологічні й геологічні. Таким чином, неоднозначність може виникати як між категоріями, так і всередині категорії під час вибору спеціалізації.

Критерії існують, але мають різний ступінь визначеності. Колекцію тварин можна відрізнити від геологічного відслонення за безпосередньо ідентифіковуваним предметом. Натомість винятковість, особлива цінність, типовість або мальовничість потребують визначення класу порівняння та способу перевірки. У досліджених положеннях немає наскрізної обов'язкової процедури, яка для кожної території зіставляла б усі придатні категорії та встановлювала правило вибору між ними. Це є нормативною неопераціоналізованістю, а не тотожною їй відсутністю правових відмінностей.

Стаття 3 Закону України «Про природно-заповідний фонд України» пов'язує значення шести категорій з екологічною, науковою та історико-культурною цінністю, однак не задає спільної шкали або порогів їх достатності. Повноваження органу, який створює об'єкт, визначають юридичну процедуру; вони не є незалежним природничим доказом загальнодержавної значущості. Так само розташування у двох областях, значна площа або віддаленість від населеного пункту самі по собі не розв'язують цього питання.

Таблиця 1

Категорії ПЗФ та їхні законодавчі ознаки

Категорія	Значення	Предмет і правова модель
Природний заповідник	ЗД	Природні комплекси, заповідний режим, наукова установа; статті 15–16.
Біосферний заповідник	ЗД; міжнародне визнання окремо	Типові комплекси біосфери, фоновий моніторинг, зонування; статті 17–19.
Національний природний парк	ЗД	Охорона природних та історико-культурних комплексів, рекреація, наука й освіта; статті 20–22.
Регіональний ландшафтний парк	Місцеве чи регіональне	Природні й історико-культурні комплекси, організований відпочинок; зонування; статті 23–24.
Заказник	ЗД або М	Комплекси чи їхні компоненти; предметні обмеження; статті 25–26.
Пам'ятка природи	ЗД або М	Окреме унікальне утворення; збереження визначальних властивостей; статті 27–28.
Заповідне урочище	Місцева процедура	Відокремлений цілісний природний ландшафт; статті 29–30, 52–53.
Ботанічний сад	ЗД або М	Збереження та вивчення флори через колекції, спеціальні умови культивування; статті 31–32.
Дендрологічний парк	ЗД або М	Колекції дерев і чагарників та їх композиції; статті 33–34.
Зоологічний парк	ЗД або М	Колекції диких тварин, освіта, дослідження й розведення; статті 35–36.
Парк-пам'ятка садово-паркового мистецтва	ЗД або М	Цінний зразок паркового будівництва; підтримання композиції; статті 37–38.

Наказ Міністерства екології та природних ресурсів України «Про затвердження Методичних рекомендацій щодо розроблення проектів створення природних територій та об'єктів природно-заповідного фонду України», від 21.08.2018 № 306 прямо визначають власний ненормативний характер. Вони передбачають збирання й аналіз змістовних матеріалів, проте не встановлюють універсального обов'язкового алгоритму порівняння альтернатив [2]. Тому дискреція виникає вже під час вибору меж, переліку досліджуваних цінностей, територіального знаменника та бажаної моделі управління. Якщо розробник спочатку обирає назву категорії, а потім добирає аргументи лише на її користь, формальна повнота опису не усуває упередженості рішення.

Перетини категорій та випадки їх обґрунтованого розмежування.

НПП, регіональний ландшафтний парк (РЛП) і ландшафтний заказник можуть охоплювати той самий цінний лісово-лучний, степовий або водно-болотний комплекс. Рекреаційна привабливість і наявність рідкісних видів сумісні з кожним із цих варіантів. Правова відмінність паркових моделей пов'язана з їхніми завданнями та рівнем значення, а заказника – з предметно визначеним режимом. Проте законодавче закріплення завдань не встановлює, за якої інтенсивності взаємодії охорони й рекреації саме паркова модель стає необхідною. Ознака наявності адміністрації також не розрізняє НПП і РЛП: стаття 12 Закону України «Про природно-заповідний фонд України» передбачає спеціальні адміністрації для обох. Вилучення земель не утворює універсальної межі між ними.

Природний заповідник, заповідне урочище та заказник можуть мати спільний вихідний предмет – відносно цілісний природний комплекс. Для природного заповідника визначальними є наукова функція і заповідний режим, для урочища – збереження відокремленого цілісного ландшафту в природному стані. Однак самі площа, видовий список або ступінь природності не встановлюють, коли охорона такого комплексу обов'язково потребує науково-дослідної установи. Природний заповідник перетинається з НПП і РЛП за цінністю природного ядра; категорії розходяться у цілях щодо території загалом. Порівняння ядра одного об'єкта з усім іншим об'єктом створює хибну альтернативу.

Комплексна пам'ятка природи, заповідне урочище та ландшафтний заказник можуть бути обґрунтовані на матеріалах тієї самої компактної ділянки. Вираз «окреме природне утворення» не означає автоматично точкового об'єкта: предметом може бути просторово розгорнутий комплекс. Тому критерій «мала площа – пам'ятка, велика – заказник» не має універсального законодавчого чи екологічного обґрунтування. Межа повинна проходити між індивідуально визначеним утворенням, цілісним ландшафтом і сукупністю компонентів із предметно диференційованими потребами охорони.

Спеціалізований заказник і відповідна пам'ятка природи перетинаються за ботанічним, зоологічним, гідрологічним або геологічним предметом. Подібна проблема виникає між різновидами самих заказників: водно-болотний комплекс може бути одночасно орнітологічно, гідрологічно та ландшафтно значущим, а лісовий – ботанічно, фауністично та ландшафтно. Загальнозоологічний профіль охоплює предмети орнітологічної, ентомологічної й іхтіологічної спеціалізації, а загальногеологічний може включати палеонтологічні та карстово-спелеологічні об'єкти. Універсального правила достатності вужчої спеціалізації наведені переліки не містять. Виокремлення мікологічної спеціалізації додатково показує потребу багатокомпонентного обліку. Для вибору головної спеціалізації слід визначати процес, без збереження якого руйнується основний предмет охорони; інші цінності залишаються обов'язковими атрибутами й не зникають через назву різновиду.

Пралісова пам'ятка природи може перетинатися з лісовим заказником, заповідним урочищем або частиною заповідника. Методика визначення належності територій до пралісових пам'яток природи, затверджена наказом Міністерства екології та природних ресурсів України від 18.05.2018 № 162, установлює спеціальний шлях визначення належності територій до пралісових пам'яток природи, спираючись на ідентифікацію пралісів, квазіпралісів і природних лісів [14]. Отже, загальна теза про суцільну відсутність об'єктивних ознак була б неправильною. Стаття 28 Закону України «Про природно-заповідний фонд України» передбачає для пралісових пам'яток також охоронну зону завширшки щонайменше подвійну висоту деревостану; це вимірювана норма режиму, а не загальний критерій вибору категорії. Невизначеність стосується співвідношення спеціального предмета збереження з охороною ширшого комплексу та вибором організації управління.

Біосферний заповідник перетинається з природним заповідником за охороною природного ядра та науковими дослідженнями, а з парковими моделями – за просторовим поєднанням різних функцій. Його не можна трактувати як автоматичний наступний щабель після НПП. Українська категорія та біосферний резерват UNESCO мають різні процедури визнання; міжнародна мережа допускає різноманітні національні правові інструменти. Статутні засади UNESCO пов'язують добір із біогеографічною репрезентативністю, значущістю, поєднанням функцій та належним зонуванням, а достатню площу визначають функціонально [15].

Ботанічний сад, дендрологічний парк і парк-пам'ятка садово-паркового мистецтва можуть бути представлені на одній території з інтродукованими рослинами та виразною композицією. Дерева й чагарники є частиною ширшої ботанічної колекції, тому їхня наявність не створює взаємовиключних множин. Диференційною ознакою має бути визна-

чальний результат діяльності: підтримання ботанічної колекції, спеціалізованої колекції деревних рослин або цінної садово-паркової композиції. Давність парку може посилювати значущість, але не становить універсальної законодавчої умови визнання твору садово-паркового мистецтва.

Зоологічний парк має виразний предмет – організоване утримання й експонування диких тварин. Його територія може містити дендрологічну колекцію або цінну паркову композицію, однак це ще не робить категорії альтернативними для одного й того самого предмета охорони. Аналогічно старе дерево в історичному парку, печера в НПП або заказник у ширшому природоохоронному комплексі можуть мати окремий статус. Стаття 3 Закону України «Про природно-заповідний фонд України» прямо допускає розташування пам'яток природи в межах інших територій та об'єктів ПЗФ [1]. Стаття 18 також допускає визначені вкладені об'єкти ПЗФ у зоні регульованого заповідного режиму біосферного заповідника. Отже, співіснування статусів треба відрізняти від непоясненого вибору між ними.

Між природними й колекційними категоріями слід розрізняти збереження популяції у природному середовищі та утримання колекції у спеціально створених умовах. Ботанічний або зоологічний заказник не стає відповідно ботанічним садом чи зоопарком через сам видовий склад. Якщо на колекційній території зберігся природний фрагмент, аналізують окремі предмети й контури охорони. Для пам'ятки природи штучного походження перевіряють її індивідуальні атрибути; така пам'ятка не підміняє категорії всієї колекційної установи.

Систематизація виявляє три джерела перетинів: подібність природних ознак за різних цілей управління; включення спеціалізованого предмета до ширшого комплексу; поєднання природної та створеної людиною цінності. Вимога однієї назви для всіх просторових масштабів була б помилковою. Однозначно класифікувати можна визначену одиницю охорони за заздалегідь установленими цілями, одночасно зберігаючи відомості про вкладені об'єкти.

Міжнародні підходи до значущості та категорії управління.

У системі IUCN вирішальною є основна мета управління; правило 75 % стосується частини території, на якій вона має застосовуватися, за сумісності решти площі з цією метою [9]. Цей відсоток не означає необхідної частки заповідної зони, непорушених екосистем або державної власності. Назва національного парку в національному законодавстві також не доводить автоматичної відповідності категорії II IUCN. Для української процедури корисним є принцип перевірки фактичної мети, а не номінального престижу категорії.

Європейський підхід оцінює репрезентативність оселища, його відносну площу, стан структури й функцій; для видів – відносний розмір популяції, стан необхідного середовища та ізольованість [10]. Формат Natura 2000, затверджений Рішенням 2023/2806 і застосовуваний із 1 лютого 2025 року, передбачає структуровані екологічні й просторові відомості [11]. Межі 2 % і 15 % у класах відносної представленості належать до системи опису внеску ділянки, а не до критеріїв створення національних парків. Для України це орієнтир стандартизації даних, а не готова обов'язкова національна класифікація.

Стандарт KBA показує, як поєднати кількісний поріг із біологічними умовами його застосування. За підкритерієм A1a потрібне регулярне підтримання щонайменше 0,5 % глобальної популяції виду категорії CR або EN та не менше п'яти репродуктивних одиниць; за A1b для VU – щонайменше 1 % і десяти одиниць [12]. Це окремі підкритерії повнішого стандарту. Підміна глобального знаменника українською популяцією або ігнорування регулярності використання території змінює зміст критерію. Відповідність KBA засвідчує глобальну значущість, але не присвоює українську категорію ПЗФ.

Зіставлення міжнародних систем підтверджує необхідність розділяти три операції: оцінювання значущості, включення до мережі та вибір управлінської моделі. Спеціалізовані настанови для різних оселищ і груп організмів [13] свідчать також проти єдиного мінімуму гектарів для всіх екосистем. Для малої печери, степового масиву й водозбору болота функціонально достатня площа має різний екологічний зміст.

Паспорт доказів та вимірювання шести видів цінності.

Пропонується паспорт, у якому кожен предмет охорони має ідентифікатор, просторовий контур, джерело відомостей, дату спостереження, метод обліку, одиницю вимірювання та оцінку невизначеності. Межі одиниці оцінювання фіксують до розрахунків і обґрунтовують екологічними зв'язками. Приєднання великих функціонально не пов'язаних площ заради бажаної назви категорії має виявлятися під час перевірки. Урахування територій, важливих для відновлення, здійснюють окремо від оцінки їхнього сучасного стану.

Шестикомпонентний паспорт узагальнює для порівняння категорій перелік цінностей, прямо названий у статті 20 для НПП; він не відтворює єдиний чинний законодавчий тест для всіх ПЗФ. Цінність описують окремими профілями без зведення до єдиного балу. Для кожного розрізняють властивості самого об'єкта, потенціал використання та фактично отриманий результат. Таблиця 2 задає показники й одиниці; конкретні протоколи добору проб, сезонності та обстежень установлюють відповідно до типу екосистеми й дослідницького завдання. Невідоме значення позначають як відсутність даних, а не як нульову цінність.

Таблиця 2

Показники цінності та способи їх перевірки

Вид цінності	Вимірювані показники	Джерело та умова перевірки
Природоохоронна	Частка оселища або популяції, %; площа належного стану, га; покриття дефіциту, %; наявність незамінної функції.	Карти оселищ, стандартизовані обліки, модель зв'язності; однаковий масштаб і період.
Оздоровча	Безпечна місткість, осіб одночасно; доступний час, год/рік; пропозиція відпочинку, людино-год/рік; окремо – ефект на здоров'я.	Вимірювання середовища, сезонні обмеження, дані доступності; ефект – лише за належним дослідженням.
Історико-культурна	Число підтверджених об'єктів і аналогів; площа культурного ландшафту, га; частка збережених атрибутів, %.	Реєстри, архіви, натурні дослідження; критичні атрибути обліковують окремо.
Наукова	Число рівноцінних аналогів; тривалість спостережень, років; повнота ряду, %; наявність незамінного еталона.	Перевірка даних і метаданих, порівняння аналогів; потенціал окремо від дослідженості.
Освітня	Покриття результатів навчання, %; допустимі навчальні години; зміна тестового результату, бали або відсоткові пункти.	Наперед визначена програма, карта демонстраційних об'єктів, стандартизована перевірка знань.
Естетична	Частка збереженої панорами, %; медіана й розкид оцінок 1–7; частка високих оцінок, %.	Фіксовані видові точки, однакові умови зображення, визначена вибірка респондентів.

Природоохоронну цінність насамперед характеризує внесок у збереження визначеного компонента. Для оселища обчислюють частку його площі на ділянці у площі того самого типу в референтній території. Для виду – частку популяції в однакових одиницях, сезоні та демографічній групі. Загальна площа ділянки не є знаменником цих показників. Порівнюють також стан, функціональну зв'язність і незамінність. Останню підтверджують, наприклад, єдиним відомим місцезнаходженням або відсутністю рівноцінної території для критичного етапу життєвого циклу. Виявлення невідомих раніше аналогів повинно залишатися можливим, тому унікальність завжди співвідносять із повнотою обстеження.

Частку дефіциту охорони, яку усуває кандидатна територія, пропонується визначати за формулою (1).

$$D = min\{100; \frac{100a}{T-P}\} \quad (1)$$

тут D – внесок у покриття дефіциту, %; T – екологічно обґрунтована цільова площа оселища під ефективною охороною, га; P – уже забезпечена площа, га; a – додатковий внесок кандидата без подвійного обліку, га. Формула застосовна лише за T > P. Ціль T встановлюють до порівняння кандидатів, а не під бажаний результат. Загальна ціль охоплення 30 % території країни не визначає T для кожного оселища. Досягнення цілі не виключає іншої цінності ділянки, зокрема її значення для стійкості мережі.

Стан оселища оцінюють за параметрами структури й функціонування, а не за універсальним відсотком «природності». Для болота принциповими можуть бути водний режим і торфоутворення, для степу – структура травостою та необхідний режим підтримання, для лісу – вікова структура, мертва деревина й мікрооселища. Площу, яка відповідає встановленим вимогам, подають у гектарах і відсотках. Відновний потенціал і потребу активних заходів відображають окремо: природний комплекс не завжди зберігається лише завдяки невтручанню.

Оздоровчу цінність доцільно оцінювати через придатність середовища до визначених форм відновлювального відпочинку, безпечну місткість і доступність. Огляд ВООЗ підтверджує загалом позитивний зв'язок зелених і блакитних просторів із психічним здоров'ям, але не визначає одного універсально найкращого типу середовища [16]. Тому людино-години безпечного перебування характеризують пропозицію відпочинку, а не клінічно доведений ефект. Якщо місткість змінюється сезонно, її визначають окремо для кожного періоду з урахуванням гніздування, пожежної небезпеки та інших обмежень. Потенціал, доступність і фактичне використання розмежовують відповідно до логіки оцінювання рекреаційних екосистемних послуг [17].

Історико-культурна цінність потребує перевірки походження, історичних зв'язків, автентичних атрибутів і цілісності. Реєстраційні відомості про культурну спадщину є доказом відповідного юридичного визнання [18], але не замінюють дослідження об'єкта й не присвоюють статусу ПЗФ. Частка збережених атрибутів визначається щодо їх наперед зафіксованого переліку. Критичний атрибут обліковують окремо: його втрату не може приховувати високий середній відсоток збереженості другорядних елементів. Кількість аналогів установлюють для обґрунтованого типологічного класу та територіального масштабу; штучне звуження класу створює хибну унікальність.

Наукова цінність пов'язана з можливістю отримати знання, які не можна рівноцінно здобути в іншому місці. Для геологічного розрізу це повнота й збереженість послідовності, для природного експерименту – унікальне поєднання умов, для моніторингового полігона – тривалість, повнота

і порівнюваність спостережень. Число публікацій характеризує дослідженість і залежить від фінансування; воно не є самодостатньою мірою цінності. Невивчений об'єкт може мати вищу незамінність, ніж добре описаний.

Освітню цінність вимірюють часткою результатів наперед визначеної навчальної програми, для яких на території є придатний об'єкт і безпечний спосіб демонстрації. Повторне представлення одного явища не збільшує покриття програми. Освітню місткість визначають у межах екологічно допустимого навантаження. Ефект навчання, за наявності відповідного дослідження, оцінюють зміною тестових результатів до і після відвідування із порівняльною групою; кількість екскурсій цього ефекту не доводить.

Естетичну цінність не можна повністю перетворити на фізичну величину. Ландшафтна конвенція Ради Європи пов'язує ландшафт зі сприйняттям людей і передбачає врахування оцінок заінтересованих сторін [19]. Пропонується поєднувати геопросторові характеристики панорам із стандартизованим дослідженням сприйняття: фіксовані точки огляду, сезон і умови зображення; наперед визначена цільова сукупність респондентів; однакова семибальна шкала без відомостей про престиж території. Основний результат – медіана, міжквартильний розмах і частка оцінок 6–7 із інтервалом невизначеності. Це відтворювана оцінка сприйняття за конкретним протоколом, а не «об'єктивний відсоток краси».

Критерії загальнодержавної та місцевої значущості.

Рівень значущості має встановлюватися через внесок у цілі охорони на відповідному територіальному рівні. Для категорій, які можуть мати обидва рівні, пропонуємо чотири незалежні шляхи підтвердження загальнодержавного значення. Перший – відповідність застосовному міжнародному критерію глобальної значущості з перевіркою конкретного предмета й меж. Другий – незамінність для національної цілі збереження або відновлення. Третій – істотне представлення пріоритетного виду чи оселища. Четвертий – документована унікальність геологічного, наукового, колекційного чи садово-паркового об'єкта або історико-культурних атрибутів території в національному порівнянні. Міжнародне визнання великої території не поширює автоматично її значущість на кожен вкладений об'єкт.

Для третього шляху пропонується перевірити під час апробації два достатні, але не необхідні порогові сигнали: щонайменше 2 % національної площі заздалегідь визначеного пріоритетного оселища за наявного дефіциту його ефективної охорони; або щонайменше 1 % національної популяції заздалегідь визначеного пріоритетного загроженого виду за регулярного функціонального використання ділянки. Пріоритетність визначають до оцінювання кандидатів за оприлюдненим переліком і природоохоронними цілями. Переліки не можна довільно формувати для кожного клопотання.

Величини 2 % і 1 % є авторськими параметрами перевірки, а не запозиченими нормами Natura 2000 або КВА. Їх запропоновано як початкові значення для порівняння частоти помилкових включень і пропусків; перевагу саме цих чисел над іншими до емпіричної апробації не доведено. Вони не повинні ставати умовою відмови у заповіданні. Для єдиного місцезнаходження, незамінної міграційної ланки чи еталонного розрізу достатнім може бути інший належно підтверджений шлях.

У національному знаменнику враховують територію України в міжнародно визнаних кордонах. Недоступність частини території для обстеження не дає підстав непомітно вилучати її з розрахунку. Потрібні оцінка невизначеності, узгоджені одиниці й період даних; інакше частка кандидата може бути систематично завищена. Для популяцій не можна змішувати гніздові пари, усіх особин і сезонні міграційні скупчення. Для колекцій окремо обліковують таксони, живі зразки й походження матеріалу, не ототожнюючи ці одиниці.

Порогове рішення пропонуємо перевіряти консервативним інтервальним тестом. Якщо площа на ділянці перебуває між нижньою і верхньою оцінками, а загальнонаціональна площа має власний додатний інтервал, мінімальну частку отримують діленням нижньої оцінки ділянки на верхню національну. Це достатній доказ стійкого перевищення порога, але не універсальна вимога міжнародних стандартів. Перетин порога інтервалом означає невизначеність цього шляху підтвердження, а не відсутність цінності. Такий діапазон не є автоматично 95-відсотковим довірчим інтервалом: для статистичного висновку потрібна модель спільної похибки.

Для оздоровчого, освітнього й естетичного профілів рівень значущості визначають через національний клас порівняння та документовану незамінність або виняткову репрезентативність конкретної властивості. Наприклад, унікальний комплекс доступних для навчання природних процесів потребує порівняння з аналогами в країні; висока оцінка панорами – перевірки її композиційних атрибутів і репрезентативного дослідження сприйняття. Місткість, число навчальних годин або популярність самі по собі не встановлюють загальнодержавного значення. Ці профілі також обґрунтовують додаткові цілі й сумісні способи використання, не компенсуючи недостатньої охорони природних компонентів.

Місцеву значущість пропонуємо підтверджувати позитивним тестом: визначена регіональна або місцева ціль; документований дефіцит її забезпечення чи незамінний предмет; вимірюваний внесок кандидата. Наприклад, за цільової охорони 500 га оселища, фактично забезпечених 350 га і додаткового внеску 60 га кандидат усуває 40 % регіонального дефіциту. Ціль 500 га тут умовна й повинна мати окреме екологічне обґрунтування; сам розрахунок демонструє спосіб перевірки внеску. Місцева зна-

чущість не є залишковою категорією для всіх недостатньо досліджених територій. Якщо національний знаменник невідомий, результат щодо загальнодержавної значущості слід фіксувати як невизначений. Тимчасово доступні заходи охорони можуть застосовуватися в межах законодавства, проте сам дефіцит інформації не виправдовує зниження вимог до збереження.

Диференційні критерії та послідовність вибору категорії.

Категорію пропонуємо визначати за послідовністю перевірок, у якій кожна відповідь набуває одного з трьох значень: підтверджено, спростовано або недостатньо даних. Спочатку встановлюють предмет і межі охорони; потім – необхідні результати його збереження, значущість і допустимі управлінські засоби. Таблиця 3 містить авторські диференційні критерії. Вона становить пропозицію розвитку методики, а не виклад додаткових чинних підстав відмови у створенні ПЗФ.

Для кожної функціонально придатної категорії складають матрицю «критична вимога – захід – територія дії – періодичність – відповідальний виконавець – правова допустимість». Критичною визнають вимогу, невиконання якої ставить під загрозу збереження визначеного предмета; таке визнання потребує окремого екологічного обґрунтування. Перевіряють усі критичні вимоги, а не їх середній бал. Альтернатива неприйнятна, якщо хоча б одна необхідна дія суперечить її законному режиму або хоча б одна критична загроза залишається без належного механізму запобігання. Наявність відповідального виконавця оцінюють разом із юридичними повноваженнями та реалістичним ресурсним планом.

Для розмежування НПП, РЛП і заказника пропонуємо тест необхідності паркової моделі з чотирма сукупними умовами. По-перше, існують просторово визначені цілі охорони природних комплексів та екологічно сумісна самостійна програма організованої рекреації й освіти. По-друге, карта конфліктів показує потребу у різних просторових або сезонних режимах, які повинні діяти узгоджено. По-третє, матриця заходів доводить необхідність постійного інтегрованого управління цими функціями. По-четверте, порівняння з предметним режимом заказника виявляє хоча б одну істотну спільну функцію, яку обрана альтернатива не забезпечує на належній правовій та організаційній основі. Сама незручність погодження дій або бажання створити нову установу такого доказу не замінює.

Таблиця 3

Запропоновані диференційні критерії вибору категорії

Категорія	Підтверджувана умова та вирішальний доказ
Природний заповідник	Загальнодержавна значущість природного комплексу; потреба заповідного режиму та постійної наукової функції. Докази: карта процесів, програма спостережень, сумісність усіх необхідних заходів із режимом.
Біосферний заповідник	Репрезентативні комплекси біосфери; заповідна, буферна зони та зона антропогенних ландшафтів; фоновий моніторинг і дослідження змін. Міжнародний статус перевіряють за включенням до мережі UNESCO.
Національний природний парк	Позитивний тест паркової потреби, доведена загальнодержавна значущість і відповідність завданням установи. Докази: карта режимів, програми охорони, рекреації, науки й освіти, матриця заходів.
Регіональний ландшафтний парк	Позитивний тест паркової потреби та регіональні або місцеві цілі. У запропонованій процедурі національні підстави перевірені за достатніх даних; невідомі підстави не вважають відсутніми.
Заказник	Предметний режим достатній для всіх критичних цілей; самостійна паркова програма не визначає основної мети. Доказ: матриця обмежень і заходів; спеціалізація відповідає головному предмету.
Пам’ятка природи	Індивідуально визначене утворення чи комплекс утворень. Доказ: вичерпний перелік визначальних атрибутів, карта їх розміщення та потрібних умов збереження; для пралісового різновиду – спеціальна методика.
Заповідне урочище	Відокремлений цілісний природний ландшафт. Доказ: перелік критичних внутрішніх зв’язків і карта, яка підтверджує охоплення необхідних компонентів та процесів запропонованими межами.
Ботанічний сад	Самостійні напрями ботанічної програми поза деревно-чагарниковою спеціалізацією. Докази: названі напрями, інвентар, походження зразків та програми їх збереження, вивчення й розмноження.
Дендрологічний парк	Визначальна спеціалізація на колекціях дерев і чагарників. Докази: колекційна програма, інвентар і схеми композицій; універсальну частку деревних таксонів не встановлюють.
Зоологічний парк	Визначальна програма збереження, дослідження, розведення й експонування диких тварин. Докази: інвентар, походження тварин, програми утримання та відповідні умови.
Парк-пам’ятка садово-паркового мистецтва	Головним предметом є цінний твір паркового будівництва. Докази: планувальна структура, композиційні атрибути, порівняльне оцінювання та план підтримання їхньої цілісності.

ISSN: 2306-9716 (Print), ISSN: 2664-6110 (Online)

Потребу зонування не слід ототожнювати лише з кількістю намальованих зон: мають відрізнятися правила діяльності, а їхні межі – відповідати карті чутливості й функцій. Стаття 24 Закону України «Про природно-заповідний фонд України» пов'язує зонування РЛП із вимогами до НПП, тому зонування саме по собі не відокремлює ці категорії. Передбачене статтею 21 спрямування діяльності НПП на доведення площі заповідної зони щонайменше до 20 % також не є універсальним критерієм первинного вибору НПП замість РЛП [1].

Якщо паркову потребу підтверджено і доведено загальнодержавну значущість комплексу та відповідність повному набору законних завдань установи, перевагу за запропонованим правилом надають НПП. Якщо позитивно підтверджено регіональну або місцеву значущість, а перевірка національних підстав за достатніх даних не дала позитивного результату, обґрунтовують РЛП. Це запропоноване правило вибору, а не твердження, що закон забороняє наявність загальнодержавно цінних компонентів у РЛП. Якщо всіх цілей можна досягти предметно визначеним режимом без самостійної паркової програми, обирають заказник відповідної спеціалізації та окремо встановлюють його рівень значення.

Для пам'ятки природи, урочища й природного заповідника початковим є питання про те, що саме має зберігатися. Індивідуалізоване утворення з описаними незамінними атрибутами спрямовує до пам'ятки; відокремлений цілісний природний ландшафт із взаємозалежними компонентами – до урочища; комплекс загальнодержавного значення, для якого обґрунтовано заповідний режим і необхідність постійної наукової функції установи, – до природного заповідника. Наукову потребу підтверджує програма завдань, даних і спостережень, пов'язаних із властивостями території, а не сам факт підписання обґрунтування науковцем. Якщо збереження визначальних компонентів потребує активних заходів, кожен захід перевіряють на допустимість у відповідному режимі.

Для штучно створених об'єктів застосовують правило головного предмета охорони. Наявність інвентаризованої живої колекції, підтвердженого походження зразків і програми збереження та дослідження є ідентифіковуваною ознакою колекційної моделі. Деревна спеціалізація такої програми обґрунтовує дендрологічний парк; ширша самостійна ботанічна програма – ботанічний сад; програма утримання диких тварин – зоологічний парк. Визначальна цінність планування, композиції та цілісності твору паркового будівництва спрямовує до парку-пам'ятки. Пропоноване розмежування ботанічного саду й дендрологічного парку потребує нормативного уточнення: чинні поняття логічно допускають перетин, зокрема для ботанічного саду з переважно деревними колекціями.

Для суміщення колекційної та композиційної цінності пропонується контрольне запитання: втрата якої властивості зруйнує визначальну мету охорони, навіть якщо інша властивість збережеться? Якщо відповідь однозначна й підтверджена документацією, вона визначає основну категорію. Якщо обидві властивості незалежно незамінні, перевіряють можливість окремих просторових одиниць або сумісного правового захисту. Примусове зведення такого випадку до відсотка деревних таксонів приховало б змістовну проблему.

Після відсіювання несумісних альтернатив можливі три результати. Єдина придатна категорія дає умовно однозначний висновок. Кілька придатних категорій потребують мотивованого вибору за наперед установленим пріоритетом головної мети; жодну з них не можна відхилити без пояснення. Недостатність даних потребує уточнення доказів. Вибір між однаково достатніми режимами може враховувати витрати управління та спроможність виконання, але лише після забезпечення всіх критичних вимог охорони. Дешевший режим, який не зберігає предмет охорони, не є допустимою альтернативою.

Умовні сценарії та чутливість порогового рішення.

У таблиці 4 наведено сконструйовані сценарії для ілюстрації послідовності рішення. Оселищний поріг застосовується до одного умовного пріоритетного типу з підтвердженим дефіцитом охорони; наведені діапазони є заданими межами невизначеності. Вони не походять із польових вимірювань. У сценаріях A–B усі інші обов'язкові юридичні передумови умовно виконані.

Розгорнемо управлінську частину сценарію A. Умовний комплекс містить 1200 га цільового оселища за національного ресурсу 20 000 га. Досьє визначає три критичні вимоги: збереження площі оселища; підтримання його гідрологічних зв'язків; усунення турбування на картованих ділянках розмноження в чутливий сезон. Їм відповідають заборона перетворення угідь і дренування, контроль водного режиму та сезонне обмеження доступу. Окремо сформульовано сумісну програму організованого відвідування двох маршрутів поза чутливими ділянками. Матриця управління повинна назвати виконавця контролю, порядок сезонного закриття маршрутів, моніторинг впливу й процедуру коригування відвідування.

Якщо проєкт заказника забезпечує лише земельні обмеження, а для пов'язаних рекреаційних функцій не визначено належних повноважень і відповідального виконавця, він не проходить перевірки повноти саме цього проєкту. Паркова альтернатива має показати, як її адміністрація, зонування і програми забезпечать кожну функцію. Водночас недостатність початкового проєкту заказника ще не доводить неможливості поліпшеної альтернативи: якщо рівноцінне управління можна законно забезпечити іншою установою, порівняння проводять повторно. У сценарії B самостійна програма організованої рекреації

Таблиця 4

Умовні сценарії застосування критеріїв

Код	Вихідні умови	Результат запропонованої процедури
А	Частка оселища 6,0 % (5,5–6,5 %); тест паркової потреби позитивний.	НПП за виконання всіх інших необхідних умов.
Б	Частка 0,4 % (0,3–0,5 %); інші національні підстави перевірені й не підтверджені; регіональні та паркова потреба підтверджені.	РЛП за запропонованим правилом.
В	Частка 6,0 % (5,5–6,5 %); предметний режим достатній; паркової потреби немає.	Ландшафтний заказник загальнодержавного значення.
Г	Площа оселища 420–580 га; національна площа 18 000–22 000 га; інших достатніх доказів немає.	Частка 1,91–3,22 %; пороговий шлях невизначений; потрібні додаткові дані.
Д	Єдиний відомий національний еталонний розріз; порівняльний пошук і незамінність підтверджені; потрібний об'єктний режим.	Геологічна пам'ятка природи загальнодержавного значення.

відсутня, а ті самі критичні природоохоронні вимоги забезпечені предметним режимом і визначеними виконавцями. Цей приклад показує, які саме факти треба перевірити, щоб висновок про паркову потребу не був декларацією.

Сценарії А і В показують, що однакова частка оселища не визначає однакової категорії: вирішальним стає необхідний спосіб управління. Сценарій Б не обґрунтовують лише недосягненням порога; потрібні достатня перевірка інших національних підстав і позитивні регіональні докази. У сценарії Г центральні значення дають 2,50 %, але нижня межа становить 1,91 %, а верхня – 3,22 %. Отже, стійке проходження пілотного порога 2 % за обраним консервативним тестом не доведене.

За зміни оселищного порога від 1 до 5 % сценарії А і В зберігають позитивний результат, а Б – негативний саме за цим показником. Результат Г залежить від порога й уточнення даних. Це аналіз чутливості умовних прикладів, а не валідація межі 2 %. Сценарій Д показує необхідність незалежного шляху незамінності: відсутність популяційного або оселищного відсотка не позбавляє геологічний об'єкт національної значущості.

Упровадження та межі застосовності.

Першим практичним кроком має стати уніфікація паспорта доказів і вимога порівнювати всі функціонально придатні суміжні категорії. До клопотання доцільно включати карту предметів охорони, розрахунки значущості, матрицю заходів і мотиви відхилення альтернатив. Для кожного числа мають зберігатися вихідні дані, метод і версія розрахунку. Чутливі відомості про локалізацію вразливих видів можуть перевірятися за контрольованого доступу без їх загального оприлюднення.

У науковому обґрунтуванні слід розділити фактичний висновок, прогноз достатності режиму та нормативний вибір основної мети. Це дає змогу предметно оскаржувати помилковий знаменник, необґрунтовану межу або пропущену загрозу. Водночас наукова методика не може підміняти законодавчу компетенцію: нові обов'язкові пороги, підстави відмови чи взаємовиключність нині суміжних категорій потребують належного нормативного врегулювання. Методичні рекомендації не повинні самостійно звужувати можливості охорони, установлені законом.

Запропонований підхід розвиває екологічні засади формування мережі, у яких Я. Дідух обґрунтовує значення біотопів, поліфункціональності та диференціації режимів [20]. Його доданий результат полягає в операційному зв'язку цих засад із вибором юридичної категорії. Окреме подання різних цінностей узгоджується із сучасними дослідженнями множинних, не завжди співмірних цінностей природи [21]. Вимірювання має забезпечувати перевірюваність конкретного доказу, не створюючи ілюзії, що всі суспільні оцінки можна звести до однієї об'єктивної шкали.

Основними обмеженнями є неповнота національних даних, похибки просторових меж і популяційних оцінок, залежність культурних та естетичних суджень від контексту, а також невизначеність майбутньої управлінської ефективності. Воєнне пошкодження може зменшити сучасні показники стану й доступності, водночас посилюючи значення відновлення. Тому переоцінювання не повинно автоматично спричиняти скасування статусу, зменшення площі або послаблення охорони чинного об'єкта.

Для емпіричної апробації потрібна стратифікована вибірка різних категорій, природних зон і масштабів. Незалежні групи мають опрацьовувати однакові досьє без відомостей про чинну назву категорії. Слід оцінювати частку узгоджених висновків, причини розбіжностей, частоту невизначеного результату та чутливість до порогів і якості даних. Чинну категорію не можна вважати безпомилковим еталоном. Окремо перевіряють випадки пропуску незамінних територій; довгострокову результативність режимів встановлюють моніторингом стану предметів охорони.

Головні висновки. 1. Класифікація ПЗФ України містить юридично змістовні відмінності, проте не забезпечує наскрізного відтворюваного правила вибору між усіма суміжними категоріями. Найбільша невизначеність виникає там, де подібні ознаки природного комплексу можуть обґрунтову-

вати різні управлінські моделі. Спеціальні методики, зокрема щодо пралісових пам'яток природи, спростовують тезу про повну відсутність об'єктивних критеріїв.

2. Перетини охоплюють паркові й предметні форми охорони, заповідники та цілісні природні ландшафти, комплексні й спеціалізовані об'єкти, живі колекції та садово-паркові композиції. Законне вкладення або суміщення статусів необхідно відрізняти від невмотивованої альтернативної класифікації однієї просторової одиниці.

3. Шість видів цінності доцільно характеризувати окремими показниками з визначеними одиницями, джерелами, знаменниками та невизначеністю. Екологічна незамінність, оздоровчий потенціал, автентичність, дослідницька унікальність, навчальна придатність і сприйняття ландшафту не утворюють коректної універсальної суми балів.

4. Загальнодержавну значущість пропонується доводити незалежними шляхами міжнародної значущості, національної незамінності, істотного представлення пріоритетних природних компонентів або унікальності спеціалізованого об'єкта. Пороги 2 % площі оселища та 1 % популяції є достатніми пілотними сигналами для апробації; їх оптимальність не встановлено. Відсутність даних не доводить місцевої значущості.

5. Категорію визначають предмет охорони, основна мета й доведена достатність законного режиму. Для НПП і РЛП додатково перевіряють необхідність інтегрованої паркової моделі; для заказника – достатність предметного режиму; для інших категорій – диференційні ознаки відповідно до характеру комплексу, утворення, колекції або композиції. Національна значущість не створює автоматичної потреби у НПП.

6. Науково обґрунтованим результатом є умовна однозначність за достатніх даних і визначених правил. Якщо залишається кілька достатніх альтернатив, процедура повинна робити нормативний вибір явним і перевірюваним. Це обмежує непояснену дискрецію, зберігаючи необхідну роль фахового судження та публічного визначення цілей охорони.

Перспективи використання результатів дослідження. Результати можуть бути використані для оновлення вимог до наукових обґрунтувань, розроблення геопросторового паспорта цінності та незалежної експертної перевірки класифікаційних рішень. Наступний етап має поєднати апробацію на реальних територіях, калібрування порогів і правове опрацювання диференційних критеріїв. Нормативне закріплення слід здійснювати після перевірки відтворюваності й природоохоронних наслідків запропонованих правил.

Література

1. Про природно-заповідний фонд України : Закон України від 16.06.1992 № 2456-XII. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2456-12 (дата звернення: 21.09.2026).
2. Про затвердження Методичних рекомендацій щодо розроблення проектів створення природних територій та об'єктів природно-заповідного фонду України : наказ Міністерства екології та природних ресурсів України від 21.08.2018 № 306. URL: https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/v0306737-18 (дата звернення: 21.09.2026).
3. Convention on Biological Diversity. Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework. Decision 15/4. 2022. URL: https://www.cbd.int/doc/decisions/cop-15/cop-15-dec-04-en.pdf (дата звернення: 21.09.2026).
4. Bavrovska N., Kolhanova I., Koshel A. Conservation and restoration of Ukraine's nature reserve fund under martial law: a European development vector. Commodity science. Technologies. Engineering. 2026. Vol. 57, No. 1. P. 4–16. DOI: https://doi.org/10.31617/2.2026(57)08.
5. Василюк О. Функціональна класифікації територій природно-заповідного фонду України: історія формування та міжнародний аспект. GEO&BIO. 2019. Т. 18. С. 3–20. DOI: https://doi.org/10.15407/gb1803.
6. Дідух Я. П., Вакаренко Л. П., Винокуров Д. С. Оцінка репрезентативності мережі природно-заповідних об'єктів України (ботанічний аспект). Український географічний журнал. 2016. № 2. С. 13–19. DOI: https://doi.org/10.15407/ugz2016.02.013.
7. Гетьман В. І. Ландшафтна репрезентативність природно-заповідного фонду України. Екологічні науки. 2021. № 7(34). С. 71–80. DOI: https://doi.org/10.32846/2306-9716/2021.eco.7-34.13.
8. Margules C. R., Pressey R. L. Systematic conservation planning. Nature. 2000. Vol. 405. P. 243–253. DOI: https://doi.org/10.1038/35012251.
9. Dudley N. (ed.). Guidelines for Applying Protected Area Management Categories.Gland:IUCN,2008.x+86p.DOI: https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2008.PAPS.2.en.
10. Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. Official Journal of the European Communities. 1992. L 206. P. 7–50. Consolidated version of 14.07.2025. URL: https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/1992/43/2025-07-14/eng. (дата звернення: 21.09.2026).
11. Commission Implementing Decision (EU) 2023/2806 of 15 December 2023 concerning a site information format for Natura 2000 sites. Official Journal of the European Union. 2023. L 2023/2806. URL: https://eur-lex.europa.eu/eli/dec_impl/2023/2806/oj/eng (дата звернення: 21.09.2026).
12. IUCN. A Global Standard for the Identification of Key Biodiversity Areas. Version1.0.Gland:IUCN,2016.iv+37p. URL: https://portals.iucn.org/library/node/46259. (дата звернення: 21.09.2026).
13. Guidelines for the Selection of Biological SSSIs. Part 1. Rationale, Operational Approach and Criteria for Site Selection / I. Bainbridge et al. Peterborough : JNCC, 2013. URL: https://jncc.gov.uk/resources/dc6466a6-1c27-46a0-96c5-b9022774f292 (дата звернення: 21.09.2026).

14. Про затвердження Методики визначення належності територій до пралісових пам'яток природи : наказ Міністерства екології та природних ресурсів України від 18.05.2018 № 162. Зареєстровано в Міністерстві юстиції України 11.06.2018 за № 708/32160. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0708-18 (дата звернення: 21.09.2026).
15. UNESCO. Statutory framework of the World Network of Biosphere Reserves. Paris : UNESCO, 2020. URL: https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000373378_eng (дата звернення: 21.09.2026).
16. WHO Regional Office for Europe. Green and blue spaces and mental health: new evidence and perspectives for action. Copenhagen : WHO Regional Office for Europe, 2021. URL: https://www.who.int/europe/publications/i/item/9789289055666 (дата звернення: 21.09.2026).
17. Paracchini M. L., Zulian G., Kopperoinen L. et al. Mapping cultural ecosystem services: A framework to assess the potential for outdoor recreation across the EU. Ecological Indicators. 2014. Vol. 45. P. 371–385. DOI: https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.04.018.
18. Про охорону культурної спадщини : Закон України від 08.06.2000 № 1805-III. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1805-14 (дата звернення: 21.09.2026).
19. Council of Europe. European Landscape Convention. Florence, 20 October 2000. European Treaty Series. No. 176. URL: https://rm.coe.int/1680080621 (дата звернення: 21.09.2026).
20. Дідух Я. П. Концепція формування системи заповідних об'єктів з метою збереження біорізноманіття України на екологічних засадах. Вісник НАН України. 2017. № 6. С. 51–60. DOI: https://doi.org/10.15407/visn2017.06.051.
21. Pascual U., Balvanera P., Anderson C. B. et al. Diverse values of nature for sustainability. Nature. 2023. Vol. 620. P. 813–823. DOI: https://doi.org/10.1038/s41586-023-06406-9.

Дата першого надходження статті до видання: 30.09.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 04.11.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 23.11.2026

УДК 598.2:504.06:620.9
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.6-69.14

ПРОСТОРОВО-ЧАСОВА ПАРАМЕТРИЗАЦІЯ МОДЕЛІ ПОТЕНЦІЙНОГО КОЛІЗІЙНОГО РИЗИКУ ОРНІТОФАУНИ У ГІРСЬКИХ ВІТРОЕНЕРГЕТИЧНИХ РАЙОНАХ

Морозова Т.В. (orcid.org/0000-0003-4836-1035),
orcid.org/0009-0009-9991-1106
Ковган Я.О. (orcid.org/0009-0000-7691-7833),
Герасименко М.В. (orcid.org/0009-0009-9991-1106)
Державна наукова установа «Інститут екологічного відновлення та розвитку України»
вул. Василя Липківського, 35/2, 02000, Київ
erdu@urk.net

Розвиток вітроенергетики у гірських районах потребує методів оцінювання потенційного впливу на орнітофауну, які враховують просторову, висотну та часову неоднорідність польотної активності. Застосування традиційних підходів до Collision Risk Model (CRM) у багатьох випадках грунтується на агрегованих характеристиках польотної активності і не завжди забезпечує простежуваний перехід від польових спостережень до локалізованого визначення умов потенційної колізійної взаємодії. Метою роботи є обґрунтування методичних засад просторово-часової параметризації потенційного колізійного ризику орнітофауни у гірських вітроенергетичних районах та формування структури інтегрованої просторово-часової моделі ІПБМ-КР.

Методологічну основу становили системний і просторово-часовий підходи, аналіз методів польового обліку, радарних і GPS/GSM-спостережень, GIS-моделювання та Collision Risk Model, а також концептуалізація взаємозв'язків між характеристиками польотної активності, експозицією та потенційним ризиком. Сформовано послідовність X→S→T→M→B→E→C→R, у якій первинні емпіричні дані трансформуються через просторову, часову, метеорологічну та поведінкову характеристики у показник потенційної експозиції E, що визначає умови для подальшого механістичного моделювання колізійної взаємодії C та потенційного ризику R. Обґрунтовано поняття просторово-часового вікна потенційного колізійного ризику як локалізованої комбінації просторових, висотних, часових, метеорологічних і поведінкових умов, за яких експозиція птахів до небезпечної зони функціонування вітроенергетичної установки зростає.

Встановлено принципове методичне розмежування експозиції, колізійної взаємодії та ризику, що унеможливлює безпосереднє ототожнення високої польотної активності з високою ймовірністю зіткнення. Структура ІПБМ-КР забезпечує інтеграцію даних різної просторової, висотної та часової роздільності та визначає місце CRM як механістичного компонента в ієрархічній системі оцінювання. Сформована модель створює основу для GIS-реалізації, кількісної параметризації окремих компонентів і подальшої емпіричної валідації на матеріалах гірських екосистем. *Ключові слова:* вітроенергетика, орнітофауна, потенційний колізійний ризик, експозиція, просторово-часова параметризація, *Collision Risk Model*, GIS-моделювання, гірські екосистеми.

Spatiotemporal parameterization of a potential collision risk model for bird fauna in mountainous wind energy areas. Morozova T., Kovhan Ya., Herasymenko M.

The development of wind energy in mountainous areas requires methods for assessing potential impacts on avifauna that account for the spatial, altitudinal, and temporal heterogeneity of flight activity. The conventional application of the Collision Risk Model (CRM) is largely based on aggregated flight characteristics and does not always provide a traceable transition from field observations to the localized identification of conditions for potential collision interactions. The aim of this study is to substantiate methodological principles for the spatiotemporal parameterization of potential collision risk to avifauna in mountainous wind energy areas and to develop the structure of an Integrated Spatiotemporal Avian Collision Risk Model (ISTACRM).

The methodological framework comprised systems and spatiotemporal approaches, analysis of field survey methods, radar and GPS/GSM observations, GIS modelling, and the Collision Risk Model, as well as conceptualization of the relationships among flight activity characteristics, exposure, and potential risk. A sequential framework, X→S→T→M→B→E→C→R, was established, in which primary empirical data are transformed through spatial, temporal, meteorological, and behavioral characteristics into a measure of potential exposure E, which defines the conditions for subsequent mechanistic modelling of collision interaction C and potential risk R. The concept of a spatiotemporal potential collision-risk window was substantiated as a localized combination of spatial, altitudinal, temporal, meteorological, and behavioral conditions under which birds' exposure to the hazardous operating zone of a wind turbine increases.

A fundamental methodological distinction was established between exposure, collision interaction, and risk, thereby preventing the direct equating of high flight activity with a high probability of collision. The ISTACRM structure enables the integration of data with different spatial, altitudinal, and temporal resolutions and defines the role of CRM as a mechanistic component within a hierarchical assessment framework. The proposed model provides a basis for GIS implementation, quantitative parameterization of individual components, and subsequent empirical validation using data from mountainous ecosystems. *Key words:* wind energy, avifauna, potential collision risk, exposure, spatiotemporal parameterization, *Collision Risk Model*, GIS modelling, mountainous ecosystems.

© Бондар О.І., Іваненко І.Б., Шевченко Р.Ю., Лисюк О.Г., Аліменко О.Ю., 2026
Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY 4.0

Вступ. Розвиток вітроенергетики є одним із важливих напрямів декарбонізації енергетичного сектору, однак просторове розширення вітроенергетичної інфраструктури зумовлює необхідність кількісного оцінювання її потенційного впливу на біорізноманіття. Для орнітофауни основними механізмами такого впливу є загибель унаслідок зіткнення з турбінами, уникнення вітроенергетичних об'єктів і пов'язані з ним зміни маршрутів польотів, бар'єрний ефект та опосередкована трансформація придатності місць існування. Інтенсивність і просторово-часова вираженість цих ефектів істотно варіюють залежно від видової специфіки, особливостей ландшафту, сезону, метеорологічних умов і характеристик конкретного вітроенергетичного об'єкта [1–5]. Це зумовлює необхідність переходу від узагальнених показників присутності або чисельності птахів до кількісного врахування фактичного використання ними повітряного простору.

Особливого значення ця проблема набуває у гірських районах, де орографічні умови формують складну просторову структуру повітряних потоків, термічних висхідних потоків і локальних коридорів переміщення птахів. Рельєф також визначає висотний розподіл польотів та його часову мінливість. Унаслідок цього навіть у межах одного вітроенергетичного району інтенсивність і характер використання повітряного простору можуть істотно відрізнятися між ділянками, висотними рівнями, сезонами та окремими періодами спостережень. Відповідно, просторове розміщення турбін саме по собі не є достатньою характеристикою потенційної взаємодії з орнітофауною.

Сучасні дослідження дедалі більше орієнтуються на просторово-явне та тривимірне представлення польотної активності. GPS-телеметрія, радарні спостереження, моделювання висоти польоту та GIS-аналіз дають змогу враховувати не лише горизонтальне положення траєкторій, а й їх висотну структуру та часову динаміку [6–10]. Принципове значення має врахування третього виміру, оскільки горизонтальне перекриття траєкторій птахів із територією розміщення турбін не свідчить про їх перекриття із площиною обертання ротора. Khosravifard et al. [6] показали, що ігнорування висотної компоненти може призводити до суттєвого викривлення характеристики потенційної експозиції. Водночас відмінності між методами визначення висоти польоту, зокрема GPS-вимірюваннями та альтиметричними оцінками, можуть безпосередньо впливати на результати розрахунку колізійного ризику [9, 10].

Одним із основних інструментів кількісного прогнозування потенційних зіткнень є Collision Risk Model (CRM). Її застосування передбачає поєднання характеристик польотної активності птахів із геометричними та операційними параметрами турбін і параметрами уникнення. Водночас аналіз розвитку CRM свідчить про значну різноманітність модельних конструкцій, відмінності вихідних припущень та обмежену кількість незалежних емпіричних валідацій [11]. Методичні рекомендації щодо застосування CRM наголошують на необхідності врахування інтенсивності або чисельності польотів, висоти польоту, тривалості перебування в зоні потенційної взаємодії, характеристик турбін, операційного часу та поведінки птахів, зокрема параметрів уникнення [12, 13]. Отже, результативність CRM безпосередньо залежить від якості, просторової та часової деталізації вхідних даних.

Водночас окремі компоненти цієї інформації часто отримують різними методами та з різною просторовою, висотною і часовою роздільністю. Польові візуальні спостереження характеризують фактичну польотну активність у визначених пунктах і часових інтервалах, GPS-телеметрія забезпечує траєкторні дані окремих особин, радарні системи дають змогу реєструвати переміщення у просторі та за висотою, а GIS-моделювання забезпечує їх просторову інтеграцію. За відсутності єдиної методичної конструкції результати таких спостережень можуть залишатися набором взаємопов'язаних, але недостатньо інтегрованих показників. Особливо складною ця проблема є для гірських територій, де просторові, висотні, часові, метеорологічні та поведінкові фактори мають виражену взаємозалежність.

Важливим напрямом розвитку таких підходів є просторово-явне моделювання експозиції. Дослідження мігруючого сокола-кібчика показали, що рівень експозиції до вітроенергетичних установок може істотно змінюватися протягом річного циклу та між географічними регіонами [16]. Просторові моделі також демонструють залежність потенційної експозиції від просторового розподілу птахів, характеристик їх польотів і розміщення турбін [15, 16, 29]. Водночас геометричні характеристики турбін, зокрема діаметр ротора та висота його нижньої точки, визначають величину вертикального перекриття з польотами птахів і, відповідно, можуть змінювати потенційну експозицію [17, 18].

Таким чином, наявна методична база містить окремі інструменти для опису польотної активності, просторового та висотного розподілу птахів, метеорологічних умов, поведінки та механістичного моделювання зіткнень, однак потребує їх послідовної інтеграції. Науково-методична проблема полягає у формуванні прозорого переходу від первинних емпіричних даних про використання повітряного простору до просторово й часово локалізованої характеристики експозиції, а від неї – до механістичного оцінювання колізійної взаємодії та потенційного ризику. Такий підхід дає змогу не ототожнювати високу інтенсивність польотів із високою ймовірністю зіткнення, оскільки експозиція характеризує умови потенційного контакту, тоді як ризик залежить також від геометрії взаємодії та поведінкової відповіді птахів.

Саме на такому розмежуванні ґрунтується авторська інтегрована просторово-часова багаторівнева модель ІПБМ-КР, структурована як послідовність X→S→T→M→B→E→C→R, де X – первинні емпіричні дані; S – просторова компонента; T – часова компонента; M – метеорологічні умови; (B) – поведінкові характеристики; E – потенційна експозиція; C – потенційна колізійна взаємодія; R – потенційний колізійний ризик. Така структура визначає логіку послідовної трансформації неоднорідних польових даних у просторово-часову характеристику умов потенційної взаємодії та встановлює місце CRM у загальній системі оцінювання.

Метою роботи є обґрунтування методичних засад інтегрованого просторово-часового оцінювання потенційного колізійного ризику орнітофауни у гірських вітроенергетичних районах та формування авторської інтегрованої просторово-часової багаторівневої моделі ІПБМ-КР, яка забезпечує послідовне поєднання емпіричних даних про використання повітряного простору з просторовими, висотними, часовими, метеорологічними та поведінковими характеристиками і визначає їх роль у формуванні показників експозиції та подальшому механістичному моделюванні потенційної колізійної взаємодії.

Матеріали та методи. *Загальна методологічна конструкція.* Дослідження має теоретико-методологічний характер і спрямоване на формування інтегрованої просторово-часової конструкції оцінювання потенційного колізійного ризику орнітофауни у гірських вітроенергетичних районах. Методологічну основу становить системний підхід до аналізу взаємодії трьох функціонально пов'язаних компонентів: орнітофауна → повітряний простір → вітроенергетична інфраструктура.

У межах цієї конструкції потенційний колізійний ризик розглядається не як безпосередня властивість території або окремої вітротурбіни, а як результат просторово-часової взаємодії характеристик польотної активності птахів, умов середовища та геометричних і операційних параметрів вітроенергетичної інфраструктури. Такий підхід передбачає послідовне розмежування характеристик використання повітряного простору, потенційної експозиції, колізійної взаємодії та потенційного ризику.

Інформаційну основу методичного аналізу становили наукові публікації 2020–2026 рр., присвячені оцінюванню впливу вітроенергетики на орнітофауну, моделюванню колізійного ризику, просторовій і висотній структурі польотів, GPS/GSM-телеметрії, радарному та автоматизованому виявленню птахів, просторовому плануванню вітроенергетичних об'єктів і післябудівельному моніторингу, а також актуальні методичні рекомендації щодо застосування Collision Risk Model (CRM) [11–13].

У дослідженні поєднано взаємопов'язані методичні підходи: системний – для представлення потенційного колізійного ризику як результату взаємодії просторових, часових, середовищних, поведінкових і техногенних чинників; просторово-часовий – для формалізації неоднорідності використання повітряного простору за координатами, висотою та часом; порівняльно-аналітичний – для визначення функціональних можливостей, сфери застосування та обмежень різних методів отримання даних про польоти; концептуального моделювання – для формування структури інтегрованої просторово-часової багаторівневої моделі ІПБМ-КР; GIS-інтеграційний – для просторового поєднання різнорідних даних про польоти, рельєф, метеорологічні умови та характеристики вітроенергетичної інфраструктури; механістичного моделювання – для включення CRM як окремого компонента переходу від характеристики експозиції до потенційної колізійної взаємодії.

Просторово-часова параметризація польотної активності. Для характеристики потенційного колізійного ризику принциповим є перехід від бінарної характеристики «наявність виду» до кількісного опису фактичного використання повітряного простору. У межах ІПБМ-КР положення польоту репрезентується щонайменше тривимірним вектором координат p = (x,y,z), де x і y характеризують горизонтальне положення, а z – висоту польоту.

З урахуванням часової компоненти просторове використання повітряного простору набуває вигляду p(t) = (x,y,z,t). Така репрезентація дає змогу характеризувати не лише факт перебування птаха на певній території, а й просторово-часову структуру його переміщення, включаючи висоту, тривалість і часову локалізацію польоту. Для врахування контексту формування польотної активності просторово-часовий опис доповнюється метеорологічними та поведінковими характеристиками: P = (x,y,z,t,M,B), де M – вектор метеорологічних умов, а B – вектор поведінкових характеристик польоту.

До метеорологічних параметрів залежно від доступності даних можуть належати швидкість і напрямок вітру, температура, опади, видимість та інші характеристики, здатні впливати на просторово-часову структуру польотів. Поведінковий компонент може включати тип польоту, напрямок переміщення, маневрування, використання висхідних потоків, реакцію на турбіну та характеристики уникнення.

Для гірських територій така багатовимірна репрезентація має принципове значення, оскільки один і той самий вид може використовувати різні просторові маршрути та висотні рівні залежно від сезону, часу доби, метеорологічних умов, напрямку повітряних потоків і морфології рельєфу. Отже, просторово-часова параметризація має враховувати не лише координати спостереження, а й умови, за яких формується конкретна структура польотної активності.

Потенційна експозиція як проміжна ланка моделі. У роботі потенційна експозиція визначається

як просторово-часове перекриття між фактичним використанням повітряного простору птахами та просторово визначеною зоною потенційної взаємодії з вітроенергетичною установкою.

Концептуально експозицію можна представити функцією:

E = f(S,T,M,B,G), де S – просторові характеристики польоту, T – часові характеристики, M – метеорологічні умови, B – поведінкові характеристики, G –техногенно-геометричні характеристики ВЕУ.

Техногенно-геометричний компонент G є наскрізним параметром просторової інтеграції, який не виділяється як окремий рівень послідовності X→S→T→M→B→E→C→R, але входить до функції формування E та механістичного переходу E→C.

За такого підходу експозиція характеризує можливість потенційного контакту птахів із небезпечною зоною функціонування турбіни, але не є еквівалентом фактичного зіткнення або колізійного ризику. Наявність птахів у межах горизонтальної проєкції турбіни або навіть їх перебування на висоті ротора сама по собі не означає зіткнення. Для переходу від експозиції до потенційної колізійної взаємодії необхідно враховувати геометрію траєкторії та ротора, розміри й швидкість птахів, швидкість обертання та характеристики ротора, операційний режим турбіни, а також поведінкову відповідь птахів і ймовірність уникнення.

Отже, в ІПБМ-КР експозиція виконує роль проміжної аналітичної ланки, яка поєднує характеристику використання повітряного простору з механістичним моделюванням потенційної колізійної взаємодії.

Концептуалізація переходу від експозиції до потенційного ризику. Для формалізації логічного переходу від експозиції до потенційного ризику використано спрощене концептуальне співвідношення: $R = N \cdot Pc \cdot (1-A)$, де N – інтенсивність або кількість польотів у зоні потенційної взаємодії; P_c – умовна ймовірність зіткнення за відсутності уникнення; A – ймовірність уникнення; R – очікувана величина потенційної колізійної взаємодії.

Це співвідношення не є повним математичним записом стандартної процедури Band CRM і не використовується в роботі як її заміна. Його призначення полягає у формалізації принципової структури переходу від характеристики експозиції до потенційної колізійної взаємодії: за однакової інтенсивності польотів зміна геометричних параметрів взаємодії або поведінкової відповіді птахів може змінювати очікувану величину потенційної взаємодії.

Повна процедура CRM передбачає послідовне врахування інтенсивності польотів, частки польотів у зоні ротора, геометричних характеристик турбіни, параметрів руху птахів і лопатей, операційного часу, параметрів уникнення та пов'язаних із ними джерел невизначеності [11–13]. Тому в межах запропонованої ІПБМ-КР CRM розглядається як механістичний компонент фінального переходу від параметризованої експозиції до потенційної колізійної взаємодії та ризику, а не як тотожна всій інтегрованій моделі конструкція.

Формування авторської моделі ІПБМ-КР. Центральним методичним результатом дослідження є інтегрована просторово-часова багаторівнева модель потенційного колізійного ризику ІПБМ-КР, яка забезпечує послідовне перетворення неоднорідних емпіричних даних про використання повітряного простору орнітофауною у просторово й часово локалізовану характеристику потенційної експозиції та її подальше використання у механістичному моделюванні колізійної взаємодії.

Загальну структуру ІПБМ-КР формалізовано послідовністю:

X→S→T→M→B→E→C→R, (1), де X – первинні емпіричні дані про орнітофауну та використання повітряного простору; S – просторова структура переміщень, включаючи їх тривимірну локалізацію; T – часова структура польотної активності; M – метеорологічні умови; B – поведінкові характеристики птахів; E – потенційна експозиція до взаємодії з вітроенергетичною установкою; C – параметри потенційної колізійної взаємодії; R – потенційний колізійний ризик.

Принциповою особливістю моделі є послідовне функціональне розмежування етапів формування ризику. Первинні дані X структуруються за просторовою S та часовою TT компонентами, доповнюються метеорологічним M і поведінковим B контекстом. Їх інтеграція з геометричними та операційними характеристиками вітроенергетичної установки формує показник потенційної експозиції E. На наступному етапі E використовується як вхідна характеристика для механістичного моделювання потенційної колізійної взаємодії C, результатом якого є характеристика потенційного ризику R.

Таким чином, ІПБМ-КР не замінює CRM, а визначає структуру та послідовність підготовки й інтеграції даних, необхідних для її застосування. Водночас модель чітко розмежовує експозицію як характеристику потенційного просторово-часового перекриття та колізійний ризик як результат подальшого врахування механістичних і поведінкових параметрів взаємодії.

Методологічна декомпозиція потенційного колізійного ризику. Сформована модель ґрунтується на взаємодії п'яти функціональних груп характеристик: просторових, часових, метеорологічних, поведінкових та техногенно-геометричних. Просторовий компонент S характеризує положення та структуру використання повітряного простору, включаючи горизонтальні координати, висоту польоту, маршрути переміщення, місця концентрації та функціональні ділянки. Висота z при цьому розглядається як складова тривимірної просторової локалізації, а не як окремий рівень моделі. Часовий компонент

T характеризує сезонну, добову та погодинну динаміку польотної активності, а також тривалість перебування птахів у потенційно небезпечних просторових і висотних інтервалах.

Метеорологічний компонент M охоплює характеристики умов, здатних змінювати просторово-часову структуру польотів, зокрема напрям і швидкість вітру, видимість, опади, хмарність та інші релевантні параметри. Для гірських територій їх значення визначається також взаємодією з орографічними особливостями та локальними повітряними потоками.

Поведінковий компонент B охоплює тип і характер польоту, маневрування, напрямок переміщення, використання висхідних потоків, реакцію на вітроенергетичні установки та параметри уникнення.

Техногенно-геометричний компонент характеризує просторову конфігурацію потенційної взаємодії та включає координати й висоту турбіни, діаметр ротора, висоту його нижньої та верхньої точок обертання, операційний режим та інші параметри, необхідні для механістичного моделювання [18, 30].

Отже, у межах ІПБМ-КР просторові та часові характеристики визначають де і коли відбувається використання повітряного простору, метеорологічні та поведінкові – за яких умов і яким чином реалізується політ, а техногенно-геометричні – у яких просторових і висотних межах може виникати потенційна взаємодія з вітроенергетичною установкою. Їх інтеграція формує основу для кількісної характеристики потенційної експозиції EE.

Послідовність (1) відображає не просту сукупність чинників, а функціональний ланцюг підготовки та трансформації даних. На першому етапі первинні спостереження X переводяться у просторово локалізовану характеристику використання повітряного простору S. Часова компонента T визначає періоди та тривалість такого використання, тоді як M і B характеризують умови та спосіб реалізації польотної активності. Інтеграція цих компонентів із геометричними характеристиками вітроенергетичної установки формує характеристику потенційної експозиції E. Лише після цього стає можливим перехід до механістичного визначення параметрів колізійної взаємодії C та потенційного ризику R.

Таким чином, ІПБМ-КР не є альтернативою CRM і не замінює її розрахункових процедур. Модель визначає структуру та послідовність підготовки вхідних даних, необхідних для коректного застосування механістичного моделювання колізійної взаємодії. У цьому полягає її принципова відмінність від CRM як окремого розрахункового інструменту.

Використання генеративного штучного інтелекту. Під час підготовки рукопису використано інструмент генеративного штучного інтелекту ChatGPT (OpenAI) для мовного редагування та вдосконалення структури тексту, уточнення формулювань, логічного структурування матеріалу та методологічного обговорення окремих положень дослідження. Наукова концепція, методологічні рішення, інтерпретація результатів, добір і перевірка наукових джерел та остаточний зміст рукопису визначені й критично перевірені автором. Автори несуть повну відповідальність за достовірність, наукову обґрунтованість і зміст представленого матеріалу.

Результати досліджень. *Методологічна декомпозиція потенційного колізійного ризику.* Проведений методологічний аналіз показав, що формування потенційної колізійної небезпеки у гірських вітроенергетичних районах визначається взаємодією щонайменше п’яти функціональних груп характеристик: просторових, часових, метеорологічних, поведінкових і техногенно-геометричних. *Просторові характеристики* визначають положення та структуру використання повітряного простору, включаючи горизонтальні координати, висоту польоту, маршрути переміщення, місця концентрації та функціональні ділянки. У тривимірному представленні висота z є складовою просторового положення, тому не розглядається як незалежний від просторового компонент. *Часові* – визначають сезонну, добову та погодинну динаміку польотної активності, а також тривалість перебування птахів у потенційно небезпечних просторових і висотних інтервалах. *Метеорологічні* – описують умови, здатні змінювати просторово-часову структуру польотів: напрям і швидкість вітру, видимість, опади, хмарність та інші релевантні параметри. Для гірських територій їх значення посилюється взаємодією з орографічними особливостями та формуванням локальних повітряних потоків. *Поведінкові* – охоплюють тип і характер польоту, маневрування, використання висхідних потоків, напрямок переміщення, реакцію на вітроенергетичні установки та параметри уникнення. *Техногенно-геометричні* – визначають просторову конфігурацію потенційної взаємодії та включають координати й висоту турбіни, діаметр ротора, висоту нижньої та верхньої точок його обертання, операційний режим та інші параметри, необхідні для механістичного моделювання.

Таке структурування уточнює причинний механізм формування ризику. Просторова і часова компоненти визначають де і коли відбувається використання повітряного простору; метеорологічна та поведінкова – за яких умов і яким чином реалізується політ; техногенно-геометрична – наскільки просторово та висотно цей політ може перекриватися із зоною функціонування ротора. Їх інтеграція формує передумови для кількісної характеристики потенційної експозиції.

Сучасні емпіричні дослідження підтверджують необхідність такого багаторівневого представлення. Therkildsen et al. [7] продемонстрували зміни траєкторій польоту великих птахів після спорудження високих вітротурбін, що свідчить про значення поведінкової відповіді та просторової перебудови польотів. Johnston et al. [9] встановили, що метод визначення

висоти польоту може впливати на результати моделювання колізійного ризику. Schaub et al. [18] показали видоспецифічний характер взаємозв'язку між висотою польоту, геометрією турбін та модельованою ймовірністю зіткнення. Нові GPS-дослідження також підтверджують значення геометричних характеристик ротора, зокрема його діаметра та висоти нижньої точки обертання, для величини потенційного перекриття з польотами птахів [17].

Отже, потенційний колізійний ризик не може бути адекватно представлений одним просторовим показником, середньою інтенсивністю польотів або фактом присутності виду в межах території вітроенергетичного об'єкта. Його методично коректне представлення потребує послідовного врахування просторової, часової, метеорологічної, поведінкової та техногенно-геометричної компонент.

Структура ІПБМ-КР. На основі проведеного методологічного аналізу сформовано восьмирівневу конструкцію ІПБМ-КР. Її принциповою особливістю є розмежування характеристик польотної активності, умов потенційної експозиції та механістичних параметрів колізійної взаємодії.

Відповідно до моделі, первинні емпіричні дані X не переходять безпосередньо у показник ризику. Вони послідовно структуруються за просторовою S та часовою T координатами, доповнюються метеорологічним M і поведінковим B контекстом, після чого інтегруються з геометрією та операційними характеристиками вітротурбіни для визначення потенційної експозиції E. На наступному етапі параметри експозиції використовуються для механістичного моделювання потенційної колізійної взаємодії C, результатом якого є характеристика потенційного ризику R.

Таким чином, структура ІПБМ-КР забезпечує послідовне функціональне розмежування компонентів, які у традиційних спрощених підходах можуть бути агреговані в один показник. Її ключовим результатом є виділення експозиції EE як проміжної ланки між просторово-часовою характеристикою використання повітряного простору та механістичним моделюванням колізійної взаємодії.

Це дає змогу трактувати високий рівень польотної активності не як безпосередній доказ високого колізійного ризику, а як потенційну передумову його формування, величина якої залежить від просторового й висотного перекриття з небезпечною зоною, часових умов, характеристик турбіни та поведінкової відповіді птахів.

Просторово-часове вікно потенційної колізійної взаємодії. Для локалізації умов підвищеної потенційної експозиції у межах ІПБМ-КР введено поняття просторово-часового вікна потенційної колізійної взаємодії:

$$\mathrm{WCR} = \{(x, y, z, t): \mathrm{E}(x, y, z, t) \geq E_{thr}\}$$

де E_{thr} – заданий поріг (визначається на етапі практичної параметризації залежно від завдання та масштабу аналізу);
E(x,y,z,t) – значення потенційної експозиції;
WCR – множина просторово-часових умов, що відповідають або перевищують цей поріг.

На відміну від просторового поширення виду або окремої точки спостереження, характеризує сукупність просторових, часових, метеорологічних і поведінкових умов, за яких формується підвищена потенційна експозиція до взаємодії з вітроенергетичною установкою. При цьому W_{CR} не є територією гарантованого зіткнення і не може інтерпретуватися

Таблиця 1

Структура ІПБМ-КР та функціональне призначення її компонентів

Компонент	Зміст	Основні параметри	Функціональне призначення
X	первинні емпіричні дані	вид, кількість особин, реєстрації польотів, траєкторії, час спостереження, висота	формування вихідного масиву даних
S	просторова структура	x,y,z, маршрут, ділянка, відстань до турбіни	просторова локалізація польотної активності
T	часова структура	сезон, місяць, година, тривалість польоту	визначення часової неоднорідності експозиції
M	метеорологічний контекст	швидкість і напрям вітру, опади, видимість, хмарність	характеристика середовищних умов польоту
B	поведінкова структура	тип польоту, маневрування, напрямок, уникнення	характеристика поведінкової відповіді
E	потенційна експозиція	просторово-часове перекриття польотів із зоною потенційної взаємодії	кількісна характеристика можливості контакту
C	колізійна взаємодія	геометрія траєкторії та ротора, параметри руху, операційний режим	механістичне моделювання потенційного зіткнення
R	потенційний колізійний ризик	результат інтеграції експозиції, параметрів взаємодії та уникнення	узагальнення потенційної колізійної небезпеки

ISSN: 2306-9716 (Print), ISSN: 2664-6110 (Online)

як карта фактичної смертності. Його функція полягає у виділенні просторово-часових умов, які потребують подальшого механістичного аналізу колізійної взаємодії.

Для гірських вітроенергетичних районів такий підхід має особливе значення, оскільки потенційно небезпечні умови можуть бути локалізовані не лише у горизонтальній площині навколо турбіни, а й у певному поєднанні висоти польоту, часу, метеорологічних умов і характеристик польотної поведінки.

Таким чином, W_{CR} є просторово-часовим представленням області підвищеної експозиції, яка може бути використана як вхідна область для подальшого механістичного моделювання колізійної взаємодії.

Просторова роль GIS. У межах ІПБМ-КР GIS розглядається не як самостійна модель потенційного колізійного ризику, а як середовище просторової інтеграції, локалізації та візуалізації різнорідних даних, необхідних для реалізації окремих компонентів моделі.

У GIS-середовищі можуть бути інтегровані: цифрова модель рельєфу; межі та геометричні характеристики вітроенергетичних об'єктів; місця концентрації птахів; маршрути та траєкторії переміщень; висотні характеристики польотів; типи оселищ; міграційні коридори; метеорологічні поля; результати просторово-часового розрахунку експозиції; просторовий розподіл параметрів потенційної колізійної взаємодії та ризику.

Функціонально GIS забезпечує просторову реалізацію компоненти S, інтеграцію її з іншими компонентами ІПБМ-КР та формування просторово явних представлень E, C і R. Отже, GIS у запропонованій конструкції виступає інфраструктурним рівнем моделі, що поєднує первинні просторові дані, результати їх інтеграції та вихідні картографічні продукти. У цій роботі R розглядається як вихідна характеристика ієрархічної структури моделі, тоді як конкретна функціональна форма її кількісного розрахунку залежить від параметризації механістичного компонента C та не визначається як універсальна функція в межах цієї методологічної конструкції.

Сучасні просторові дослідження підтверджують доцільність просторово явного представлення ризику. Моделі просторового ризику для морських птахів продемонстрували можливість локалізації зон підвищеного ризику на локальному масштабі [8, 29], тоді як великомасштабні GPS-дослідження дали змогу визначати території підвищеної чутливості птахів до взаємодії з енергетичною інфраструктурою [10, 16]. Просторово явні моделі також можуть бути співвіднесені з довгостроковими даними смертності, що створює можливості для перевірки відповідності модельованих зон фактичним просторовим патернам загибелі [15].

Висотний компонент просторової структури. Для гірських вітроенергетичних районів висотна структура польотів є критичною характеристикою просторового використання повітряного простору. У межах ІПБМ-КР вона не виділяється в окремий незалежний рівень, а розглядається як третя координата просторової компоненти S: p=(x,y,z), де z характеризує висоту польоту. Для зіставлення висотної структури польотів із геометрією вітроенергетичної установки доцільно визначати: $H_b=z_b$,, де H_b – висота польоту птаха, та $H_r=[H_{min}, H_{max}]$, де H_r – діапазон висот, у межах якого розташована площина обертання ротора.

Потенційна висотна експозиція виникає за умови: $H_b \in H_r$. Однак просте висотне перекриття не є достатньою умовою для встановлення колізійної взаємодії. Воно не враховує горизонтальне положення птаха відносно ротора, напрямок і швидкість його руху, параметри траєкторії, поведінкове уникнення та операційний режим вітроенергетичної установки.

Тому висота польоту використовується як просторовий параметр експозиції EE, тоді як її перехід у характеристики колізійної взаємодії C потребує врахування повної просторової геометрії траєкторії та ротора.

Часовий компонент. Потенційна експозиція є динамічною характеристикою, просторовий прояв якої змінюється у часі залежно від сезону, часу доби, фази міграції та метеорологічних умов. Дослідження довгострокової смертності свідчать про виражену сезонність загибелі птахів [19]. Для окремих груп максимальна кількість смертей припадає на міграційні періоди, тоді як для осілих видів сезонна структура може бути іншою. У дослідженні малого дрохва також встановлено суттєві відмінності польотної активності між сезонами, статями та часом доби [20].

Отже, усереднення польотної активності за рік може маскувати короткочасні періоди підвищеної експозиції, особливо за умов міграційних переміщень або специфічних метеорологічних ситуацій.

У межах ІПБМ-КР пропонується використовувати щонайменше три рівні часової деталізації: $T=\{T_{season},T_{day},T_{event}\}$, де T_{season} – сезонна структура, T_{day} – добова структура, а T_{event} – подієва структура, пов'язана з конкретними погодними, міграційними або іншими екологічно значущими умовами. Така декомпозиція дає змогу перейти від середньостатистичної характеристики польотної активності до виявлення часових інтервалів концентрації потенційної експозиції, які надалі можуть бути використані у механістичному моделюванні.

Поведінковий компонент. Поведінка птахів є одним із ключових джерел невизначеності під час переходу від потенційної експозиції до колізійної взаємодії. Вона визначає, якою мірою просторово-часове перекриття траєкторії польоту із потенційною зоною взаємодії трансформується у фактичне наближення до ротора або його уникнення. Сучасні дослідження демонструють видоспецифічність поведінкових характеристик та їх залежність від метеорологічних

і часових факторів [25]. Автоматизовані системи спостереження та тривимірне відстеження траєкторій створюють можливості для кількісного визначення параметрів польоту, зміни траєкторії та поведінкового уникнення [23]. У зв'язку з цим компонент B у ІПБМ-КР не є лише контекстною характеристикою. Він бере участь у параметризації переходу від експозиції E до колізійної взаємодії C, зокрема через характеристики траєкторії, маневрування, напрямку руху та уникнення вітроенергетичної установки.

Таким чином, просторові, часові та поведінкові характеристики не трактуються як незалежні фактори ризику, що механічно додаються один до одного. Вони формують взаємопов'язану систему параметрів, яка визначає коли, де та за яких умов виникає потенційна експозиція, тоді як механістичний блок визначає подальші умови її трансформації у потенційну колізійну взаємодію.

Обговорення.

Сформована ІПБМ-КР розвиває підхід до аналізу впливу вітроенергетики на орнітофауну від статичного просторового представлення до просторово-часової та поведінково орієнтованої структури аналізу, у якій потенційний колізійний ризик розглядається як результат послідовної інтеграції характеристик використання повітряного простору, умов середовища, поведінки птахів і геометрично-операційних параметрів вітроенергетичних установок.

Принциповим положенням ІПБМ-КР є розмежування потенційної експозиції, колізійної взаємодії та ризику. Експозиція характеризує просторово-часову можливість потенційного контакту птаха з функціональною зоною вітроенергетичної установки, але сама по собі не свідчить про виникнення колізії. Для переходу від експозиції до характеристики потенційної колізійної взаємодії необхідне додаткове врахування просторової геометрії траєкторії, параметрів руху птаха та ротора, режиму роботи установки, а також поведінкового уникнення. Відповідно, високий рівень польотної активності або саме перебування птаха у висотному діапазоні ротора не може автоматично трактуватися як високий колізійний ризик.

Таке розмежування узгоджується із сучасними просторовими підходами, у яких спочатку встановлюється ступінь просторового перекриття використання повітряного простору птахами з розташуванням або функціональною зоною вітроенергетичних об'єктів, після чого здійснюється перехід до характеристики потенційної смертності або ризику [14–16]. Для мігруючих хижих птахів показано, що характер потенційної експозиції може істотно змінюватися протягом річного циклу, тому характеристика ризику лише за місцем розташування гніздових або кормових територій не відображає всієї просторово-часової структури взаємодії [16]. У цьому контексті ІПБМ-КР акцентує не лише на тому, де присутній вид, а на тому, де, коли та за яких умов він фактично використовує повітряний простір.

Другою принциповою особливістю є інтеграція вертикального виміру до просторової структури польотів. Для гірських територій це має особливе значення, оскільки орографічні та метеорологічні умови можуть формувати локальні потоки, що впливають на висоту та напрямок переміщення птахів. Тому двовимірне представлення просторового використання території без інформації про висоту може призводити як до переоцінювання, так і до недооцінювання потенційного перекриття траєкторій із площиною обертання ротора. Тривимірне моделювання та GPS-дані розширюють можливості виявлення таких просторових взаємодій [6, 9, 18, 30]. У ІПБМ-КР висота не виділяється як незалежний фактор, а є третьою координатою просторової компоненти SS, що забезпечує узгодження вертикальної структури польотів із геометрією вітроенергетичної установки.

Третім важливим положенням є врахування динамічної поведінки птахів. Птахи не є пасивними об'єктами потенційного ризику: їхні траєкторії можуть змінюватися залежно від просторового розташування інфраструктури, метеорологічних умов, характеристик польоту та індивідуально-видових особливостей. Дослідження великих птахів після спорудження турбін демонструють зміни траєкторій у безпосередній близькості до інфраструктури [7]. Дані GPS-трекінгу червоного шуліки також свідчать про зв'язок між просторовою геометрією турбіни та параметрами потенційної колізійної взаємодії [17], тоді як дослідження поведінки за різних погодних умов підтверджують варіабельність уникнення [25]. Отже, параметризація експозиції лише за геометричним перекриттям є недостатньою без урахування поведінкової відповіді. У запропонованій моделі компонент BB забезпечує зв'язок між характеристикою експозиції EE та параметрами механістичного блоку CC.

Четвертою особливістю є включення CRM до послідовної структури підготовки та інтеграції даних, а не його трактування як автономного джерела кінцевої характеристики ризику. Критичний аналіз розвитку моделей колізійного ризику вказує на значну різноманітність існуючих підходів і водночас на проблеми їх валідації, параметризації та стандартизації [11]. Тому сама математична складність CRM не гарантує підвищення достовірності результату. Його надійність значною мірою визначається якістю вхідних даних, відповідністю їх просторової та часової роздільності досліджуваному процесу, обґрунтованістю параметрів уникнення та врахуванням невизначеності.

У цьому відношенні ІПБМ-КР виконує організаційно-методичну функцію щодо CRM: вона визначає, які характеристики польотної активності та середовища мають бути локалізовані у просторі й часі, як вони інтегруються у характеристику експозиції та які дані необхідні для подальшого механістичного моделювання колізійної взаємодії. Таким

чином, модель не створює альтернативи CRM, а формує структурований інформаційний контур для його застосування. Це особливо важливо за умов неоднорідності польотних даних і значної просторово-часової варіабельності поведінки птахів.

П'ятою особливістю є багатомасштабність застосування моделі. На регіональному рівні ІПБМ-КР може бути використана для просторового зонування територій за потенційною експозицією та визначення ділянок, де подальше планування вітроенергетичного розвитку потребує поглибленого орнітологічного аналізу. На локальному рівні модель може застосовуватися для характеристики окремої вітроелектростанції, групи турбін або конкретних траєкторій польоту. На операційному рівні просторово-часова структура експозиції створює передумови для виявлення часових інтервалів підвищеної потенційної взаємодії, які в подальшому можуть розглядатися при розробленні адаптивних режимів експлуатації.

Такий багатомасштабний підхід узгоджується із сучасною практикою просторового планування, у межах якої одним із напрямів мінімізації потенційного впливу є уникнення територій із підвищеною чутливістю орнітофауни ще на етапі планування розміщення енергетичних об'єктів [26, 27]. Водночас відмінності у просторовому розподілі та рівнях потенційного впливу між видами й регіонами свідчать про обмеженість універсальних просторових оцінок, однаковою мірою застосовних до всіх видів або територій [13, 15, 16, 20, 21]. Саме тому ІПБМ-КР орієнтована на контекстну параметризацію, за якої просторові, часові, метеорологічні та поведінкові характеристики формуються відповідно до конкретної території та досліджуваної таксономічної групи [28].

Окремого розгляду потребує валідація моделі. Сформована конструкція є методологічною моделлю інтеграції просторово-часових даних і не повинна ототожнюватися з емпірично підтвердженою моделлю фактичної смертності. Перевірка її прогностичної спроможності потребує зіставлення модельованих зон потенційної експозиції та ризику з незалежними даними післябудівельного моніторингу, зокрема результатами систематичного пошуку загиблих птахів, автоматизованого виявлення польотів та, за можливості, GPS-трекінгу [15, 19, 24]. Дослідження, у яких просторові моделі ризику співвідносилися з довгостроковими даними смертності, демонструють принципову цінність такого підходу [15]. Стандартизовані протоколи застосування автоматизованих систем спостереження, своєю чергою, створюють методичну основу для отримання відтворюваних даних про траєкторії та поведінку птахів [23].

Водночас ІПБМ-КР має низку обмежень, які визначають межі її інтерпретації. По-перше, просторово-часова параметризація потребує достатнього обсягу та репрезентативності польотних даних; нерівномірність спостережень у просторі або часі може впливати на структуру модельованої експозиції. По-друге, достовірність вертикальної компоненти залежить від точності визначення висоти польоту. По-третє, параметри уникнення є потенційно видоспецифічними та можуть змінюватися залежно від умов середовища, характеристик турбіни та досвіду птахів. По-четверте, характеристика потенційного колізійного ризику не може безпосередньо інтерпретуватися як демографічний ефект на популяцію без окремого врахування чисельності популяції, продуктивності, вікової структури, просторової структури популяції та можливих компенсаторних механізмів.

Отже, основним методологічним результатом є не створення альтернативи існуючим CRM, а формування послідовного просторово-часового контуру переходу від первинних спостережень до механістичного моделювання потенційної колізійної взаємодії. Ключовою проміжною ланкою цього переходу є характеристика потенційної експозиції, сформована на основі тривимірного використання повітряного простору, часової структури польотів, метеорологічного контексту, поведінкових характеристик і геометрії вітроенергетичної установки. Така структура забезпечує прозоре розмежування того, що безпосередньо спостерігається, що моделюється як потенційна експозиція і що потребує подальшої механістичної параметризації. Для гірських вітроенергетичних районів це створює методичну основу для переходу від загальної характеристики присутності орнітофауни до просторово й часово локалізованого аналізу потенційної взаємодії з вітроенергетичною інфраструктурою.

Висновки. Обґрунтовано необхідність переходу від усереднених характеристик польотної активності до просторово-, висотно- та часово структурованого аналізу використання повітряного простору орнітофауною під час дослідження потенційного колізійного ризику у гірських вітроенергетичних районах.

Встановлено, що характеристика потенційного колізійного ризику потребує інтеграції просторових, часових, метеорологічних, поведінкових та техногенно-геометричних параметрів. При цьому висота польоту розглядається як складова тривимірної просторової структури, що забезпечує врахування вертикального виміру використання повітряного простору.

Обґрунтовано методичне розмежування потенційної експозиції, колізійної взаємодії та потенційного колізійного ризику. Потенційна експозиція характеризує просторово-часову можливість взаємодії птахів із функціональною зоною вітроенергетичної установки, тоді як характеристика колізійної взаємодії та ризику потребує додаткового врахування геометрії траєкторії, параметрів руху, операційних характеристик установки та поведінкового уникнення.

Сформовано інтегровану просторово-часову багаторівневу модель потенційного колізійного ризику ІПБМ-КР, яка встановлює послідовний зв'язок між

первинними емпіричними даними, просторовою та часовою структурою використання повітряного простору, метеорологічними й поведінковими характеристиками, потенційною експозицією та подальшим механістичним моделюванням колізійної взаємодії: X→S→T→M→B→E→C→R.

Сформовано поняття просторово-часового вікна потенційної колізійної взаємодії W_{CR} як локалізованої комбінації умов, за яких потенційна експозиція перевищує встановлений поріг. Водночас W_{CR} характеризує умови потенційної взаємодії, а не фактичну смертність чи гарантовану зону зіткнення.

Визначено функціональне місце CRM у складі ІПБМ-КР як механістичного компонента моделювання потенційної колізійної взаємодії та ризику. Сформована структура формує методичну основу для GIS-реалізації, територіальної параметризації та подальшої емпіричної перевірки моделі із використанням високоточних даних про траєкторії польотів, поведінкове уникнення та післябудівельний моніторинг.

Конфлікт інтересів: автор Морозова Т.В. є членом редакційної колегії журналу. Для забезпечення незалежності редакційного процесу рукопис розглядався редактором, який не мав конфлікту інтересів з автором. Автор не брав участі у відборі рецензентів, процесі рецензування та прийнятті рішення щодо публікації статті. Рукопис пройшов стандартну процедуру подвійного сліпого рецензування.

Література

1. Fernández-Bellon D. Limited accessibility and bias in wildlife-wind energy knowledge: A bilingual systematic review of a globally distributed bird group. Science of the Total Environment. 2020. Vol. 737. 140238. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140238.
2. Khosravifard S., Skidmore A. K., Naimi B., Venus V., Muñoz A. R., Toxopeus A. G. Identifying birds' collision risk with wind turbines using a multidimensional utilization distribution method. Wildlife Society Bulletin. 2020. Vol. 44, No. 1. P. 191–199. DOI: https://doi.org/10.1002/wsb.1056.
3. Choi D. Y., Wittig T. W., Kluever B. M. An evaluation of bird and bat mortality at wind turbines in the Northeastern United States. PLOS ONE. 2020. Vol. 15, No. 8. e0238034. DOI: https://doi.org/10.1371/journal.pone.0238034.
4. Silva J. P., et al. Bird displacement by wind turbines: Assessing current knowledge and recommendations for future studies. Birds. 2021. Vol. 2, No. 4. P. 460–475. DOI: https://doi.org/10.3390/birds2040034.
5. Therkildsen O. R., Balsby T. J. S., Kjeldsen J. P., Nielsen R. D., Bladt J., Fox A. D. Changes in flight paths of large-bodied birds after construction of large terrestrial wind turbines. Journal of Environmental Management. 2021. Vol. 290. 112647. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112647.
6. Linder A. C., Lyhne H., Laubek B., Bruhn D., Pertoldi C. Modeling species-specific collision risk of birds with wind turbines: A behavioral approach. Symmetry. 2022. Vol. 14, No. 12. 2493. DOI: https://doi.org/10.3390/sym14122493.
7. Linder A. C., Lyhne H., Laubek B., Bruhn D., Pertoldi C. Quantifying raptors' flight behavior to assess collision risk and avoidance behavior to wind turbines. Symmetry. 2022. Vol. 14, No. 11. 2245. DOI: https://doi.org/10.3390/sym14112245.
8. Mikami K., Kazama K., Kazama M. T., Watanuki Y. Mapping the collision risk between two gull species and offshore wind turbines: Modelling and validation. Journal of Environmental Management. 2022. Vol. 316. 115220. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115220.
9. Gauld J. G., Silva J. P., Atkinson P. W., et al. Hotspots in the grid: Avian sensitivity and vulnerability to collision risk from energy infrastructure interactions in Europe and North Africa. Journal of Applied Ecology. 2022. Vol. 59. P. 1496–1512. DOI: https://doi.org/10.1111/1365-2664.14160.
10. Johnston D. T., Thaxter C. B., Boersch-Supan P. H., Davies J. G., Clewley G. D., Green R. M. W., Shamoun-Baranes J. Flight heights obtained from GPS versus altimeters influence estimates of collision risk with offshore wind turbines in Lesser Black-backed Gulls Larus fuscus. Movement Ecology. 2023. Vol. 11. 66. DOI: https://doi.org/10.1186/s40462-023-00431-z.
11. Nilsson A. L. K., Molværsmyr S., Breistøl A., et al. Estimating mortality of small passerine birds colliding with wind turbines. Scientific Reports. 2023. Vol. 13. 21365. DOI: https://doi.org/10.1038/s41598-023-46909-z.
12. Lloyd J. D., Butryn R., Pearman-Gillman S., Allison T. D. Seasonal patterns of bird and bat collision fatalities at wind turbines. PLOS ONE. 2023. Vol. 18, No. 5. e0284778. DOI: https://doi.org/10.1371/journal.pone.0284778.
13. Balotari-Chiebao F., Santangeli A., Piirainen S., Byholm P. Wind energy expansion and birds: Identifying priority areas for impact avoidance at a national level. Biological Conservation. 2023. Vol. 277. 109851. DOI: https://doi.org/10.1016/j.biocon.2022.109851.
14. Martin G. R., Banks A. N. Marine birds: Vision-based wind turbine collision mitigation. Global Ecology and Conservation. 2023. Vol. 42. e02386. DOI: https://doi.org/10.1016/j.gecco.2023.e02386.
15. Morant J., Arrondo E., Sánchez-Zapata J. A., Donázar J. A., Margalida A., Carrete M., Blanco G., Guil F., Serrano D., Pérez-García J. M. Fine-scale collision risk mapping and validation with long-term mortality data reveal current and future wind energy development impact on sensitive species. Environmental Impact Assessment Review. 2024. Vol. 104. 107339. DOI: https://doi.org/10.1016/j.eiar.2023.107339.
16. Assandri G., Bazzi G., Bermejo-Bermejo A., et al. Assessing exposure to wind turbines of a migratory raptor through its annual life cycle across continents. Biological Conservation. 2024. Vol. 293. 110592. DOI: https://doi.org/10.1016/j.biocon.2024.110592.
17. Škrábal J., Raab M., Raab R., et al. Red kite (Milvus milvus) collision risk is higher at wind turbines with larger rotors and lower clearance, evidenced by GPS tracking. Biological Conservation. 2025. Vol. 312. 111482. DOI: https://doi.org/10.1016/j.biocon.2025.111482.
18. Schaub T., Klaassen R. H. G., De Zutter C., et al. Effects of wind turbine dimensions on the collision risk of raptors: A simulation approach based on flight height distributions. Science of the Total Environment. 2024. Vol. 954. 176551. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.176551.

19. Ballester C., Dupont S. M., Corbeau A., Chambert T., Duriez O., Besnard A. A standardized protocol for assessing the performance of automatic detection systems used in onshore wind power plants to reduce avian mortality. Journal of Environmental Management. 2024. Vol. 354. 120437. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.120437.
20. Bretagnolle V., Merot A., Martineau A., Dedeban E., Chargé R., Debenest E. Wind turbine threats to bustards: Spatially explicit risk modelling from empirical data. Biological Conservation. 2025. Vol. 310. 111391. DOI: https://doi.org/10.1016/j.biocon.2025.111391.
21. Etard A., Jung M., Visconti P. Risk to European birds from collisions with wind-energy facilities. Biological Conservation. 2026. Vol. 319. 111875. DOI: https://doi.org/10.1016/j.biocon.2026.111875.
22. Sandvig E. M., Saldanha S., Norambuena H. V. High collision vulnerability of Two-banded Plovers to wind turbines revealed by GPS tracking with probabilistic altitude modelling. Journal of Applied Ecology. 2026. Vol. 63, No. 7. e70487. DOI: https://doi.org/10.1111/1365-2664.70487.
23. Mercker M., Škrábal J., Blew J., et al. Smart flying in challenging skies: How Red Kites adjust wind turbine micro- and meso-avoidance across weather and experience. Scientific Reports. 2026. Vol. 16. 12939. DOI: https://doi.org/10.1038/s41598-026-45894-3.
24. Yordanov N., Zehtindjiev P., Whitfield D. P. Long-term decline in bird collisions at operational wind farms: Evidence from systematic monitoring to support sustainable wind energy development (2010–2024). Sustainability. 2026. Vol. 18, No. 2. 992. DOI: https://doi.org/10.3390/su18020992.
25. Cook A. S. C. P., Salkanovic E., Masden E., Lee H. E., Kiilerich A. H. A critical appraisal of 40 years of avian collision risk modelling: How have we got here and where do we go next? Environmental Impact Assessment Review. 2025. Vol. 110. 107717. DOI: https://doi.org/10.1016/j.eiar.2024.107717.
26. NatureScot. Guidance on using an updated collision risk model to assess bird collision risk at onshore wind farms. NatureScot, 2024. DOI/URL не зазначається.
27. Band W. Using a collision risk model to assess bird collision risks for onshore wind farms. NatureScot Research Report 909. NatureScot, 2024.
28. NatureScot. Wind farm impacts on birds: Use of avoidance rates in the NatureScot Wind Farm Collision Risk Model. Version 4. NatureScot, September 2025.
29. Fauchald P., Ollus V. M. S., Ballesteros M., Breistøl A., Christensen-Dalsgaard S., Molværsmyr S., Tarroux A., Systad G. H., Moe B. Mapping seabird vulnerability to offshore wind farms in Norwegian waters. Frontiers in Marine Science. 2024. Vol. 11. 1335224. DOI: https://doi.org/10.3389/fmars.2024.1335224.
30. Fritz E., Turrini M., Breuer J. Avian collision risk with reference wind turbines: Effects of geometry, operation, and flight height distribution. Applied Sciences. 2026. Vol. 16, No. 14. 7354. DOI: https://doi.org/10.3390/app16147354

Дата першого надходження статті до видання: 28.09.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 04.11.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 23.11.2026

УДК 595.796/.799-15
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.6-69.15

ФАУНА ТА ЕКОЛОГІЯ APIDAE (APOIDEA, HYMENOPTERA, INSECTA) НАЦІОНАЛЬНОГО ПРИРОДНОГО ПАРКУ «ВЕРХОВИНСЬКИЙ»

Римарук П.В. (orcid.org/0009-0004-3082-6206)
Сіренко А.Г. (orcid.org/0000-003-2253-0937)
Карпатський національний університет імені Василя Стефаника
вул. Галицька, 201, 76000, м. Івано-Франківськ
rymarukp@gmail.com, bratlibo@yahoo.co.uk

Проведено дослідження фауни та екології Apidae (Apoidea, Hymenoptera, Insecta) Національного природного парку «Верховинський» та прилеглих територій. Дослідження проводились в 2002 – 2026 роках в різних біотопах, ектонохах, стаціонарах на різних висотах протягом весняно-літнього сезону. Виявлено 36 видів Apidae з 7 родів (з 6 за іншою класифікацією), досліджено біотопічний розподіл виявлених видів, висотний градієнт, харчову спеціалізацію, способи будови гнізда. Виявлено висотний градієнт розподілу видових комплексів Apidae в умовах гірських масивів Чивчини та Гриняви – простежується висока негативна кореляція, з висотою видове багатство зменшується (ρ = – 0,985). Найбільш багатий видами Apidae виявився екотон гірських прирічкових лук (29 виявлений вид), найбідніший видами виявився екотон субальпійських лук (12 виявлених видів). Серед 36 виявлених видів 11 видів зустрічались в усіх біотопах, екотонах та стаціонарах дослідження, на всіх висотах. 9 виявлених видів зустрічались тільки в одному дослідженому біотопі/екотоні. 9 виявлених видів ведуть одиночний спосіб життя з різними формами кооперації самок, 11 виявлений видів ведуть гуртосімейний спосіб життя, 16 виявлених видів є клептопаразитами інших видів родини Apidae. З 36 виявлених вільноживучих видів 7 видів риють в землі нори для гнізда (так звані бджоли-копачі), 11 виявлених видів використовують для гнізд готові порожнини в землі чи дереві – нори гризунів чи інших тварин, 2 види вигризають для гнізда порожнину в мертвій деревині. З 36 виявлених видів 19 видів мають різні форми євразійського ареалу, 4 види транспалеарктичні ареали, 8 видів західнопалеарктичні ареали, 3 види мають різні форми європейських ареалів, 1 вид має голарктичний ареал, 1 вид – космополітичний ареал. Виявлено висотний градієнт розподілу видових комплексів Apidae в умовах Національного природного парку «Верховинський» і прилеглих територій – простежується висока негативна кореляція, з висотою видове багатство видових комплексів Apidae зменшується (ρ = – 0,985). Найбільш багатий видами Apidae виявився екотон гірських прирічкових лук (29 виявлених видів), найбідніший видами виявився біотоп субальпійських лук (12 виявлених видів). В умовах Національного природного парку «Верховинський» найбільш фауністично спорідненими по видовим комплексам Apidae виявились біотопи субальпійських лук (G) та криволісся сосни гірської (F) (S = 78,57; K = 0,880) – біотопи найбільш близькі висотно, подібні по температурному та вітровому факторам. Найбільш віддаленими виявились екотон прирічкових гірських лук (A) та біотоп ялинового пралісу (C) (S = 43,75; K = 0,609) – найбільш відмінні біотопи та екотони щодо флористичних комплексів. *Ключові слова:* Apidae, Apoidea, Hymenoptera, Insecta, фауна, екологія.

Fauna and ecology of Apidae (Apoidea, Hymenoptera, Insecta) of Verkhovynskyi National Nature Park. Rymaruk P., Sirenko A.
A study was conducted on the fauna and ecology of Apidae (Apoidea, Hymenoptera, Insecta) in the Verkhovynsky National Nature Park and adjacent areas. Research took place between 2002 and 2026 across various biotopes, ecotones, and study sites at different elevations during the spring-summer season. Thirty-six species of Apidae belonging to seven genera (or six, according to an alternative classification) were identified; the study examined their biotope distribution, altitudinal gradient, trophic specialization, and nesting habits. An altitudinal gradient in the distribution of Apidae species assemblages was observed in the Chyvchyn and Hryniava mountain massifs: a strong negative correlation exists, with species richness decreasing as elevation increases (ρ = -0.985). The ecotone of mountain riparian meadows was the richest in Apidae species (29 species recorded), while the subalpine meadow ecotone was the poorest (12 species recorded). Of the 36 identified species, 11 were found in all studied biotopes, ecotones, and sites across all elevations. Nine species were found in only one of the studied biotopes or ecotones. Regarding lifestyle, nine species are solitary (exhibiting various forms of female cooperation), 11 are eusocial, and 16 are kleptoparasites of other Apidae species. Of the 36 free-living species identified, 7 dig nesting burrows in the ground (so-called mining bees), 11 utilize pre-existing cavities in the soil or wood – such as rodent or other animal burrows – for their nests, and 2 excavate nesting cavities in dead wood. Regarding their distribution ranges, 19 of the 36 species exhibit various forms of a Eurasian range, 4 are trans-Palaearctic, 8 are West Palaearctic, 3 have various European ranges, 1 is Holarctic, and 1 is cosmopolitan. An elevational gradient in the distribution of Apidae species assemblages was identified within the Verkhovynsky National Nature Park and adjacent areas; a strong negative correlation was observed, whereby species richness decreases with increasing altitude (ρ = -0.985). The ecotone of mountain riparian meadows proved to be the richest in Apidae species (29 species), while the subalpine meadow biotope was the poorest (12 species). Within the Verkhovynsky National Nature Park, the biotopes showing the greatest faunistic affinity regarding Apidae species assemblages were subalpine meadows (G) and mountain pine crooked forest (F) (S = 78.57; K = 0.880) – biotopes that are closest in terms of elevation and similar regarding temperature and wind conditions. The ecotone of riparian mountain meadows (A) and the spruce old-growth forest biotope (C) proved to be the most distant (S = 43.75; K = 0.609)–the most distinct biotopes and ecotones in terms of floristic complexes. *Key words:* Apidae, Apoidea, Hymenoptera, Insecta, fauna, ecology.

© Римарук П.В., Сіренко А.Г., 2026
Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY 4.0

Вступ. Бджоли родини Apidae (Apoidea, Hymenoptera, Insecta) належать до одних з найбільш досліджених груп бджолиних (Apoidea) щодо фауністики та екології як на території Українських Карпат, так і на території України загалом, так і щодо світової фауни в цілому. Особливий інтерес дослідників викликала так звана «карпатська бджола» – аборигенний підвид бджоли медоносної (*Apis mellifera carpatica* Foti, 1965), що зустрічається у високогірних районах Українських Карпат. Проте, в умовах глобальної зміни клімату, посиленого антропогенного тиску, що особливо сильно впливають на гірські екосистеми, фауна та екологія Apidae потребує подальших досліджень, в першу чергу з метою моніторингу монтанних екосистем, територій національних парків включно [1, 2, 3]. Під впливом зміни клімату та посиленого антропогенного тиску змінюється фауна Apidae, особливо в гірських екосистемах, південні види розселяються на північ, рівнинні види піднімаються в гори, що потребує дослідження [2, 3]. Гірські екосистеми загрожені, їх стан потребує моніторингу. Видові комплекси Apidae, як важлива складова будь-якої екосистеми, особливо гірської, належать до чутливих щодо антропогенного тиску груп безхребетних, особливо щодо дії пестицидів та поширення трансгенних рослин, неодноразово відмічалися в Європі випадки масової загибелі бджолиних родини Apidae [4].

Apidae – найбільша родина в межах надродини Apoidea, що налічує щонайменше 5700 видів у світовій фауні. У фауні України на сьогодні виявлено 274 види Apidae, щодо фауни Українських Карпат є повідомлення про виявлення 58 видів Apidae в літературних джерелах (7 видів роду Anthophora Latreille, 1803; 16 видів роду Bombus Latreille, 1802; 7 видів роду Eucera Scopoli, 1770; 19 видів роду Nomada Scopoli, 1770; 7 видів роду (за іншими класифікаціями підроду) Psithyrus Lepeletier, 1832; 2 види роду Xylocopa Latreille, 1802) [5, 6, 7].

До цієї родини належать одні з найвідоміших бджіл, зокрема джмелі (Bombus) та медоносні бджоли (Apis), бджоли-теслярі (Xylocopinae), орхідні бджоли (Euglossini), бджоли-зозулі (Nomadinae) та низка інших менш відомих груп. Багато з них є цінними (іноді єдиними для певних видів рослин) запилювачами як у природних екосистемах. Окрім історично виділених груп родина Apidae нині включає всі роди, що раніше належали до родин Anthophoridae та Ctenoplectridae. Хоча найпомітніші представники Apidae є суспільними комахами, переважна більшість бджіл цієї родини веде поодинокий спосіб життя, включаючи низку видів клептопаразитів. Так бджоли роду Anthophora ведуть одиночний спосіб життя, риють гнізда в землі, але утворюють при цьому колонії [8, 9, 10, 11].

У цій роботі ми подаємо (згідно з традиційною класифікацією, у відповідності до поглядів Amédée Louis Michel Lepeletier de Saint-Fargeau, 1832) рід Psithyrus як окремий рід, хоча на сьогодні його вважають підродом роду Bombus [5, 6].

Раніше родина Apidae поділялася на чотири триби (Apinae: Apini, Euglossini та Bombinae: Bombini, Meliponini). Згодом їх було перекласифіковано як триби підродини Apinae разом із усіма колишніми трибами й підродинами родини Anthophoridae та колишньою родиною Ctenoplectridae, статус якої було знижено до рівня триби [12].

Метою роботи було дослідити фауну та екологію Apidae (Apoidea, Hymenoptera, Insecta) Національного природного парку «Верховинський» та прилеглих територій. Цій меті були підпорядковані завдання: 1) дослідити видовий склад Apidae Національного природного парку «Верховинський» та прилеглих територій; 2) дослідити біотопічний та екотонний розподіл Apidae Національного природного парку «Верховинський» та прилеглих територій; 3) здійснити ареологічний аналіз виявлених видів Apidae Національного природного парку «Верховинський» та прилеглих територій; 4) дослідити особливості екології виявлених видів Apidae Національного природного парку «Верховинський» та прилеглих територій; 5) дослідити висотний градієнт розподілу видових комплексів Apidae Національного природного парку «Верховинський» та прилеглих територій.

У цій статті наведено результати багаторічних і тривалих досліджень фауни та екології Apidae Національного природного парку «Верховинський» та прилеглих територій, що охоплює частину гірських масивів Чивчини та Гриняви.

Актуальність роботи полягає в тому, що ця територія недостатньо досліджена щодо фауни та екології Apidae із причин важкодоступності (руйнування доріг повенями), переселення місцевого населення на інші території (землі стали практично безлюдними), прикордонного режиму місцевості, що посилений в останні роки. На території дослідження є низка пралісових екосистем та різних відкритих біотопів, що мало ушкоджені діяльністю людини, містить різноманітні екосистеми та ізольовані екотони з багатою ендемічною флорою, що сприяє біорізноманіттю Apidae. Видовий склад фауни Національного природного парку «Верховинський», в тому числі фауни Apidae потребує інвентаризації, верифікації та моніторингу.

Історія дослідження фауни та екології Apidae Українських Карпат має свою довгу історію, що починається роботами Nowicki M. (1864) та Wierzejski A. (1867) [13, 14], Mocsary A. (1900) [15], Schmiedeknecht O. (1930) [16] і завершується роботами Бокотея О. М. (2003, 2005) [1], Patiny S. (2009) [8]. на прилеглих до Карпат територіях (Сербії) фауну та екологію Apidae вивчав Andrić A. (2021) [17]. Проте територія Національного природного парку «Верховинський» щодо фауни Apidae лишається недостатньо дослідженою.

Матеріали і методи

Досліджувались колекції зібрані в районі дослідження в 2002–2026 роках переважно авторами статті. Збори проводились щороку протягом весняно-літнього сезону (з квітня по серпень включно) в наступних біотопах та екотонах:

A – вологі прирічкові гірські луки.

B – буковий ліс.

C – ялиновий праліс.

D – узлісся ялинового лісу.

E – сухі луки на гірських схилах.

F – криволісся сосни гірської (Pinus mugo).

G – субальпійські луки.

Збір проводився на квітах покритонасінних рослин, визначення видів здійснювалось класичними методами як описано в [5] з врахуванням сучасної класифікації та сучасних назв видів, що наведені в [5, 6, 7, 9].

Результати та обговорення. У результаті проведених досліджень на території Національного парку «Верховинський» і прилеглих землях у різних біотопах та екотонах виявлено 36 видів Apidae. Нових видів для фауни України чи Українських Карпат виявлено не було. Нижче вказано список виявлених видів, кількість досліджених екземплярів, біотоп/екотон, де було виявлено той чи інший вид, стать досліджених екземплярів, рослини на яких було відловлено види та особливості життя та розмноження. Всього було досліджено 375 екземплярів комах.

1. *Anthophora acervorum* (Linnaeus, 1758) (= *Anthophora plumipes* (Pallas, 1772)) – 6 екз., ♀♀, прирічкові луки, сухі луки на гірських схилах, буковий ліс, узлісся ялинового лісу, вид з транспалеарктичним азіодизьюнктивним полізональним ареалом. Випадково завезений до Північної Америки.

2. *Anthophora aestivalis* (Panzer, 1801) – 2 екз., ♀♀, прирічкові луки, сухі луки на гірських схилах, на конюшині (*Trifolium repens* L., 1753), вид із західнопалеарктичним полізональним ареалом.

3. *Anthophora borealis* Morawitz, 1864 – 1 екз., ♀, буковий ліс, на ожині (Rubus caesius L., 1753), вид з євразійським полізональним ареалом. Рідкісний.

4. *Anthophora crinipes* Smith, 1854 – 2 екз., ♀♀, сухі луки на гірських схилах, ялиновий ліс, на *Hieracium lachenalii* Suter, 1802, вид з західноєвропейським полізональним ареалом.

5. *Anthophora quadrimaculata* (Panzer, 1798) – 1 екз., ♀, узлісся ялинового лісу, на квітах *Vaccinium vitis-idaea* L., вид з європейським полізональним ареалом.

6. *Anthophora pubescens* (Fabricius, 1787) – 5 екз., ♀♀, прирічкові луки, сухі луки на гірських схилах, буковий ліс, узлісся ялинового лісу, на квітах на конюшини (*Trifolium repens* L., 1753), малини (*Rubus idaeus* L., 1753), *Senecio ovatus* (G.Gaertn., B.Mey. & Scherb.) Willd., 1803, вид з західнопалеарктичним полізональним ареалом.

7. *Apis mellifera* Linnaeus, 1758 – ♀♀, масовий вид, в усіх біотопах, екотонах та стаціонарах дослідження, на різноманітних квітучих рослинах, космополітичний полізональний вид одомашнений людиною і розселений людиною по всьому світу крім Антарктиди.

8. *Bombus agrorum* (Fabricius, 1787) (= *Bombus pascuorum* Scopoli, 1763) – ♀♀, масовий вид, в усіх біотопах, екотонах та стаціонарах дослідження, на різноманітних квітучих рослинах, вид з євразійським полізональним ареалом.

9. *Bombus hortorum* (Linnaeus, 1758) – ♀♀, масовий вид, в усіх біотопах, екотонах та стаціонарах дослідження, на різноманітних квітучих рослинах, вид з європейсько-байкальським полізональним ареалом. Випадково завезений до Північної Америки і навмисно завезений до Нової Зеландії.

10. *Bombus humilis* Illiger, 1806 – ♀♀, масовий вид, в усіх біотопах, екотонах та стаціонарах дослідження, на різноманітних квітучих рослинах, вид з європейсько-малоазійсько-ірансько-байкальським полізональним ареалом.

11. *Bombus hypnorum* (Linnaeus, 1758) – ♀♀, масовий вид, в усіх біотопах, екотонах та стаціонарах дослідження, на різноманітних квітучих рослинах, вид з євразійським полізональним ареалом.

12. *Bombus lapidaries* (Linnaeus, 1758) – ♀♀, 5 екз., прирічкові луки, сухі луки на гірських схилах, ялиновий ліс, на квітах *Vaccinium myrtillus* L., 1753, вид з євразійським полізональним ареалом.

13. *Bombus lucorum* Linnaeus, 1761 – ♀♀, масовий вид, в усіх біотопах, екотонах та стаціонарах дослідження, на різноманітних квітучих рослинах, вид з голарктичним азіодиз'юнктивним полізональним ареалом.

14. *Bombus muscorum* (Linnaeus, 1758) – ♀, 1 екз., прирічкові луки, на конюшині (*Trifolium repens* L., 1753), вид з євразійським полізональним ареалом. Рідкісний.

15. *Bombus pratorum* (Linnaeus, 1761) – ♀♀, масовий вид, в усіх біотопах, екотонах та стаціонарах дослідження, на різноманітних квітучих рослинах, вид з європейсько-сибірським полізональним ареалом. Випадково завезений до Північної Америки.

16. *Bombus silvarum* (Linnaeus, 1761) – ♀♀, масовий вид, в усіх біотопах, екотонах та стаціонарах дослідження, на різноманітних квітучих рослинах, вид з європейсько-кавказько-сибірським полізональним ареалом.

17. *Bombus terrestris* (Linnaeus, 1758) – ♀♀, 4 екз., прирічкові луки, буковий ліс, сухі луки на гірських схилах, на різних видах конюшини (Trifolium), вид із західнопалеарктичним полізональним ареалом.

18. *Eucera longicornis* (Linnaeus, 1758) (= *Eucera tuberculata* (Fabricius, 1787)) – ♀♀♂, 5 екз., прирічкові луки, буковий ліс, сухі луки на гірських схилах, узлісся ялинового лісу. На рослинах роду конюшина (*Trifolium*), вид з євразійським азіодизьюнктивним полізональним ареалом.

19. *Nomada armata* Herrich-Schäffer, 1839 – ♀, 1 екз., сухі луки на гірських схилах, на *Leucanthemum*

vulgare Lam., 1779, вид з європейським полізональним ареалом. Клептопаразит бджіл роду Andrena.

20. *Nomada fabriciana* (Linnaeus, 1767) – ♀♀♂, 4 екз., прирічкові луки, буковий ліс, сухі луки на гірських схилах, на *Senecio ovatus* (G.Gaertn., B.Mey. & Scherb.) Willd., 1803, рослинах роду Hieracium, вид з європейсько-близькосхідним полізональним ареалом. Клептопаразит бджіл роду Andrena.

21. *Nomada flava* Panzer,1798 – ♀♀♂, 5 екз., буковий ліс, узлісся ялинового лісу, на *Rubus caesius* L., 1753, на квітах рослин роду Hieracium, вид з транспалеарктичним полізональним ареалом. Клептопаразит бджіл роду Andrena.

22. *Nomada fucata* Panzer, 1798 – ♀, 1 екз., субальпійські луки, на *Arnica montana* L., 1753, вид із західнопалеарктичним полізональним ареалом.

23. *Nomada goodeniana* (Kirby, 1802) – ♀♀♂, 7 екз., прирічкові луки, буковий ліс, сухі луки на схилах, ялиновий ліс, узлісся ялинового лісу, на *Achillea millefolium* L., 1753, *Daucus carota* L., 1753, рослинах роду Hieracium, вид з євразійським азіодизьюнктивним ареалом. Клептопаразит бджіл роду Andrena.

24. *Nomada lathburiana* (Kirby,1802) – ♀♀♂♂, 8 екз., прирічкові луки, буковий ліс, сухі луки на схилах, ялиновий ліс, узлісся ялинового лісу, криволісся сосни гірської, на *Thymus vulgaris* L., 1753, на *Rubus caesius* L., 1753, рослинах роду Hieracium, вид з транспалеарктичним полізональним ареалом. Клептопаразит бджіл роду Andrena.

25. *Nomada leucophthalma* (Kirby, 1802) – ♀♀♂, 3 екз., прирічкові луки, узлісся ялинового лісу, на квітах рослин роду Hieracium, *Taraxacum officinale* (L.) Weber ex F.H.Wigg., 1780, вид з європейсько-сибірським темперантним ареалом. Клептопаразит бджіл роду Andrena.

26. *Nomada marshamella* (Kirby, 1802) – ♀♀, 2 екз., прирічкові луки, сухі луки на гірських схилах, на *Senecio ovatus* (G.Gaertn., B.Mey. & Scherb.) Willd., 1803, вид із західнопалеарктичним полізональним ареалом. Клептопаразит бджіл роду Andrena.

27. *Nomada panzeri* Lepeletier, 1841 – ♀♀, 3 екз., прирічкові луки, буковий ліс, на *Solidago virgaurea* L., 1753, *Inula helenium* L., 1753, вид із західнопалеарктичним полізональним ареалом. Клептопаразит бджіл роду Andrena.

28. *Nomada ruficornis* (Linnaeus, 1758) – ♀♀♂, 4 екз., прирічкові луки, буковий ліс, ялиновий ліс, криволісся сосни гірської, на *Centaurea kotschyana* Heuff. ex Koch, 1835, *Doronicum austriacum* Jacq., 1774, вид з європейсько-кавказько-іранським полізональним ареалом. Випадково завезений до Північної Америки. Клептопаразит бджіл роду Andrena.

29. *Nomada sexfasciata* (Panzer, 1797) – ♀♀♂, 3 екз., прирічкові луки, сухі луки на гірських схилах, буковий ліс, на *Aposeris foetida* (L.) Less., 1832, *Doronicum austriacum* Jacq., 1774, вид із західнопалеарктичним полізональним ареалом. Клептопаразит бджіл роду Eucera.

30. *Nomada striata* (Fabricius, 1793) – ♀, 1 екз., ялиновий ліс, на *Crepis paludosa* (L.) Moench, 1794, вид з європейсько-малоазійським полізональним ареалом. Клептопаразит бджіл роду Andrena.

31. *Psithyrus sylvestris* Lepeletier, 1832 (= *Bombus sylvestris* (Lepeletier, 1832)) – ♀♀, масово зустрічався в усіх біотопах, екотонах, стаціонарах на різних видах рослин, вид з євразійським азіодиз'юнктивним полізональним ареалом. Клептопаразит інших видів джмелів роду Bombus.

32. *Psithyrus campestris* (Panzer, 1801) (= *Bombus campestris* (Panzer, 1801)) – ♀♀, масово зустрічався в усіх біотопах, екотонах, стаціонарах на різних видах рослин. Вид з євразійським полізональним ареалом. Клептопаразит різних видів джмелів.

33. *Psithyrus quadricolor* Lepeletier, 1832 (= *Bombus quadricolor* (Lepeletier, 1832)) – ♀♀, масово зустрічався в усіх біотопах, екотонах, стаціонарах на різних видах рослин. Вид з європейсько-сибірським полізональним ареалом. Клептопаразит інших видів джмелів,

34. *Psithyrus vestalis* (Geoffroy, 1785) (= *Bombus vestalis* (Geoffroy, 1785)) – ♀♀, 2 екз., прирічкові луки, на *Trifolium repens* L., 1753. Вид із західнопалеарктичним порлізональним ареалом. Клептопаразит інших видів джмелів, в першу чергу виду *Bombus terrestris* (Linnaeus, 1758).

35. *Xylocopa valga* (Gerstaecker, 1872) – ♀, 1 екз. прирічкові луки, на *Inula helenium* L., 1753, вид з транспалеарктичним полізональним ареалом. Випадково завезений до Індії та Австралії.

36. *Xylocopa violacea* (Linnaeus, 1758) – ♀, 1 екз. прирічкові луки, на *Inula helenium* L., 1753, вид з європейсько-малоазійсько-кавказько-туранським полізональним ареалом. Випадково завезений до низки країн Азії та Америки.

Біотопічний розподіл виявлених видів представлений в табл. 1 та на рис. 1. Найбільш багатий видами Apidae виявився екотон гірських прирічкових лук (29 виявлених видів), найбідніший видами виявився біотоп субальпійських лук (12 виявлених видів).

Виявлено висотний градієнт розподілу видових комплексів Apidae в умовах гірських масивів Чивчини та Гриняви – простежується висока негативна кореляція, з висотою видове багатство зменшується ($\rho = -0{,}985$), що пояснюється в першу чергу температурним та вітровими факторами середовища (табл. 2, рис. 2). Проте кореляція носить насправді нелінійний характер, що пояснюється нелінійним характером розподілу флористичних комплексів і кормових рослин для антофільних комах, якими є Apidae: в ялинових пралісах фіторізноманіття різко зменшується в порівнянні з нижче розташованими і вище розташованими відкритими біотопами та екотонами, де простежується висока біорізноманітність як фауни так і флори (рис. 3).

Таблиця 1

Біотопічний розподіл виявлених видів Apidae (Apoidea, Hymenoptera, Insecta) в умовах гірських масивів Національного природного парку «Верховинський» та прилеглих територій

N	Вид	Біотопи/екотони						
		A	B	C	D	E	F	G
1.	*Anthophora acervorum* (Linnaeus, 1758)	+	+			+		
2.	*Anthophora aestivalis* (Panzer, 1801)	+				+		
3.	*Anthophora borealis* Morawitz, 1864		+					
4.	*Anthophora crinipes* Smith, 1854			+		+		
5.	*Anthophora quadrimaculata* (Panzer, 1798)				+			
6.	*Anthophora pubescens* (Fabricius, 1787)	+	+		+	+		
7.	*Apis mellifera* Linnaeus, 1758	+	+	+	+	+	+	+
8.	*Bombus agrorum* (Fabricius, 1787)	+	+	+	+	+	+	+
9.	*Bombus hortorum* (Linnaeus, 1758)	+	+	+	+	+	+	+
10.	*Bombus humilis* Illiger, 1806	+	+	+	+	+	+	+
11.	*Bombus hypnorum* (Linnaeus, 1758)	+	+	+	+	+	+	+
12.	*Bombus lapidaries* (Linnaeus, 1758)	+		+		+		
13.	*Bombus lucorum* Linnaeus, 1761	+	+	+	+	+	+	+
14.	*Bombus muscorum* (Linnaeus, 1758)	+						
15.	*Bombus pratorum* (Linnaeus, 1761)	+	+	+	+	+	+	+
16.	*Bombus silvarum* (Linnaeus, 1761)	+	+	+	+	+	+	+
17.	*Bombus terrestris* (Linnaeus, 1758)	+	+		+			
18.	*Eucera longicornis* (Linnaeus, 1758)	+	+		+	+		
19.	*Nomada armata* Herrich-Schäffer, 1839					+		
20.	*Nomada fabriciana* (Linnaeus, 1767)	+	+			+		
21.	*Nomada flava* Panzer,1798		+			+		
22.	*Nomada fucata* Panzer, 1798							+
23.	*Nomada goodeniana* (Kirby, 1802)	+	+	+	+	+		
24.	*Nomada lathburiana* (Kirby,1802)	+	+	+	+	+	+	
25.	*Nomada leucophthalma* (Kirby, 1802)	+			+			
26.	*Nomada marshamella* (Kirby, 1802)	+				+		
27.	*Nomada panzeri* Lepeletier, 1841	+	+					
28.	*Nomada ruficornis* (Linnaeus, 1758)	+	+	+			+	
29.	*Nomada sexfasciata* (Panzer, 1797)	+	+			+		
30.	*Nomada striata* (Fabricius, 1793)			+				
31.	*Psithyrus sylvestris* Lepeletier, 1832	+	+	+	+	+	+	+
32.	*Psithyrus campestris* (Panzer, 1801)	+	+	+	+	+	+	+
33.	*Psithyrus quadricolor* Lepeletier, 1832	+	+	+	+	+	+	+
34.	*Psithyrus vestalis* (Geoffroy, 1785)	+						
35.	*Xylocopa valga* (Gerstaecker, 1872)	+						
36.	*Xylocopa violacea* (Linnaeus, 1758)	+						
Кількість виявлених видів		29	23	17	18	24	13	12

Серед виявлених видів 7 видів ведуть поодинокий спосіб життя зі схильністю до грегарності (скупченого гніздування), риють доволі складно влаштоване гніздо-нору (роди Anthophora та Eucera). 1 вид одомашнений людиною (*Apis mellifera* Linnaeus, 1758) з гуртосімейним способом життя. 10 виявлених видів ведуть гуртосімейних спосіб життя влаштовуючи гнізда в норах гризунів, в дуплах чи природних порожнинах (рід Bombus). 16 виявлених видів є клептопаразитами – відкладають кладки яєць в гнізда інших бджіл (роди Nomada та Psithyrus). З них 11 виявлених видів є клептопаразитами бджіл роду Andrena, 1 вид клептопазитом роду Eucera, 4 виявлених види є клептопаразитами роду Bombus. 2 виявлених види ведуть поодиночний спосіб життя з незначною кооперацією з будівництвом гнізда в мертвій деревині прогризуючи щелепами хід і гніздо (рід Xylocopa).

Ареологічний аналіз показав, що з усіх 36 виявлених видів 19 видів мають різні форми євразійського ареалу, 4 види транспалеарктичні ареали, 8 видів західнопалеарктичні ареали, 3 види мають різні форми європейських ареалів, 1 вид має голарктичний ареал, 1 вид – космополітичний ареал.

Дослідження фауністичної спорідненості біотопів та екотонів Національного природного парку «Верховинський» та прилеглих територій по видовим комплексам Apidae проводилось з використан-

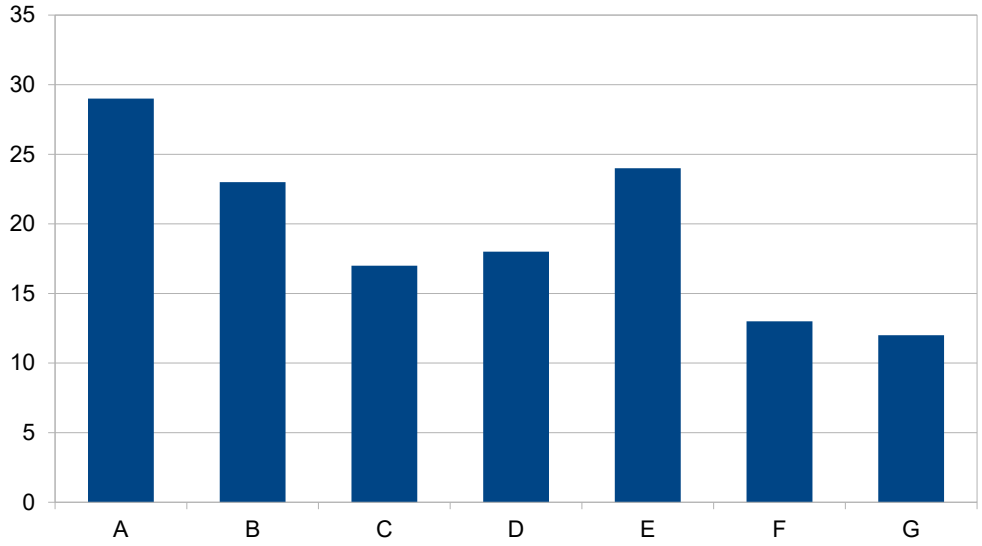


Рис. 1. Видове багатство досліджених екотонів та біотопів Національного природного парку «Верховинський» і прилеглих територій по видовим комплексам Apidae. Позначення біотопів/екотонів як в розділі «Матеріали і методи»

Таблиця 2

Висотний градієнт розподілу видового багатства Apidae в умовах Національного природного парку «Верховинський» та прилеглих територій

№	Біотоп/екотон	Середня висота над рівнем моря (м)	Кількість виявлених видів
1.	A	969	29
2.	E	1079	24
3.	B	1100	23
4.	C	1250	17
5.	D	1270	18
6.	F	1350	13
7.	G	1483	12
ρ			- 0,985

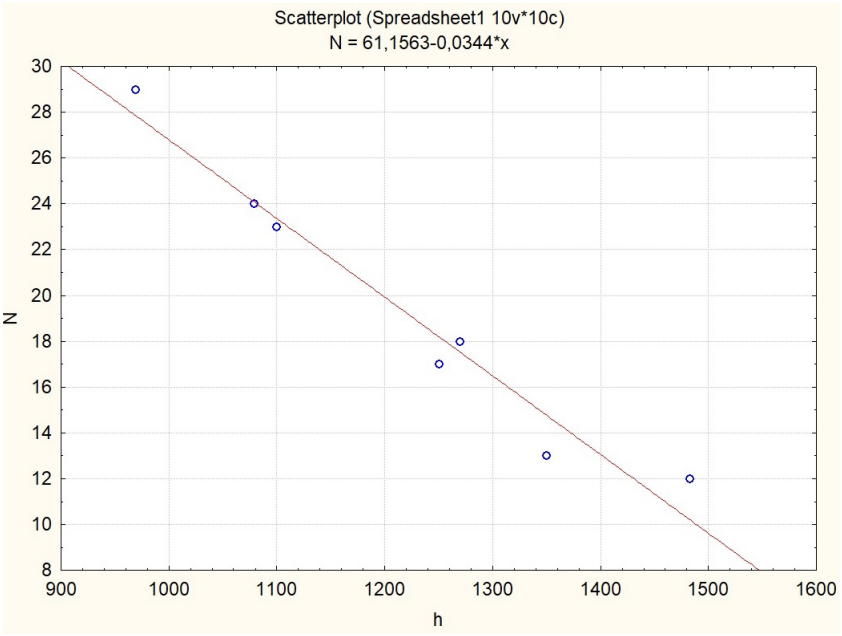


Рис. 2. Лінійна кореляція між середньою висотою відлову комах в рамках біотопу чи екотону (h) і видовим багатством Apidae (N) в умовах Національного парку «Верховинський» і прилеглих територій (ρ = - 0,985)

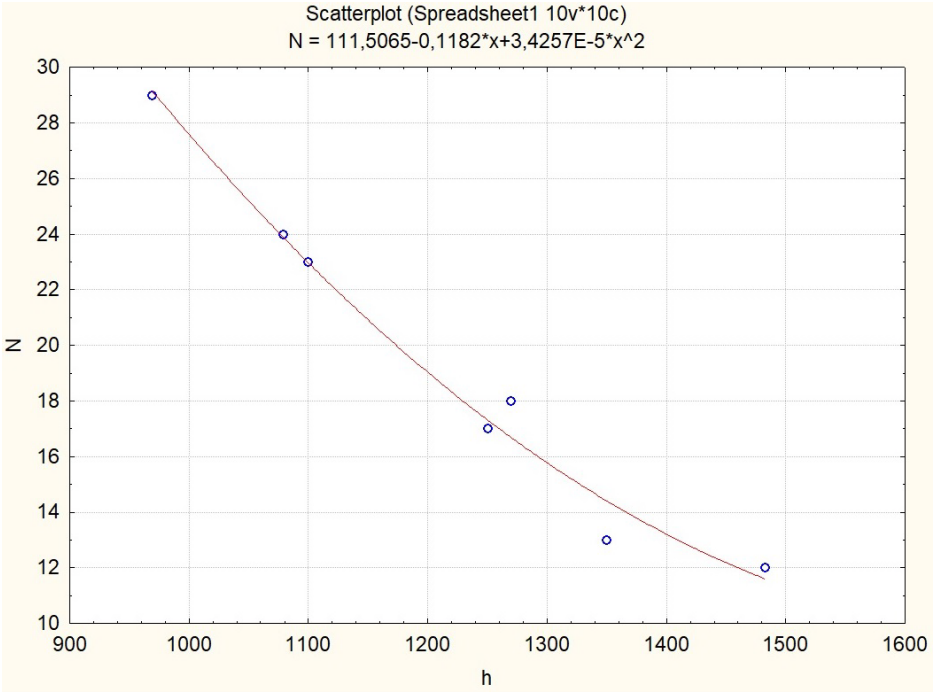


Рис. 3. Нелінійна (поліноміальна) кореляція між середньою висотою відлову комах в рамках біотопу (h) і видовим багатством Apidae (N) в умовах Національного парку «Верховинський» і прилеглих територій

Таблиця 3

Фауністична спорідненість досліджених біотопів та екотонів Національного природного парку «Верховинський» по видовим комплексам Apidae. Позначення біотопів та екотонів як в розділі «Матеріали і методи». Справа зверху значення критерію Жаккара, зліва внизу значення критерію Сьоренсена

	A	B	C	D	E	F	G
A	-	62,50	43,75	56,67	65,63	44,83	36,67
B	0,808	-	37,93	64,00	67,86	56,53	45,83
C	0,609	0,700	-	59,09	57,69	67,47	61,11
D	0,723	0,780	0,743	-	55,56	63,16	52,63
E	0,792	0,809	0,683	0,714	-	48,00	44,00
F	0,619	0,722	0,433	0,774	0,649	-	78,57
G	0,537	0,629	0,759	0,733	0,611	0,880	-

ням критеріїв Жакккара (S) та Сьоренсена (K). Дані дослідженння наведені в табл. 3 та на рис. 4, 5.

Як бачимо із наведених результатів найбільш фауністично спорідненими по видовим комплексам Apidae виявились біотопи субальпійських лук (G) та криволісся сосни гірської (F) (S = 78,57; K = 0,880) – біотопи близькі висотно, подібні по температурному та вітровому факторам. Найбільш віддаленими виявились екотон прирічкових гірських лук (A) та біотоп ялинового пралісу (C) (S = 43,75; K = 0,609) – найбільш відмінні біотопи та екотони щодо флористичних комплексів.

Рис. 4. Дендрограма фауністичних спорідненостей різних біотопів та екотонів Національного природного парку «Верховинський» видових комплексів Apidae побудована на основі обчислення критерію Жаккара (S). Умовні одиниці. Евклідові дистанції. Позначення біотопів та екотонів як в розділі «Матеріали і методи».

Щодо трофічної спеціалізації, то серед виявлених видів 16 видів є універсальними запилювачами і зустрічались практично на всіх квіткових рослинах (роди Apis, Bombus. Psithyrus) без певної харчової спеціалізації. 6 виявлених видів віддавали перевагу бобовим рослинам (рід Anthophora) і 14 виявлених видів були відловлені і/або спостерігались нами виключно на квітах покритонасінних рослин з родини айстрових (Asteraceae) (бджоли родів Nomada та Xylocopa), що не виглядає випадковим, а свідчить про певний рівень харчової (трофічної) спеціалізації.

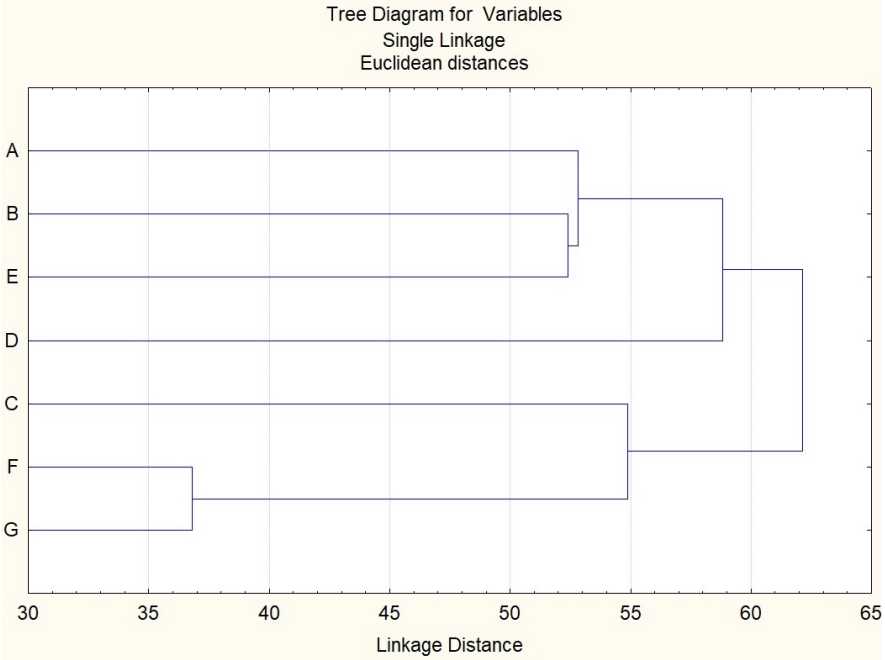


Рис. 5. Дендрограма фауністичних спорідненостей різних біотопів та екотонів Національного природного парку «Верховинський» видових комплексів Apidae побудована на основі обчислення критерію Сьоренсена (К). Умовні одиниці. Евклідові дистанції. Позначення біотопів та екотонів як в розділі «Матеріали і методи»

Висновки

1. На території Національного природного парку «Верховинський» і прилеглих територій (у 2002–2026 роках дослідження) виявлено 36 видів бджолиних родини Apidae.

2. Серед 36 виявлених видів 11 видів зустрічались в усіх біотопах, екотонах та стаціонарах дослідження, на всіх висотах. 9 виявлених видів зустрічались тільки в одному дослідженому біотопі/екотоні.

3. 9 виявлених видів ведуть одиночний спосіб життя з різними формами кооперації самок, 11 виявлений видів ведуть гуртосімейний спосіб життя, 16 виявлених видів є клептопаразитами інших видів родини Apidae.

4. З 36 виявлених вільноживучих видів 7 видів риють в землі нори для гнізда (так звані бджоли-копачі), 11 виявлених видів використовують для гнізд готові порожнини в землі чи дереві – нори гризунів чи інших тварин, 2 види вигризають для гнізда порожнину в мертвій деревині.

5. З 36 виявлених видів 19 видів мають різні форми євразійського ареалу, 4 види транспалеарктичні ареали, 8 видів західнопалеарктичні ареали, 3 види мають різні форми європейських ареалів, 1 вид має голарктичний ареал, 1 вид – космополітичний ареал.

6. Виявлено висотний градієнт розподілу видових комплексів Apidae в умовах Національного природного парку «Верховинський» і прилеглих територій – простежується висока негативна кореляція, з висотою видове багатство видових комплексів Apidae зменшується ($\rho = -0{,}985$).

7. Найбільш багатий видами Apidae виявився екотон гірських прирічкових лук (29 виявлених видів), найбідніший видами виявився біотоп субальпійських лук (12 виявлених видів).

8. В умовах Національного природного парку «Верховинський» найбільш фауністично спорідненими по видовим комплексам Apidae виявились біотопи субальпійських лук (G) та криволісся сосни гірської (F) ($S = 78{,}57$; $K = 0{,}880$) – біотопи найбільш близькі висотно, подібні по температурному та вітровому факторам. Найбільш віддаленими виявились екотон прирічкових гірських лук (A) та біотоп ялинового пралісу (C) ($S = 43{,}75$; $K = 0{,}609$) – найбільш відмінні біотопи та екотони щодо флористичних комплексів.

Література

1. Бокотей О. М. Особливості екології диких бджолиних (Hymenoptera, Apoidea) Українських Карпат. Автореф. дис. … кандидата біол. Наук. 2005. 15 с.
2. Cherepanyn R. Effect of climate change on the habitat of rare arctic-alpen plant species in the high mountain part of the Ukrainian Carpathians. *Studia biologyca*. 2018. № 12, P. 1. doi.org/10.30970/sbi.1201.544
3. Haris A., Józan Z., Schmidt P., et al. Climate Change Influences on Central European Insect Fauna over the Last 50 Years: Mediterranean Influx and Non-Native Species. Ecologies. 2025 № 6 (1), P. 16. doi.org/10.3390/ecologies6010016

4. Katumo D., Liang H., Ochola A., et al. Pollinator diversity benefits natural and agricultural ecosystems, environmental health, and human welfare. *Plant Divers.* 2022. № 44, P. 429 – 435. http://www.keaipublishing.com/en/journals/plant-diversity/
5. Ascher J., Rozen Jr., Schuh T. Apoidea species guide. 2008. [online] http://www.discoverlife.org
6. Ghisbain G., Rosa P., Bogusch P., et al. The new annotated checklist of the wild bees of Europe (Hymenoptera: Anthophila). *Zootaxa.* 2023. № 5327, P. 1 – 147. DOI:10.11646/zootaxa.5736.1.1
7. Reverté S., Milicic M., Acanski L., et al. National records of 3000 European bee and hoverfly species: A contribution to pollinator conservation. Insect Conserv. Divers. 2023. № 16, P. 758 – 775. DOI: 10.1111/icad.12680
8. Patiny S., Rasmont P., Michez D. A survey and review of the status of wild bees in the West-Palaearctic region. *Apidologie*. 2009. № 40 (3), P. 313 – 331. doi: 10.1051/apoido2009028.
9. Straka J., Benda D., Policarová J., et al. A phylogenomic monograph of West-Palearctic Nomada (Hymenoptera: Apidae). *Insect Systematics and Diversity*. 2024. № 8 (1), P. 1 – 35. DOI:10.1093/isd/ixad024
10. Mendicino F., Carlomagno F., Praz C., et al. New Records of Wild Bees from Calabria and Basilicata Highlight the Hidden Diversity of Anthophila in Italy. Diversity. 2026. № 18 (2), 3. 74. doi.org/10.3390/d18020074**.**
11. Wood T., Praz C. Discovery of Anthophora onosmarum Morawitz, 1876 in Europe (Hymenoptera, Apidae). *Alpine Entomology*. 2024. № 8, P. 153 – 160. DOI:10.3897/alpento.8.138225.
12. Vereecken N. A phylogenetic approach to conservation prioritization for Europe's bumblebees (Hymenoptera: Apidae: Bombus). *Biological Conservation*. 2017. № 206, P. 21 – 30. DOI: 10.1016/J.BIOCON.2016.12.009
13. Wierzejski A. Przyczynek do fauny owadow blonkoskrzydlych. *Sprawozdanie Komisji Fizjograficznej. Towarzystwo Naukowe Krakowskie*. 1867. № 7, P. 253 – 273.
14. Wierzejski A. Dodatek do fauny blonkowek (Hymenoptera). *Sprawozdanie Komisji Fizjograficznej. Polska Akademia Umiejętności*. 1874. № 8, P. 253 – 273.
15. Mocsary A. Fauna Regni Hungariae. Ordo Hymenoptera. 1900. P. 87 – 106.
16. Schmiedeknecht O. Die Hymenopteren Nord und Mitteleuropas. Jena. 1930. P. 1 – 9, 712 – 1025.
17. Andrić A., Markov-Ristić Z., Aleksandar Đukić A., et al. (2021) Contribution to the knowledge of the bee fauna (Hymenoptera, Apoidea, Anthophila) in Serbia. *ZooKeys*. 2021. № 1053, P. 43 – 105. DOI:10.3897/zookeys.1053.67288

Дата першого надходження статті до видання: 29.09.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 04.11.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 23.11.2026

ЕКОЛОГІЯ АТМОСФЕРИ

УДК 614.71:504.05:613.9(477.83)
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.6-69.16

ДОСЛІДЖЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОГО РИЗИКУ ДЛЯ ТРИВАЛОСТІ ЖИТТЯ НАСЕЛЕННЯ М. ТЕРНОПІЛЬ НА ОСНОВІ ЗАЛЕЖНОСТІ «ДОЗА-ЕФЕКТ» В УМОВАХ ЗАБРУДНЕННЯ АТМОСФЕРИ

Колісник А.В. (orcid.org/0000-0002-0622-9637),
Грабко Н.В. (orcid.org/0000-0003-1412-5683),
Храпун М.А. (orcid.org/0009-0009-7013-0963)
Одеський національний університет імені І.І. Мечникова
вул. Змієнка Всеволода, 2, 65082, м. Одеса
kolisnyk.a.v@gmail.com, grabkonatalyavikt@gmail.com

Оцінка ризиків скорочення тривалості життя мешканців міст унаслідок забруднення атмосферного повітря є надзвичайно актуальною для обґрунтування природоохоронних заходів та своєчасного прийняття управлінських рішень, спрямованих на нівелювання та мінімізацію негативного техногенного впливу на населення. У науковій статті висвітлено результати комплексного дослідження екологічного ризику скорочення тривалості життя (R_{STZh}) населення м. Тернопіль внаслідок інгаляційного впливу забрудненого атмосферного повітря протягом 2016-2023 років. Дослідження проведено для трьох вікових категорій населення і виконано на основі застосування математичної моделі залежності «доза-ефект» та методології оцінки ризику для здоров'я населення. Вихідними даними слугували матеріали систематичних спостережень за станом атмосферного повітря на двох стаціонарних постах м. Тернопіль. Виділено 8 пріоритетних забруднюючих речовин (діоксид азоту NO_2, свинець Pb, манган Mn, шестивалентний хром Cr^{6+}, залізо Fe, кадмій Cd, мідь Cu, нікель Ni), вміст яких у досліджуваний період перевищував середньодобові гранично допустимі концентрації (ГДКс.д.). Встановлено, що найбільша кратність перевищення гігієнічних нормативів спостерігалася за свинцем (у 133 рази у 2021 р.) та кадмієм (у 67 разів у 2019 р.). Розраховано показники ймовірності перебування мешканців в умовах забрудненого повітря (Q_{fact}) для трьох вікових категорій (14, 22 та 60 років) при 8- та 24-годинній експозиції (діапазон значень 0,13-0,86). Отримано кількісні оцінки скорочення тривалості життя та індивідуального екологічного ризику (R_{STZh}). Доведено, що цілодобове перебування на відкритому повітрі в умовах забруднення важкими металами становить неприйнятний ризик ($R_{STZh} > 1 \cdot 10^{-6}$) для всіх вікових груп населення м. Тернопіль. Обґрунтовано пріоритетні напрями природоохоронних та містобудівних заходів для зниження техногенного навантаження на повітряний басейн міста. *Ключові слова:* екологічний ризик, атмосферне повітря, тривалість життя, залежність «доза-ефект», м. Тернопіль, важкі метали, експозиція.

A study of the environmental risk to life expectancy among the population of Ternopil based on the 'dose-effect' relationship in the context of atmospheric pollution. Kolisnyk A., Hrabko N., Khrapun M.

Assessing the risks of reduced life expectancy among urban residents due to atmospheric air pollution is of paramount importance for justifying environmental protection measures and ensuring the timely adoption of management decisions aimed at mitigating and minimizing the negative anthropogenic impact on the population.

This research article presents the results of a comprehensive study on the environmental risk of reduced life expectancy (R_{STZh}) among the population of Ternopil resulting from inhalation exposure to polluted ambient air between 2016 and 2023. The study employed a dose-effect mathematical model and a public health risk assessment methodology. The analysis was based on data from systematic ambient air quality monitoring conducted at two stationary stations in Ternopil. Eight priority pollutants were identified (nitrogen dioxide NO_2, lead Pb, manganese Mn, hexavalent chromium Cr^{6+}, iron Fe, cadmium Cd, copper Cu, and nickel Ni) whose levels during the study period exceeded the maximum permissible concentrations for a 24-hour average ($MPC_{24}h$). It was determined that the highest multiples of exceedance of hygienic standards were observed for lead (133-fold in 2021) and cadmium (67-fold in 2019). Indicators of the probability of residents being exposed to polluted air (Q_{fact}) were calculated for three age categories (14, 22, and 60 years) under 8-hour and 24-hour exposure scenarios (value range: 0,13-0,86). Quantitative estimates of the reduced life expectancy and individual environmental risk were obtained (R_{STZh}). It was demonstrated that spending 24 hours a day outdoors in conditions of heavy metal pollution poses an unacceptable risk ($R_{STZh} > 1 \cdot 10^{-6}$) for all age groups of the population of Ternopil. Priority areas for environmental protection and urban planning measures aimed at reducing the technogenic load on the city's air basin were substantiated. *Key words:* environmental risk, ambient air, life expectancy, dose–response relationship, Ternopil, heavy metals, exposure.

© Колісник А.В., Грабко Н.В., Храпун М.А., 2026
Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY 4.0

Постановка проблеми. Забруднення атмосферного повітря в урбанізованих територіях залишається однією з найгостріших екологічних та медико-соціальних проблем сучасності. Атмосферне повітря є життєво важливим компонентом навколишнього природного середовища, постійне надходження токсичних речовин до якого призводить до виникнення прямих та опосередкованих загроз для здоров'я і життя людини [1, 2]. На відміну від інших факторів навколишнього середовища (наприклад, питної води чи продуктів харчування), атмосферне повітря діє на організм людини безперервно протягом усього її життя, а надходження хімічних речовин інгаляційним шляхом відзначається високою біодоступністю та швидким проникненням у кров'яне русло [3, 4, 5]. В умовах інтенсивної урбанізації, зростання автотранспортних потоків та функціонування промислових підприємств у межах житлової забудови міст формується комплексне хімічне навантаження, яке викликає передчасну захворюваність, хронізацію соматичних патологій та скорочення тривалості життя населення [2, 6, 7].

Медико-екологічна статистика свідчить, що тривалий вплив навіть відносно низьких концентрацій хімічних сполук, які перевищують гігієнічні нормативи, спричиняє розвиток неспецифічних патологічних зрушень на молекулярному, клітинному та системному рівнях [3, 8)]. Атмосферні токсиканти (особливо важкі метали та азоту діоксид) мають виражену кумулятивну дію, що призводить до поступового накопичення пошкоджень у критичних органах та системах (серцево-судинній, дихальній, нервовій, кровотворній та імунній) [8-14]. У цьому зв'язку виникає нагальна потреба впровадження кількісних методів оцінки екологічних ризиків, які дозволяють закласти науково обґрунтовані орієнтири для розробки природоохоронних стратегій та прийняття управлінських рішень у сфері муніципальної безпеки довкілля [15, 16].

Актуальність дослідження. Актуальність дослідження обумовлена необхідністю квантифікації шкоди здоров'ю населення в умовах тривалого техногенного забруднення атмосферного повітря обласних центрів Західної України, зокрема м. Тернопіль. Проблема оцінки та прогнозування ризиків скорочення тривалості життя (СТЖ) є надзвичайно важливою з огляду на сучасну демографічну кризу, зниження середньої очікуваної тривалості життя та зростання рівня смертності від хвороб системи кровообігу, органів дихання та новоутворень [7, 17, 18]. Застосування методології оцінки ризику на основі залежності «доза-ефект» дозволяє перекласти сухі дані моніторингу якості повітря у зрозумілі для органів державної влади та місцевого самоврядування показники скорочення років життя населення та величини індивідуального ризику. Це є підґрунтям для розробки цільових екологічних програм, зонування міських територій за рівнем небезпеки та розрахунку економічних збитків від екологічно зумовленої патології [15, 19, 20].

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Наукова складова доробку полягає у поглибленні теоретико-методичних засад оцінки кумулятивної дії атмосферних забруднювачів на тривалість життя людини із урахуванням часового фактора експозиції та вікової структури населення. Практичне значення полягає у можливості безпосереднього використання отриманих результатів Департаментом екології та природних ресурсів Тернопільської ОДА, Управлінням екології та природних ресурсів Тернопільської міської ради, а також Державною екологічною інспекцією у Тернопільській області для вдосконалення системи регіонального екологічного моніторингу зони «Тернопільська» [19, 20].

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Теоретичні та прикладно-методичні засади оцінки екологічного ризику здоров'ю населення висвітлено у фундаментальних працях вітчизняних та зарубіжних науковців. Зокрема, глибоку класифікацію та категоризацію чинників ризику у медицині та екології розроблено О.П. Фаюрою та співавторами [3]. Методологічні підходи до визначення екологічного ризику як ймовірності виникнення несприятливих наслідків для природних систем та людини розкрито В.М. Войціцьким зі співавторами [2], В.В. Добровольським [6] та В.І. Бредуном [16]. Нормативно-методичне забезпечення оцінки ризиків та вразливості в Україні зафіксовано у Методичних рекомендаціях Міндовкілля [15]. Застосування математико-статистичних методів і багатовимірної кластеризації екологічних даних викладено А.Т. Яровим та Є.М. Страховим [21].

Важливе місце серед останніх наукових публікацій посідають праці дослідників Одеської екологічної школи. У спільних публікаціях А.В. Колісник та Н.В. Грабко [18, 22] розкрито вплив метеорологічних чинників і регіональних екологічних факторів на показники смертності населення та поширення соматичних патологій. Дослідження Н.В. Грабко [17, 23] присвячені оцінці демографічних аспектів екологічної ситуації в регіонах Західної України та впливу несприятливих біокліматичних умов на стан здоров'я населення. Праці А.В. Колісник та О.І. Чернякової [4] заклали методичні основи використання дозиметричних моделей та оцінки ризиків скорочення тривалості життя під дією токсичних речовин різної хімічної природи. Розрахунки небезпеки ураження токсикантами та оцінку кумулятивності забруднювачів викладено у працях А.Л. Цикала [5]. Водночас еколого-токсикологічний профіль важких металів та газоподібних домішок ґрунтується на дослідженнях І.М. Трахтенберга [8] (свинець), В.С. Ткачишина [9] (манган), О. Скаб [10] (хром), С.В. Видиборця [11] (залізо), H. Zhao et al. [12] (кадмій), К.В. Корсака та О.В. Плахотнюка [13] (мідь), В.І. Тетієвського [14] (нікель).

Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми. Незважаючи на значну кількість наукових публікацій, присвячених загальним питанням оцінки якості повітря в Україні, проблема деталізованої часової та вікової оцінки індивідуального ризику скорочення тривалості життя населення конкретних урбанізованих систем Західного регіону залишається недостатньо висвітленою. Зокрема, для м. Тернопіль відсутні систематичні наукові дослідження, які б поєднували багаторічні моніторингові дані (2016-2023 рр.) щодо вмісту важких металів та газоподібних забруднювальних речовин із кількісним розрахунком скорочення тривалості життя за залежністю «доза-ефект» для різних вікових груп (діти, молодь, особи похилого віку) при різних режимах експозиції.

Новизна. Наукова новизна отриманих результатів полягає у тому, що вперше на основі систематичних моніторингових даних двох стаціонарних постів м. Тернопіль за 8-річний період (2016-2023 рр.) здійснено комплексний розрахунок показників ймовірності перебування в умовах забрудненого атмосферного повітря, скорочення тривалості життя та індивідуального екологічного ризику за залежністю «доза-ефект» для 8 пріоритетних полютантів (NO_2, Pb, Mn, Cr^{6+}, Fe, Cd, Cu, Ni) з урахуванням трьох вікових категорій населення (14, 22 та 60 років) та різної тривалості щоденного перебування на відкритому повітрі (8 та 24 години).

Методичне або загальнонаукове значення. Методичне значення роботи полягає у формалізації та адаптації математичної моделі «доза-ефект» для розрахунку ризиків СТЖ від інгаляційного впливу атмосферного пилу, газів і важких металів у селітебних зонах міст. Модель спирається на використання питомих концентрацій речовин, летальних доз, умовно-розрахункової тривалості життя (100 років) та статистичних розподілів експозиції населення [4, 5]. Це забезпечує універсальність методу та можливість його застосування для інших міст України при розробці екологічних паспортів та стратегій сталого розвитку [15].

Викладення основного матеріалу. Відомо, що м. Тернопіль розташоване у центральній частині Тернопільської області на Подільській височині (уздовж берегів річки Серет). Площа міста становить понад 59 км², а чисельність наявного населення складає близько 225 тис. осіб [19, 20]. Рівнинно-хвилястий рельєф території міста у поєднанні із частими застійними явищами (температурними інверсіями та штилями в осінньо-зимовий період) сприяє накопиченню шкідливих речовин у приземному шарі атмосфери [1, 19, 24].

Основними джерелами антропогенного навантаження на атмосферне повітря міста є автотранспорт (забезпечує понад 75-80 % валових викидів), підприємства харчової промисловості (ТОВ «Радехівський цукор», молочні та м'ясопереробні комбінати), машинобудування, будівельної індустрії та об'єкти комунальної теплоенергетики [7, 19, 20]. Особливістю містобудівної структури Тернополя є перетинання житлових кварталів інтенсивними транзитними автошляхами державного значення, де спостерігається постійний потік важкого вантажного та пасажирського транспорту [25, 26].

Метод і математична модель оцінки ризику скорочення тривалості життя за залежністю «доза-ефект». Оцінка екологічного ризику скорочення тривалості життя спирається на концепцію кумулятивної токсичної дії хімічних речовин, аналогічну дозиметричним принципам у радіаційній гігієні [4, 5]. Токсична дія речовин, що надходять через органи дихання, є на декілька порядків вищою порівняно з пероральним надходженням за рахунок безпосереднього потрапляння токсикантів у велике коло кровообігу [3, 8]. Приймається умовно-розрахункова тривалість життя людини, яка дорівнює 100 рокам (36 500 діб) [4]. Розрахунок питомої концентрації забруднюючої речовини (K_{zabr}, мг/м³), яка відповідає межі потенційного скорочення життя на 100 років, здійснюється за формулою [4, 5]:

$$K_{zabr} = LK_{50} / (365 * 100) \quad (1)$$

де LK_{50} – середня смертельна (летальна) концентрація речовини в атмосферному повітрі, мг/м³; $365 \cdot 100$ – умовно-розрахунковий строк життя людини у днях.

Ймовірність перебування мешканця визначеного віку в умовах забрудненого повітря (Q_{fact}) розраховується з урахуванням тривалості щоденного перебування на відкритому повітрі [4]:

$$Q_{fact} = ((100 - t_1) * t) / (100 * 24) \quad (2)$$

де t_1 – вік людини, років; t – час перебування в умовах забрудненого атмосферного повітря, годин/добу; 100 – умовний строк життя (теоретична біологічна межа або еталонна/цільова тривалість життя), років; 24 – тривалість доби, годин.

Скорочення тривалості життя ($STZh_{zabr}$, років) під впливом фактичної концентрації токсиканта (K_{fakt}, мг/м³) визначається як [4, 5]:

$$STZh_{zabr} = (Q_{fact} * K_{fakt}) / K_{zabr} \quad (3)$$

Величина індивідуального екологічного ризику скорочення тривалості життя (R_{STZh}) розраховується за відношенням $STZh_{zabr}$ до умовного строку життя (100 років) [4]:

$$R_{STZh} = STZh_{zabr} / (365 * 100) \quad (4)$$

Відповідно до міжнародних та національних критеріїв екологічної безпеки [4, 15], прийнятним індивідуальним ризиком вважається величина $R_{STZh} \leq 1 \cdot 10^{-6}$ (що відповідає перебуванню в межах ГДКс.д.). Якщо $R_{STZh} > 1 \cdot 10^{-6}$, умови проживання класифікуються як небезпечні, що вимагає впровадження термінових природоохоронних заходів.

Еколого-токсикологічний профіль пріоритетних токсикантів у повітрі м. Тернопіль. Аналіз еко-

лого-токсикологічних властивостей досліджуваних речовин свідчить про їх високу небезпеку для організму людини [3, 8-14]: • *Діоксид азоту* (NO_2): гострий окисник, подразнює слизові оболонки дихальних шляхів, викликає бронхоспазм, хронічний бронхіт, набряк легень та емфізему [2, 3]; • *Свинець* (Pb): високотоксичний політропний отруйний метал, що блокує ферменти синтезу гему, ушкоджує ЦНС і периферичну нервову систему, нирки, печінку та кістковий мозок [8]; • *Манган* (Mn): політропний нейротоксикант, кумулюється в підкіркових ядрах головного мозку, викликає тяжкі ураження ЦНС (марганцевий паркінсонізм), пневмоконіоз та судинні розлади [9]; • *Шестивалентний хром* (Cr^{6+}): високонебезпечний канцероген I групи (IARC), викликає хромову інтоксикацію, виразкові ураження шкіри, мутації ДНК та рак легенів [10]; • *Залізо* (Fe): перевантаження залізом викликає вільнорадикальне окислення ліпідів, метаболічний ацидоз, ушкодження печінки та серцево-судинної системи [11]; • *Кадмій* (Cd): наднадзвичайно небезпечний канцероген та кумулятивний отруйний елемент з періодом напіввиведення 10-30 років, ушкоджує проксимальні канальці нирок, викликає остеомаляцію (хвороба Ітай-Ітай) та емфізему [12]; • *Мідь* (Cu): чинить гепатотоксичну, нефротоксичну та дерматотоксичну дію, розладнує функції травного тракту [13]; • *Нікель* (Ni): канцерогенний метал, викликає ушкодження ДНК, індукує алергічні дерматити, рак легень та носоглотки [14].

Динаміка забруднення атмосферного повітря та кратність перевищення ГДК. Вихідними даними для дослідження слугували офіційні спостереження Державної екологічної інспекції у Тернопільській області на двох стаціонарних постах м. Тернопіль за період 2016-2023 років [19, 25, 26]. Пост № 1 – перехрестя вул. Збаразька, Бродівська, Галицька (транспортно-промислова зона, репрезентативна для оцінки впливу викидів транспорту та промисловості). Пост № 2 – перехрестя вул. Микулинецька, Торговиця, Острозького, Гайова (житлово-транспортна зона з великим автовокзалом, центральним ринком та щільною житловою забудовою). Загалом аналізувалося 14 речовин (пил, SO_2, CO, NO_2, NO, формальдегід, Pb, Mn, Cr^{6+}, Fe, Cd, Cu, Ni, Zn). Для розрахунку ризиків СТЖ було відібрано 8 пріоритетних речовин (вимога методики), середньорічні концентрації яких перевищували рівень ГДКс.д. (табл. 1).

Результати розрахунку показників кратності перевищення ГДКс.д. для пріоритетних токсикантів в атмосферному повітрі м. Тернопіль репрезентовані графічно на рис. 1. Виявлено, що найвищі рівні перевищення гігієнічних нормативів зафіксовано за свинцем (перевищення ГДКс.д. у 133,3 рази у 2021 р. та у 100 разів у 2020 р.) та кадмієм (у 66,7 рази у 2019 р.). Вміст заліза перевищував норматив у 20,3 рази (2022 р.), нікелю – у 40 разів (2022 р.), мангану – у 30 разів (2022 р.), хрому – у 20 разів (2022 р.). Концентрації діоксиду азоту стабільно перевищували ГДКс.д. у 1,3 рази протягом 2020-2023 рр.

Розрахунок ймовірності перебування мешканців в умовах забрудненого повітря (Q_{fact}) (табл. 2) дозволив встановити ймовірність експозиційного впливу для мешканців м. Тернопіль залежно від їх віку (14 років – дитяче/підліткове населення, 22 роки – працездатне населення, 60 років – люди старшого віку) та тривалості перебування на відкритому повітрі (8 та 24 години на добу).

Таблиця 1

Середньорічні концентрації пріоритетних забруднюючих речовин у повітрі м. Тернопіль (2016–2023 рр.), мг/м³

Забруднююча речовина	ГДКс.д.	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023
Діоксид азоту (NO_2)	0,04	**0,197**	**0,043**	**0,043**	0,030	**0,050**	**0,050**	**0,050**	**0,050**
Свинець (Pb)	0,0003	—	0,00002	0,00002	**0,020**	**0,030**	**0,040**	**0,020**	**0,010**
Манган (Mn)	0,001	—	0,00002	0,00002	**0,020**	**0,020**	**0,020**	**0,030**	**0,010**
Хром (Cr^{6+})	0,0015	—	0,00002	0,00002	**0,020**	**0,020**	**0,020**	**0,030**	**0,010**
Залізо (Fe)	0,04	—	0,0007	0,0007	**0,800**	**0,069**	**0,770**	**0,810**	**0,660**
Кадмій (Cd)	0,0003	—	0,000002	0,000002	**0,020**	**0,003**	**0,003**	**0,006**	**0,008**
Мідь (Cu)	0,002	—	0,00003	0,00003	**0,030**	**0,030**	**0,030**	**0,040**	**0,020**
Нікель (Ni)	0,001	—	0,00002	0,00002	**0,020**	**0,020**	**0,030**	**0,040**	**0,020**

Таблиця 2

Ймовірність перебування мешканця в умовах забрудненого повітря (Q_{fact})

Вік людини (t_1), років	Час експозиції на добу (t), годин	Показник ймовірності (Q_{fact})
14 років (діти/підлітки)	8 годин	0,28
	24 години	0,86
22 роки (молодь/працездатні)	8 годин	0,26
	24 години	0,78
60 років (похилий вік)	8 годин	0,13
	24 години	0,40

ISSN: 2306-9716 (Print), ISSN: 2664-6110 (Online)

Найвищі значення ймовірності експозиційного впливу характерні для молодих вікових груп (Q_{fact} = 0,86 для 14 років та 0,78 для 22 років при 24-годинній експозиції). Для осіб віком 60 років Q_{fact} становить 0,40 при цілодобовому перебуванні та 0,13 при 8-годинному перебуванні на відкритому повітрі. І це природно, оскільки чим молодша людина, тим більше часу їй «залишається на дожиття» до еталонних 100 років.

Результати розрахунку індивідуального екологічного ризику скорочення тривалості життя (R_{STZh}) для кожного токсиканта за період 2016-2023 рр. для 24-годинної та 8-годинної експозиції населення різного віку представлено в табл. 3.

Детальний порівняльний аналіз отриманих результатів показує такі закономірності (рис. 2):

– Знаходження на відкритому повітрі забрудненому Діоксидом азоту (NO_2) у 2016 р. було небезпечним для всіх вікових категорій при 8- та 24-годинній експозиції (R_{STZh} = $1{,}05\cdot10^{-6}$ – $6{,}78\cdot10^{-6}$). У період 2020-2023 рр. ризик для осіб віком 14 та 22 років при цілодобовому перебуванні становив $(1{,}56\text{-}1{,}72)\cdot10^{-6}$, що перевищує прийнятний рівень ($1\cdot10^{-6}$) – червоний пунктир на рис. 2.

– Протягом 2019-2023 рр. рівень ризику негативного впливу від Свинцю (Pb) для всіх вікових категорій сягав критичних значень (10^{-4} - 10^{-3}), досягаючи піку у 2021 р. (R_{STZh} = $1{,}72\cdot10^{-3}$ для 14 років, 24 год).

– Знаходження в повітрі Хрому (Cr^{6+}) є небезпечним для всіх категорій населення з 2019 по 2023 рік, сягаючи максимального значення у 2022 р. (R_{STZh} = $5{,}16\cdot10^{-3}$).

– Піковий ризик від вмісту в атмосфері Кадмію (Cd) зафіксовано у 2019 р. (R_{STZh} = $3{,}44\cdot10^{-3}$), після чого відбулося зростання у 2022-2023 рр. до $1{,}38\cdot10^{-3}$.

– Важкі метали: Залізо, Нікель, Манган, Мідь протягом 2019-2023 рр. формували індивідуальні ризики, що суттєво перевищують гранично допустимий рівень ($1\cdot10^{-6}$), особливо для молодших вікових груп (14 та 22 роки) при експозиції 24 години на добу.

Головні висновки. На основі аналізу систематичних спостережень за якістю атмосферного повітря м. Тернопіль у 2016-2023 рр. визначено 8 пріоритетних забруднюючих речовин (NO_2, Pb, Mn, Cr^{6+}, Fe, Cd, Cu, Ni), вміст яких стабільно перевищував середньодобові ГДК. Найбільша кратність перевищення гігієнічних нормативів зафіксована за свинцем (у 133,3 рази у 2021 р.) та кадмієм (у 66,7 рази у 2019 р.), що свідчить про високе техногенне навантаження на повітряний басейн міста сполуками важких металів. Розрахунок показника ймовірності пере-

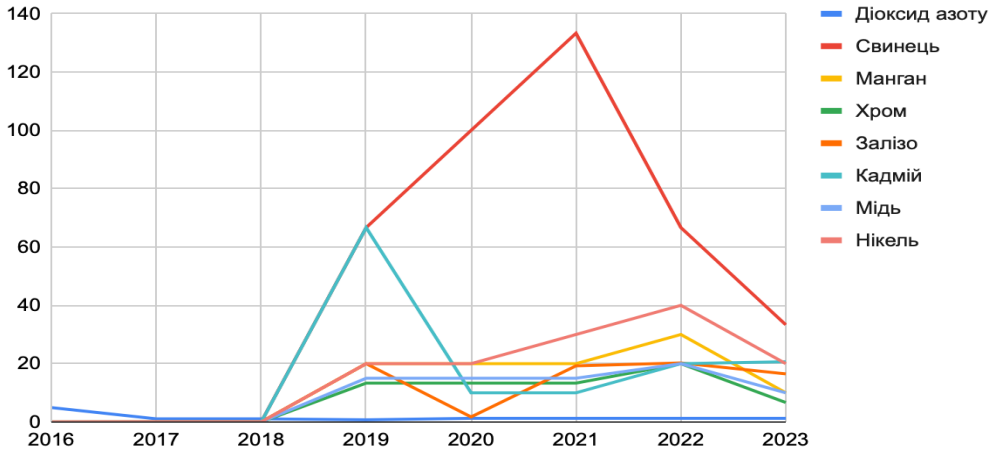


Рис. 1. Хід показника кратності перевищення ГДК (2016-2023 рр.)

Таблиця 3

Динаміка індивідуального екологічного ризику (R_{STZh}) за пріоритетними токсикантами у м. Тернопіль (2016-2023 рр.)

Речовина / Вік / Час	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023
NO_2 (14 р. 24 год)	$6{,}78\cdot10^{-6}$	$1{,}48\cdot10^{-6}$	$1{,}48\cdot10^{-6}$	$1{,}03\cdot10^{-6}$	$1{,}72\cdot10^{-6}$	$1{,}72\cdot10^{-6}$	$1{,}72\cdot10^{-6}$	$1{,}72\cdot10^{-6}$
NO_2 (22 р. 24 год)	$6{,}15\cdot10^{-6}$	$1{,}34\cdot10^{-6}$	$1{,}34\cdot10^{-6}$	$9{,}36\cdot10^{-7}$	$1{,}56\cdot10^{-6}$	$1{,}56\cdot10^{-6}$	$1{,}56\cdot10^{-6}$	$1{,}56\cdot10^{-6}$
Pb (14 р. 24 год)	—	$1{,}15\cdot10^{-6}$	$1{,}15\cdot10^{-6}$	$1{,}15\cdot10^{-3}$	$1{,}15\cdot10^{-3}$	$1{,}72\cdot10^{-3}$	$1{,}15\cdot10^{-3}$	$5{,}73\cdot10^{-4}$
Pb (22 р. 24 год)	—	$1{,}04\cdot10^{-6}$	$1{,}04\cdot10^{-6}$	$1{,}04\cdot10^{-3}$	$1{,}04\cdot10^{-3}$	$1{,}56\cdot10^{-3}$	$1{,}04\cdot10^{-3}$	$5{,}20\cdot10^{-4}$
Cr^{6+} (14 р. 24 год)	—	$3{,}44\cdot10^{-6}$	$3{,}44\cdot10^{-6}$	$3{,}44\cdot10^{-3}$	$3{,}44\cdot10^{-3}$	$3{,}44\cdot10^{-3}$	$5{,}16\cdot10^{-3}$	$1{,}72\cdot10^{-3}$
Fe (14 р. 24 год)	—	$6{,}27\cdot10^{-7}$	$6{,}27\cdot10^{-7}$	$7{,}17\cdot10^{-4}$	$6{,}18\cdot10^{-5}$	$6{,}90\cdot10^{-4}$	$7{,}26\cdot10^{-4}$	$5{,}91\cdot10^{-4}$
Cd (14 р. 24 год)	—	$3{,}44\cdot10^{-7}$	$3{,}44\cdot10^{-7}$	$3{,}44\cdot10^{-3}$	$5{,}16\cdot10^{-4}$	$5{,}16\cdot10^{-4}$	$1{,}03\cdot10^{-3}$	$1{,}38\cdot10^{-3}$
Ni (14 р. 24 год)	—	$3{,}82\cdot10^{-7}$	$3{,}82\cdot10^{-7}$	$3{,}82\cdot10^{-4}$	$3{,}82\cdot10^{-4}$	$5{,}73\cdot10^{-4}$	$7{,}64\cdot10^{-4}$	$3{,}82\cdot10^{-4}$



Рис. 2. Результати розрахунку R_{STZh} від забруднення атмосферного повітря м. Тернопіль

бування мешканців в умовах забрудненого повітря показав, що він зростає зі збільшенням часу експозиції та є найвищим для дитячого населення (0,86 та 0,78 відповідно). Встановлено, що цілодобове знаходження на відкритому повітрі м. Тернопіль в умовах забруднення важкими металами (Pb, Cr^{6+}, Cd, Fe, Ni, Mn, Cu) впродовж 2019-2023 рр. є небезпечним для всіх вікових категорій населення ($R_{STZh} > 1 \cdot 10^{-6}$). Отримані результати розрахунку скорочення тривалості життя вказують на необхідність першочергового обмеження викидів автотранспорту та промислових об'єктів у селітебних зонах міста.

Перспективи використання результатів досліджень. Результати розрахунку екологічних ризиків скорочення тривалості життя слугуватимуть науковою основою для розробки просторових карт ізоризиків м. Тернопіль із використанням ГІС-технологій. Це дозволить оптимізувати розміщення нових стаціонарних постів спостереження в межах зони «Тернопільська», розробити рекомендації щодо функціонального зонування міських територій, оптимізації транспортних потоків (будівництво об'їзних магістралей) та впровадження жорстких екологічних стандартів для автотранспорту.

Література

1. Сафранов Т.А., Колісник А.В. Оптимізація природокористування: навчальний посібник для здобувачів вищої освіти за спеціальністю 101-Екологія. Одеса: ОДЕКУ. 2024. 116 с. URL: http://eprints.onu.edu.ua/id/eprint/13067/1/SafranovT_OptPrir_NP_2024_116c.pdf (дата звернення: 10.09.2026)
2. Екологічні ризики: природа і критерії / Войціцький В.М., Хижняк С.В., Данчук В.В. та ін. *Екологічні науки*. 2020. № 4(31). С. 131-135. DOI: 10.32846/2306-9716/2020.eco.4-31.21
3. Чинники ризику: методика визначення й оцінювання, прогнозування в медицині (огляд літератури; приклади використання у власній клінічній практиці) – повідомлення перше / Фаюра О.П., Максимук А.О., Абрагамович О.О. та ін. *Lviv Clinical Bulletin.* 2021. № 1(33)–2(34). С. 59-64. DOI: 10.25040/lkv2021.01-02.051
4. Колісник А.В., Чернякова О.І. Збірник методичних вказівок до практичних робіт з дисципліни «Екологічна безпека» для бакалаврів. Одеса: ОДЕКУ, 2024. 89 с.
5. Кузьміна В.А. Екологічна безпека. Конспект лекцій. Одеса: ОДЕКУ, 2020. 130 с.
6. Добровольский В.В. Екологічний ризик: причинно-наслідкові зв'язки в екосистемі. *Екологія. Наукові праці*. 2010. 132(119). С. 6-9. URL: http://ecology.chdu.edu.ua/article/view/64566 (дата звернення: 10.09.2026)
7. Державна служба статистики України. Населення України: Статистичний щорічник. Київ, 2022. 180 с. URL: https://stat.gov.ua/ sites/default/files/2024-02/Збірник%20Статистичний%20щорічник%20України%202022%20рік.pdf (дата звернення: 10.09.2026)
8. Трахтенберг І.М., Дмитруха Н.М., Луговський С.П. та ін. Свинець – небезпечний полютант: проблема стара і нова. *Сучасні проблеми токсикології.* 2018. № 2. С. 12-21. URL: https://protox.medved.kiev.ua/index.php/ua/issues/2015/3/item/450-lead-is-a-dangerous-pollutant-the-old-and-new-problem (дата звернення: 12.09.2026)
9. Ткачишин В.С. Інтоксикація марганцем: клініка, діагностика, лікування. *Медицина транспорту України.* 2019. № 1. С. 45-52.
10. Скаб О. Біологічні і токсикологічні ефекти хрому (VI) в організмі тварин і людини. Вісник ЛНАУ. 2020. № 24. С. 88-94.
11. Видиборець С.В. Метаболізм заліза і залізодефіцитні стани: монографія. Boston: Primedia eLaunch, 2022. 267 с.
12. Zhao H., Liu W., Wang Y. et al. Cadmium induces apoptosis in primary rat osteoblasts through caspase pathways. *J. Vet. Sci.* 2015. Vol. 16(3). Pp. 297-306. DOI: 10.4142/jvs.2015.16.3.297
13. Корсак К.В., Плахотнюк О.В. Основи екології: навч. посіб. 2-ге вид. Київ: МАУП, 2000. 296 с.
14. Тетієвський В.І Вип. 12. С. 102-109. URL: https://www.udau.edu.ua/assets/files/zbirniki/conference/ekologiya/Tetiyevskij.pdf (дата звернення:., Пушкарьова Т.М. Вплив нікелю та його сполук на здоров'я населення. Наукові праці УНУ. 2021. 13.09.2026)
15. Методичні рекомендації для здійснення оцінки ризиків та вразливості соціально-економічних секторів та природних складових до зміни клімату / Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України. Наказ № 386 від 02.06.2023 р. URL: https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/v0386926-23#Text (дата звернення: 14.09.2026)
16. Бредун В.І. Екологічна безпека та управління ризиками: навч. посіб. Полтава: Вид-во НУ ім. Ю. Кондратюка, 2021. 189 с. URL: https://reposit.nupp.edu.ua/item/17418 (дата звернення: 14.09.2026)
17. Грабко Н.В. Демографічний аспект екологічної ситуації в регіонах Західної України. Євроінтеграція екологічної політики України: Матеріали Сьомої Всеукр. наук.-практ. конф. Одеса: ОДЕКУ, 2025. С. 185-189.
18. Грабко Н.В., Колісник А.В. Екологічні фактори впливу на смертність населення Одеської області. Український гідрометеорологічний журнал. 2024. № 33. С. 115-124. DOI: 10.31481/uhmj.33.2024.10
19. Екологічний паспорт Тернопільської області за 2023 рік / Департамент екології та природних ресурсів Тернопільської ОДА. Тернопіль, 2024. 112 с. URL: https://ecology.te.gov.ua/stan-dovkillya/ekologichnij-pasport-ternopilskoyi-oblasti/ (дата звернення: 27.09.2026)
20. Стратегія розвитку Тернопільської області на період до 2027 року / Тернопільська ОДА. Тернопіль, 2020. 86 с. URL: https://oda.te.gov.ua/storage/app/sites/26/економіка/strategia-oblasti-na-2021-2027-roku.pdf (дата звернення: 29.09.2026)
21. Яровий А.Т., Страхов Є.М. Багатовимірний статистичний аналіз: навч.-метод. посіб. Одеса: Астропринт, 2015. 132 с. URL: https://files.znu.edu.ua/files/Bibliobooks/Inshi75/0056336.pdf (дата звернення: 30.09.2026)
22. Грабко Н.В., Колісник А.В. Попередня оцінка ролі певних метеорологічних і біометеорологічних умов у формуванні смертності від COVID-19 в Одеській області. *Екологічні науки.* 2024. № 1(52), Т. 2. С. 129-134. DOI: 10.32846/2306-9716/2024.eco.1-52.2.24
23. Грабко Н.В. Вплив несприятливих біокліматичних умов на здоров'я людини (на прикладі м. Львів). Матеріали 80-ї звітної наук. конф. проф.-викл. складу ОНУ імені І. І. Мечникова. Одеса: ОНУ, 2025. С. 141–145.
24. Данова Т.Є., Катеруша Г.П. Аспекти екологічної кліматології: навч. посіб. Одеса: ТЕС, 2015. 184 с.
25. Екологічний паспорт Тернопільської області за 2022 рік / Департамент екології та природних ресурсів Тернопільської ОДА. Тернопіль, 2023. 108 с. URL: https://ecology.te.gov.ua/stan-dovkillya/ekologichnij-pasport-ternopilskoyi-oblasti/ (дата звернення: 27.09.2026)
26. Екологічний паспорт Тернопільської області за 2021 рік / Департамент екології та природних ресурсів Тернопільської ОДА. Тернопіль, 2022. 104 с. URL: https://ecology.te.gov.ua/stan-dovkillya/ekologichnij-pasport-ternopilskoyi-oblasti/ (дата звернення: 27.09.2026)

Дата першого надходження статті до видання: 16.10.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 04.11.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 23.11.2026

УДК 630*18:502.1(477.53) + 504.06
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.6-69.17

КОМПЛЕКСНА ОЦІНКА БІОРІЗНОМАНІТТЯ ТА ЕКОЛОГІЧНОЇ СТІЙКОСТІ ЛІСОВИХ ЕКОСИСТЕМ ЛІСОСТЕПУ (НА ПРИКЛАДІ ФІЛІЇ «МИРГОРОДСЬКЕ ЛІСОВЕ ГОСПОДАРСТВО»)

Височін Д.В. (orcid.org/0009-0008-8298-5056),
Горбань В.В. (orcid.org/0000-0003-4720-293X),
Воронова Н.В. (orcid.org/0000-0002-0186-7584)
Запорізький національний університет
вул. Університетська, 66, 69011, м. Запоріжжя
dmytrovdv7@gmail.com, valera251077@gmail.com,, 180270n@gmail.com

У статті наведено результати комплексного екологічного дослідження лісових екосистем філії «Миргородське лісове господарство» ДП «Ліси України». На основі аналізу матеріалів базового лісовпорядкування 2024 року та даних мультиспектрального супутникового моніторингу програми Copernicus Sentinel-2 (Level-2A) за 2021–2026 рр. проведено просторово-часову оцінку сучасного стану біорізноманіття й екологічної стійкості деревостанів у специфічних умовах кліматичного стресу та наслідків воєнних дій. Встановлено, що лісовий фонд басейну р. Хорол формується за вираженого едифікаторного домінування дуба звичайного (*Quercus robur* – 45,0% за загальним запасом) та сосни звичайної (*Pinus sylvestris* – 22,7% за запасом) при інтегральному середньому віці деревостанів 62 роки, що свідчить про домінування пристигаючих груп насаджень. Розраховано інтегральний індекс видового біорізноманіття Шеннона (H'=1,48) та встановлено парціальний внесок провідних порід-едифікаторів. Доведено, що максимальні показники резистентності зберігають мішані ліси свіжих сугрудів (C_2), тоді як лісогосподарський та техногенний пресинг спричиняють двократне падіння загального рівня лісової фітомаси – з 200 до 100 т/га. Виявлено глибокий дисбаланс у структурі мисливської теріофауни внаслідок епізоотії африканської чуми свиней (АЧС) 2020 року, яка зумовила катастрофічну депресію популяції дикого кабана (Sus scrofa) до 20 особин та вилучення важливої ланки зоогенної мінералізації підстилки. Це викликало істотний перерозподіл трофічного пресингу на підріст і чагарниковий ярус з боку стабільних популяцій козулі європейської (*Capreolus capreolus* – 940 особин) та оленя плямистого (*Cervus nippon* – 120 голів). Оцінено загрози суцільних і санітарних рубок для ключових стацій раритетних видів Червоної книги України та Бернської конвенції (лелека чорний, орлан-білохвіст, видра річкова, жук-олень). Обґрунтовано стратегічну необхідність переходу до наближеного до природи лісівництва, формування мережі охоронних рефугіумів та оптимізації адаптивних біотехнічних комплексів. *Ключові слова:* лісові екосистеми, біорізноманіття, екологічна стійкість, індекс Шеннона, Миргородське лісове господарство, Sentinel-2, африканська чума свиней, мисливська фауна, антропогенний пресинг, Червона книга України.

Comprehensive Assessment of Biodiversity and Ecological Stability of Forest Ecosystems in the Forest-Steppe Zone (Case Study of the Branch «Myrhorod Forestry»). Vysochin D., Gorban V., Voronova N.

The article presents the results of a comprehensive ecological study of forest ecosystems in the branch «Myrhorod Forestry» of the State Enterprise «Forests of Ukraine». Based on the analysis of 2024 forest management materials and Sentinel-2 (L2A) satellite monitoring data for 2021–2026, the current state of biodiversity and ecological stability of forest stands was assessed under climate stress and wartime conditions. It was established that the forest fund is dominated by common oak (*Quercus robur* – 45.0% by volume) and Scots pine (*Pinus sylvestris* – 22.7% by volume), with the average age of the stands being 62 years. The integral Shannon biodiversity index was calculated (H' = 1.48), and the partial contribution of key edificator species was determined. Mixed forests in fresh sub-bor conditions (C_2) were proven to exhibit the highest resistance, whereas anthropogenic pressure leads to a twofold decline in phytomass (from 200 to 100 t/ha). The structural imbalance of hunting game theriofauna caused by the 2020 African swine fever (ASF) epizootic (depression of wild boar to 20 individuals) and the subsequent redistribution of trophic pressure against the backdrop of stable populations of European roe deer (940 individuals) and sika deer (120 individuals) were evaluated. Clear-cutting and sanitary felling were identified as significant threats to the habitats of species listed in the Red Book of Ukraine, including the black stork, white-tailed eagle, and Eurasian otter. The necessity of transitioning to close-to-nature silviculture and establishing adaptive biotechnical management schemes is substantiated. *Key words:* forest ecosystems, biodiversity, ecological stability, Shannon index, Myrhorod forestry, Sentinel-2, African swine fever, hunting fauna, anthropogenic pressure, Red Book of Ukraine.

© Височін Д.В., Горбань В.В., Воронова Н.В., 2026
Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY 4.0

Постановка проблеми. Сучасний стан лісових екосистем Лісостепової зони України характеризується прогресуючим зниженням природної резистентності під дією кумулятивного антропогенного навантаження, глобальних гідрокліматичних трансформацій та наслідків повномасштабних воєнних дій. Для масивів філії «Миргородське лісове господарство» ДП «Ліси України» та прилеглих мисливських угідь басейну річки Хорол гострою проблемою є посилення кліматичної аридизації, що проявляється у зниженні водності водойм, падінні рівня ґрунтових вод і локальній деградації кронового намету лісових ценозів. Дефіцит вологи істотно знижує життєздатність основних лісотвірних едифікаторів – дуба звичайного (*Quercus robur*) та сосни звичайної (*Pinus sylvestris*), зумовлюючи підвищену вразливість деревостанів до ураження стовбуровими шкідниками та патогенами [1]. Водночас екологічний дисбаланс території значно поглиблюється через накладання біотичних шоків та лісогосподарського пресингу. Катастрофічний спад популяції дикого кабана (*Sus scrofa*) внаслідок епізоотії африканської чуми свиней (АЧС) спричинив випадіння ключової ланки зоогенного впливу на лісову підстилку та природне насіннєве відновлення дібров. Це призвело до зміщення трофічного пресингу на підріст з боку інших ратичних копитних, а практика суцільних і санітарних рубок продовжує руйнувати біотопи раритетних видів Червоної книги України та Бернської конвенції. За таких умов виникає нагальна науково-практична потреба в комплексній кількісній оцінці біорізноманіття, інтегральному визначенні екологічної стійкості деревостанів та просторово-часовому моніторингу за допомогою сучасних супутникових систем ДЗЗ для обґрунтування переходу до наближеного до природи лісівництва й адаптивного лісокористування [4].

Актуальність дослідження. Актуальність дослідження зумовлена необхідністю масштабного реформування лісової галузі України та впровадження принципів наближеного до природи лісівництва в умовах прогресуючих кліматичних змін і наслідків воєнних дій, що спричиняють аридизацію ландшафтів та порушення гідрологічного режиму річкових басейнів. В умовах низької лісистості Полтавської області (13,8%) масиви філії «Миргородське лісове господарство» виконують критичну водоохоронну та кліматорегулюючу роль, що вимагає об'єктивної оцінки їхньої екологічної стійкості [1]. Синтез актуальних таксаційних показників із високоточними технологіями супутникового моніторингу Sentinel-2 дозволяє виявити просторово-часову динаміку втрат біомаси, оцінити деградацію біотопів рідкісних видів та дисбаланс мисливської фауни після епізоотій, формуючи наукове підґрунтя для розробки регіональних програм адаптації лісів і їхнього повоєнного екологічного відновлення [5].

У науковому аспекті авторський доробок розв'язує актуальну проблему збереження та кількісної оцінки біорізноманіття лісових угруповань в умовах наростаючого кліматичного стресу та наслідків воєнних дій, поєднуючи класичні лісотипологічні методики з технологіями супутникового моніторингу програми Copernicus (Sentinel-2 L2A).

Практичне значення одержаних результатів полягає у формуванні інформаційно-аналітичної основи для розробки «Програми адаптації лісів Полтавщини до змін клімату до 2030 року»

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Фундаментальні засади лісової типології та резистентності ценозів закладено в класичних працях П. С. Погребняка та С. А. Генсірука [1]. Сучасні аспекти природного поновлення та біологічних реакцій дендрофлори на кліматичний стрес розкрито В. М. Скляр, Н. О. Смоляр та ін. [2; 8], а методику застосування фітоценотичних індикаторів стану насаджень обґрунтовано В. М. Скляр зі співавторами [3]. Особливості вирощування соснових лісів дослідили В. В. Левченко та В. В. Гуменюк [9], тоді як наслідки лісогосподарського пресингу та втрати біорізноманіття висвітлено А. О. Калашніковим, І. М. Жежкуном та А. С. Торосовим [1]. Функціонування захисних насаджень Лісостепу охарактеризовано О. П. Ткачуком та Н. М. Вітер [7], роль старовікових лісів – М. М. Королем, С. П. Гаврилюком та ін. [6], а шляхи формування стійких насаджень – П. Шпатхельфом і В. П. Лавним [10].

Важливим напрямом є дистанційний моніторинг: А. Васьневський, С. П. Гаврилюк та ін. [4] за даними Sentinel-2 підтвердили подвоєння лісових втрат в Україні через війну, а моделі А. З. Швиденка, І. Ф. Букші, С. В. Краковської та П. І. Лакиди [5] засвідчили вразливість деревостанів до глобальної аридизації.

Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Попри наявність ґрунтовних праць із лісотипології та загального моніторингу біорізноманіття [1, 6], досі залишається недостатньо вивченим питання кількісної інтегральної оцінки стійкості мішаних деревостанів Миргородського регіону до осередкового розмноження стовбурових шкідників в умовах прогресуючої кліматичної аридизації та стрімкого зниження рівня ґрунтових вод [1, 4, 5]. Окрім того, бракує емпіричних даних щодо системного впливу епізоотії африканської чуми свиней (АЧС) на деформацію трофічної структури фауністичних комплексів, стан природного відновлення дібров і функціональну спроможність екологічних коридорів забезпечувати міграційні шляхи ссавців у період дії воєнного стану [1, 2]. Не менш актуальною є потреба у поєднанні дистанційного супутникового зондування (Sentinel-2) із таксаційними параметрами для об'єктивної просторово-часової верифікації втрат лісової біомаси під синергетичним тиском кліматичних змін та лісогосподарського пресингу [1, 2, 9].

Новизна Наукова новизна полягає у проведенні першої інтегральної кількісної оцінки біорізноманіття лісових екосистем філії «Миргородське лісове господарство» на основі даних лісовпорядкування 2024 року із розрахунком індексу Шеннона (H' = 1,48) та визначенням парціального внеску основних лісотвірних порід. За допомогою мультиспектрального супутникового аналізу Sentinel-2 (L2A) за період 2021–2026 рр. верифіковано просторово-часову динаміку аридизації заплавних ландшафтів басейну річки Хорол, що проявляється у фрагментації намету та обмілінні русел.

Вперше комплексно оцінено наслідки спалаху африканської чуми свиней (АЧС) 2020 року як чинника глибокої депресії популяції дикого кабана, що призвело до вилучення ключової ланки зоогенної мінералізації підстилки та перерозподілу трофічного пресингу на інші види ратичних. Встановлено кумулятивний ефект поєднання лісогосподарського пресингу (суцільних і санітарних рубок) та воєнного фактора, які спричиняють деградацію гніздових і трофічних біотопів раритетних видів Червоної книги України та Бернської конвенції.

Методологічне або загальнонаукове значення Методологічне значення роботи полягає у синтезі класичних лісотипологічних підходів із новітніми технологіями супутникового моніторингу програми Copernicus (Sentinel-2 L2A), що доводить ефективність застосування дистанційного зондування для оперативної фіксації кліматичного й антропогенного стресу лісових біоценозів. Запропоновано використання показника накопичення загальної фітомаси та індексу видового різноманіття як експрес-індикаторів порушеності біогеоценотичного покриву (зокрема, двократного спаду біомаси зі 200 до 100 т/га у трансформованих зонах).

Загальнонауковий внесок полягає у поглибленні теоретичних уявлень про резистентність лісових екосистем Лісостепової зони до поєднаної дії кліматичної аридизації, спалахів епізоотій та господарського навантаження. Отримані закономірності створюють алгоритмічний базис для переходу від традиційного лісокористування до наближеного до природи лісівництва та формування регіональних програм адаптації лісового фонду [6].

Викладення основного матеріалу. Для ретроспективного та просторово-часового аналізу динаміки рослинного покриву та заплавних комплексів басейну р. Хорол у межах Миргородського регіону використано матеріали дистанційного зондування Землі (ДЗЗ) європейської програми Copernicus (рис. 1).

Вхідними даними слугували мультиспектральні знімки супутників Sentinel-2 (рівень первинної обробки L2A – Bottom of Atmosphere, геометрично та атмосферно скориговані дані відбивної здатності на нижній межі атмосфери). Порівняльний аналіз проведено для двох репрезентативних часових зрізів з ідентичною календарною прив'язкою (фенологічна фаза ранньої осені): 1 жовтня 2021 року (базовий стан екосистем до повномасштабного воєнного вторгнення та активної фази сучасного кліматичного стресу); 1 жовтня 2026 року (актуальний моніторинговий зріз п'ятирічного циклу спостережень).

Візуалізацію та векторизацію просторових шарів виконано у синтезі спектральних каналів природного відображення («True Color» / RGB: B04, B03, B02) із просторовою роздільною здатністю 10 м/піксель, а також у спеціалізованій конфігурації платформи «Рослинність та лісівництво». Знімок (рисунок 1-а) фіксує просторову структуру заплави річки Хорол та прилеглі урочища й урбанізовані ландшафти м. Миргород на початку осіннього періоду 2021 року. Русло річки Хорол та старичні озера мають високий рівень наповнення акваторій відкритим водним дзеркалом; водні об'єкти чітко контуруються темними спектральними значеннями без виражених ознак масового обміління. Деревна та чагарникова рослинність прибережно-захисних смуг і міських зелених масивів перебуває у стані збереженої вегетативної активності; лісові куртини характеризуються високою щільністю кронового намету без значних фрагментацій.



а – 01.10.2021 б – 01.10.2026

Рис. 1. Просторово-часовий аналіз динаміки рослинного покриву та заплавних комплексів басейну р. Хорол у межах Миргородського регіону, матеріали дистанційного зондування Землі (ДЗЗ) європейської програми Copernicus

Актуальний стан досліджуваної території через 5 років (рисунок 1б), зафіксований в аналогічних фенологічних умовах (початок жовтня). Фіксуються наслідки прогресуючої аридизації клімату Лісостепової зони – зниження водності, зміна конфігурації мілководних ділянок річки Хорол, замулення або заростання окремих мілководних стариць прибережною гідрофітною рослинністю. За рахунок атмосферної корекції L2A чітко розрізняються ділянки з різною інтенсивністю фотосинтетичної активності. Порівняно з 2021 роком, на відкритих лучно-степових та прибережних ділянках фіксується більш виражене зниження вологості ґрунтового покриву та зменшення зеленої біомаси травостою. У деревному ярусі спостерігаються локальні плями деградації й розрідження намету, що корелює із загальнорегіональною втратою життєздатності окремих порід через гідрологічний дефіцит.

Таким чином, супутниковий моніторинг Sentinel-2 за 2021–2026 рр. підтверджує чутливість заплавних лісових і водно-болотних комплексів Миргородщини до гідротермічного стресу та зниження рівня ґрунтових вод. Використання мультиспектральних каналів супутника Sentinel-2 (Level-2A) дозволяє оперативно документувати трансформацію лісових угідь і слугує об'єктивною просторовою основою для моніторингу біорізноманіття та впровадження адаптивного лісокористування.

У філії «Миргородське лісове господарство» ДП «Ліси України» період відтворення насаджень перевищує 30 років, що вимагає довгострокового планування. Аналіз породного складу свідчить про домінування дуба звичайного, який займає 43,5% площі, його частка у загальному запасі досягає 45,0% (табл. 1, рис. 2).

Для комплексної характеристики території та оцінки стійкості деревостанів використано базові

Таблиця 1

Структура породного складу та розрахунок індексу Шеннона (*H'*)

Порода (вид)	Запас, тис. м³	Частка (pi), %	Частка (pi)	ln(pi)	Парціальний внесок (−pi·ln(pi))	Внесок у H′ (×100)
Дуб звичайний (*Quercus robur*)	950	45,00%	0,45	-0,7985	0,3593	35,9
Сосна звичайна (*Pinus sylvestris*)	480	22,70%	0,227	-1,4828	0,3366	33,7
Інші породи	360	17,20%	0,172	-1,7603	0,3028	30,3
Вільха чорна (*Alnus glutinosa*)	120	5,70%	0,057	-2,8647	0,1633	16,3
Граб звичайний (*Carpinus betulus*)	115	5,40%	0,054	-2,9188	0,1576	15,8
Липа серцелиста (*Tilia cordata*)	45	2,10%	0,021	-3,8632	0,0811	8,1
Ясен звичайний (*Fraxinus excelsior*)	40	1,90%	0,019	-3,9633	0,0753	7,5
Разом	2110	100,00%	1	–	H' = 1,48	147,6

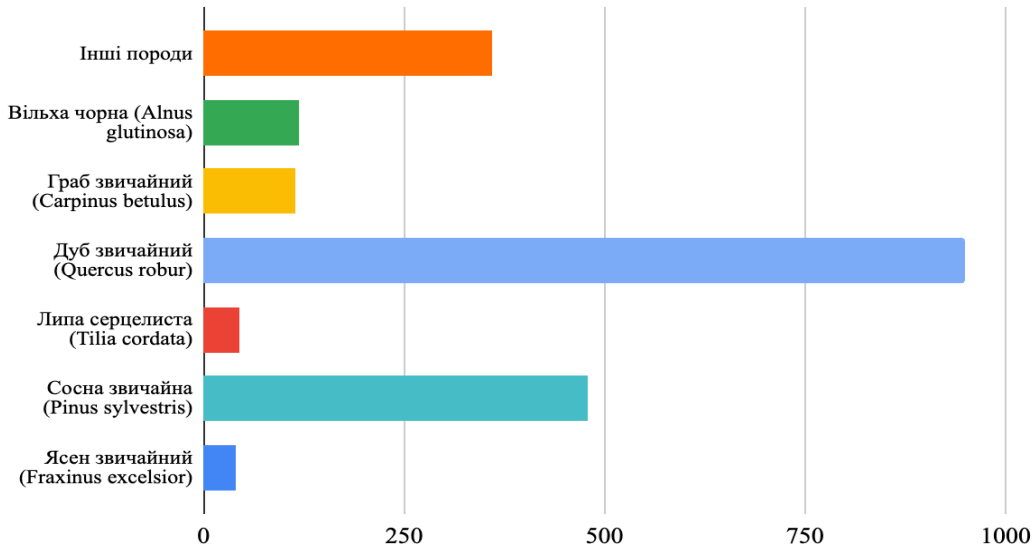


Рис. 2. Розподіл переважаючих деревних видів за запасом тис. м³ (2024 р.)

лісівничо-екологічні методики, дані таксаційного опису (2024 р.) та індекс видового різноманіття Шеннона (H'). Значення $H' \approx 48$ свідчить про помірне біорізноманіття з чітким едифікаторним домінуванням твердолистяних (дуб) та хвойних (сосна) порід, які сумарно акумулюють 67,7% загального запасу насаджень. Максимальні показники стабільності фіксуються у мішаних лісах свіжих сугрудів (C_2), де багатоярусна структура забезпечує вищу стійкість до патогенів і кліматичної аридизації.

Аналіз базових таксаційних характеристик лісових насаджень досліджуваного регіону свідчить про значний потенціал їхньої екологічної стійкості та біологічної продуктивності (табл. 2).

Вікова структура деревостанів формується під впливом лісівничо-господарських циклів та природних сукцесійних процесів, демонструючи інтегральний середній вік на рівні 62 років, що діагностує загальне переважання пристигаючих насаджень. Диференціація за провідними едифікаторними групами вказує на те, що твердолистяні породи характеризуються середнім віком 60 років, хвойні формації – 45 років, тоді як середній вік м'яколистяних ценозів становить 40 років.

За показником повноти деревостани перебувають у діапазоні 0,61–0,66 (зокрема: хвойні – 0,66, твердолистяні – 0,63, м'яколистяні – 0,61), що фіксує високий рівень зімкненості шатра крон та сприятливий мікрокліматичний режим піднаметового простору.

Оцінка за класами бонітету підтверджує високий трофічний та гідрологічний оптимум едафотопів Лісостепової зони: насадження тяжіють переважно до I–II класів, досягаючи значень I,3 у хвойних, II,2 у твердолистяних та II,4 у м'яколистяних асоціаціях.

Продуктивність стовбурового запасу закономірно варіює відповідно до біоекологічних властивостей порід: від 150 м³/га у м'яколистяних масивах до максимальних 310 м³/га у високопродуктивних твердолистяних дібровах (при 220 м³/га у хвойних деревостанах).

Водночас індикатором резистентності екосистем до антропогенного навантаження виступає динаміка накопичення загальної фітомаси: якщо у відносно збережених природних масивах показник біомаси сягає 200 т/га, то в антропогенно порушених зонах зафіксовано його двократне падіння – до 100 т/га, що слугує прямим свідченням структурно-функціональної деградації біогеоценотичного покриву під впливом зовнішнього пресингу (рис. 3).

Динаміка та просторово-видова структура мисливської фауни демонструють суттєвий дисбаланс (Таблиця 3), обумовлений наслідками перенесеної епізоотії. Базове поголів'я диких ратичних наразі формують козуля європейська (*Capreolus capreolus*), чисельність якої досягає 940 особин, та олень плямистий (*Cervus nippon*) із показником у 120 голів. Натомість у часових рядах спостережень виділяється виражена депресійна аномалія щодо дикого кабана (*Sus scrofa*), чия популяція зазнала катастрофічного

Таблиця 2

Порівняльні таксаційні показники стійкості деревостанів

Група насаджень	Середній вік, років	Повнота насаджень	Запас, м³/га	Клас бонітету	Стійкість деревостану
Хвойні	45	0,66	220	I,3	Середня
Твердолистяні	60	0,63	310	II,2	Висока (клімаксна)
М'яколистяні	40	0,61	150	II,4	Знижена (піонерна)

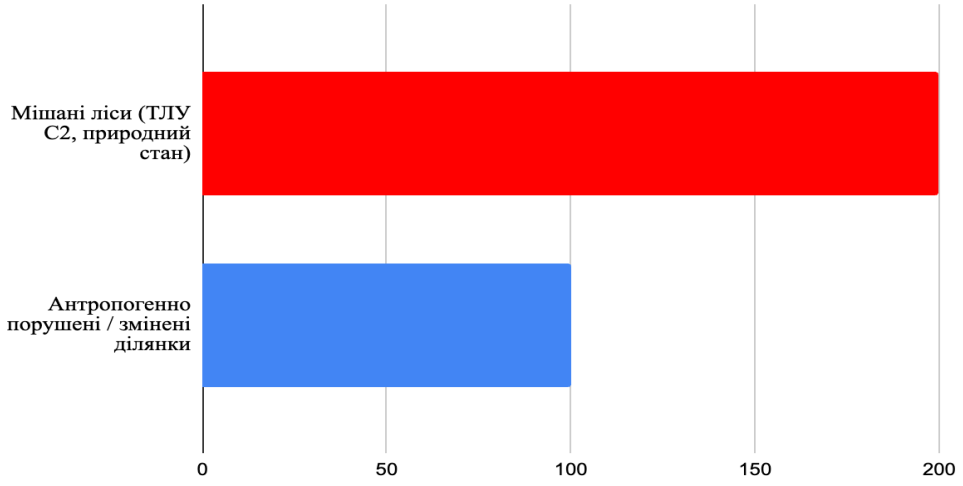


Рис. 3. Рівень біомаси як індикатор антропогенної трансформації

падіння у 2020 році внаслідок спалаху африканської чуми свиней (АЧС).

Масова загибель тварин та вимушені протиепізоотичні депопуляційні заходи практично вилучили цей вид із біоценотичного кругообігу господарства. Це спричинило випадіння важливої зоогенної ланки – дикий кабан виконував ключову роль у спушуванні ґрунту, регуляції ґрунтових шкідників і закладанні підстилки під природне поновлення дуба звичайного (*Quercus robur*).

Паралельно з цим традиційні підходи до ведення лісогосподарської діяльності виступають дестабілізуючим фактором для раритетної біоти (табл. 4). Проведення суцільних рубок головного користування призводить до деградації гніздових стацій таких рідкісних видів, як лелека чорний (*Ciconia nigra*) та орлан-білохвіст (*Haliaeetus albicilla*), а також руйнує колонії борсука європейського (*Meles meles*). Окрім того, надмірне вилучення перестійних і сухостійних дерев під час санітарних заходів позбавляє оселищ види-дуплогніздники, зокрема сову сіру (*Strix aluco*), та лімітує розвиток ксилофільних комах, передусім жука-оленя (*Lucanus cervus*).

Вирубування насаджень уздовж гідрографічної мережі (зокрема у басейні р. Хорол) разом із загальним забрудненням русел істотно звужує кормову базу та трофічні коридори видри річкової (*Lutra lutra*). Таке кумулятивне поєднання лісогосподарського пресингу та наслідків епізоотії АЧС знижує загальну екологічну ємність угідь і зумовлює необхідність термінового впровадження принципів наближеного до природи лісівництва й посилення комплексу біотехнічних заходів.

Таблиця 3

Стан мисливської фауни та наслідки епізоотії АЧС

Вид мисливської фауни	Латинська назва	Чисельність, особин	Екологічний статус / динаміка
Козуля європейська	*Capreolus capreolus*	940	Стабільна чисельність, основний фітофаг
Олень плямистий	*Cervus nippon*	120	Локальна популяція
Дикий кабан	*Sus scrofa*	20	Катастрофічний спад / депресія через АЧС 2020 р.

Таблиця 4

Вплив лісогосподарської діяльності на рідкісні види флори та фауни мисливського господарства

Вид фауни / таксон	Природоохоронний статус (ЧКУ / Бернська конвенція)	Характерне середовище існування (біотоп)	Характер впливу лісогосподарської діяльності та динаміка популяції
Козуля європейська (*Capreolus capreolus*)	Мисливський вид	Лісові масиви, узлісся, чагарникові зарості	Чисельність становить 940 особин; виступає основним ратичним споживачем фітомаси в умовах депресії інших копитних
Олень плямистий (*Cervus nippon*)	Мисливський вид	Змішані лісові урочища	Популяція налічує 120 особин; потребує підтримуючих біотехнічних заходів у зимовий період
Дикий кабан (*Sus scrofa*)	Мисливський вид	Вологі ліси, заплавні діброви	Різкий спад чисельності внаслідок епізоотії африканської чуми свиней (АЧС) у 2020 р., що призвело до депопуляції та порушення природного балансу
Лелека чорний (*Ciconia nigra*)	ЧКУ, Бернська конвенція (Додаток II)	Старовікові дубові ліси	Критично негативний вплив через суцільні рубки та знищення гніздових дерев
Орлан-білохвіст (*Haliaeetus albicilla*)	ЧКУ, Бернська конвенція (Додаток II)	Водно-болотні ділянки, прибережні ліси	Негативний вплив рубок головного користування та порушення гідрологічного режиму
Видра річкова (*Lutra lutra*)	ЧКУ, Бернська конвенція (Додаток II)	Заплавні річки, зволожені прибережні ліси	Негативний вплив через забруднення водойм та суцільні рубки прибережно-захисних смуг
Жук-олень (*Lucanus cervus*)	ЧКУ, Бернська конвенція (Додаток III)	Старовікові діброви, дуплисті дуби	Негативний вплив через санітарні рубки та видалення відмерлої деревини й старовікових дерев
Борсук європейський (*Meles meles*)	Бернська конвенція (Додаток III)	Лісові масиви з розгалуженою мережею нір	Негативний вплив унаслідок суцільних рубок і фактора неспокою
Сова сіра (*Strix aluco*)	Бернська конвенція (Додаток II)	Старовікові ліси з наявністю дуплистих дерев	Негативний вплив через вирубування старого дуплистого фонду деревостанів

Головні висновки

1. Лісовий фонд філії характеризується вираженим домінуванням дуба звичайного (45,0% запасу) і сосни звичайної (22,7%), а розрахований індекс видового різноманіття Шеннона ($H' = 1,48$) засвідчує помірну видову гетерогенність і залежність стабільності ценозів від стану порід-едифікаторів.

2. Найвищу резистентність до кліматичного стресу зберігають складні мішані насадження у свіжих сугрудах (C_2), тоді як загальне переважання пристигаючого віку насаджень (середній вік – 62 роки) підвищує їхню вразливість до антропогенного втручання.

3. Супутниковий моніторинг Sentinel-2 за 2021–2026 рр. підтвердив прогресуючу аридизацію заплави р. Хорол, падіння водності водойм і локальне розрідження кронового намету, що на тлі суцільних рубок викликає двократне падіння фітомаси насаджень (із 200 до 100 т/га).

4. Водночас епізоотія АЧС 2020 року критично скоротила чисельність дикого кабана до 20 особин, порушивши процеси природного поновлення лісу та створивши передумови для деградації оселищ низки червонокнижних видів під дією лісогосподарського пресингу.

Перспективи використання результатів дослідження Одержані дані кількісної оцінки біорізноманіття, стану фітомаси та динаміки угідь виступають практичною основою для розробки «Програми адаптації лісів Полтавщини до змін клімату до 2030 року». Вони визначають пріоритетні заходи щодо конверсії чистих хвойних насаджень у стійкі мішані масиви, переходу до вибіркових систем рубок і збереження ключових оселищ раритетної біоти.

Апробована методика супутникового моніторингу Sentinel-2 Level-2A рекомендована до регулярного використання для оперативного контролю стану лісів і зволоженості заплав у період повоєнного відновлення. Крім того, матеріали щодо депресії дикого кабана та розподілу копитних є підґрунтям для коригування нормативів ємності мисливських угідь та оптимізації мережі біотехнічних комплексів.

Література

1. Калашніков А. О., Жежкун І. М., Торосов А. С. Втрата деревних ресурсів та біорізноманіття в лісах України. *Лісівництво і агроміліорація*. 2024. Вип. 145. С. 143–154. DOI: 10.33220/1026-3365.145.2024.143
2. Skliar V., Smoliar N., Kozak M., Liubynskyi O., Skliar Yu. Ecological and cenotic features of natural regeneration of forests in the Left-Bank Polissya of Ukraine. *Ukrainian Journal of Forest and Wood Science*. 2024. Vol. 15, No. 2. P. 118–134. DOI: 10.31548/forest/2.2024.118
3. Skliar V., Skliar Yu., Sherstiuk M., Smoliar N., Kanivets O. Use of environmental indicators to assess the state of forest ecosystems. *Ukrainian Journal of Forest and Wood Science*. 2024. Vol. 15, No. 3. P. 25–42. DOI: 10.31548/forest/3.2024.25
4. Waśniewski A., Rynkiewicz A., Hościło A., Havryliuk S., Chaskovskyy O. Impact of the war on forest ecosystem in Ukraine based on Sentinel-2 data. *Scientific Reports*. 2026. Vol. 16. Article 35744. DOI: 10.1038/s41598-026-35744-7
5. Shvidenko A., Buksha I., Krakovska S., Lakyda P. Vulnerability of Ukrainian forests to climate change. *Sustainability*. 2017. Vol. 9, No. 7. Article 1152. DOI: 10.3390/su9071152
6. Korol M., Havryliuk S., Tokar O., Gusti M. Spatial Structure, Biodiversity Indicators and Carbon Stocks of the Old-Growth Natural Forests in the Protected Areas of the Ukrainian Carpathians. *Environmental Sciences Proceedings*. 2022. Vol. 13, No. 1. Article 27. DOI: 10.3390/IECF2021-10803
7. Tkachuk O. et al. Ecological problems of functioning of field-protective forest belts in the Forest-Steppe of Ukraine. *Ecological Engineering & Environmental Technology*. 2023. No. 59. P. 149–161. DOI: 10.12912/27197050/195735
8. Skliar V. et al. Impact of global climate change on the biological characteristics of tree species in forest ecosystems. *Ukrainian Journal of Forest and Wood Science*. 2025. Vol. 16, No. 1. P. 44–63. DOI: 10.31548/forest/1.2025.44
9. Levchenko V., Gumeniuk V. Regarding the issue of growing Scots Pine forests in Polissya. *Ukrainian Journal of Forest and Wood Science*. 2024. № 4. С. 25–39. DOI: 10.31548/forest/4.2024.25.
10. Spathelf P., Lavnyy V., Matysevych O., Danchuk O. German–Ukrainian efforts to establish climate-resilient forests in western Ukraine. *South-east European Forestry*. 2024. Vol. 15, № 1. P. 81–89. DOI: 10.15177/seefor.24-04.

Дата першого надходження статті до видання: 07.10.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 04.11.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 23.11.2026

УДК 504.064.37
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.6-69.18

БУДІВЕЛЬНИЙ ТЕХНОГЕНЕЗ ЯК ЧИННИК ЛАНДШАФТНОЇ ТРАНСФОРМАЦІЇ

Зеленчук І.Д. (orcid.org/0009-0008-8517-6617)
Уманський національний університет
вул. Інститутська, 1, 20300, м. Умань
zelenchuk.id@gmail.com

У статті обґрунтовано будівельний техногенез як специфічний процес антропогенної трансформації природно-територіальних комплексів, зумовлений технологічно послідовним перетворенням території впродовж будівельного освоєння.

Конкретизовано зміст поняття «будівельний техногенез», під яким запропоновано розуміти сукупність взаємопов'язаних процесів трансформації природно-територіального комплексу, зумовлених будівельною діяльністю та таких, що проявляються у послідовних змінах його компонентів, структури і властивостей. Розроблено просторово-часову модель будівельного техногенезу, що ґрунтується на розмежуванні та зіставленні вихідного, проміжних і кінцевого станів природно-територіального комплексу. За такого підходу предметом аналізу є зміна стану ПТК між послідовними часовими зрізами, що забезпечує можливість установлення просторової локалізації та часової послідовності трансформацій його компонентів упродовж будівельного освоєння.

Визначено характер техногенних змін рельєфу, літогенної основи, ґрунтового і рослинного покриву, поверхневих та підземних вод відповідно до механізмів їх формування. Установлено, що просторові межі трансформації окремих компонентів ПТК можуть не збігатися внаслідок відмінностей у характері поширення будівельного впливу [1].

Для кількісного оцінювання просторового прояву будівельного техногенезу запропоновано визначати частку площі території, у межах якої встановлено зміни відповідного компонента. Кількісну характеристику трансформації рельєфу запропоновано здійснювати шляхом зіставлення висотних характеристик земної поверхні у відповідних часових зрізах. Розмежовано просторовий масштаб, характер і ступінь зміни компонентів ПТК. Просторовий масштаб характеризується площею поширення встановлених змін, характер – способом техногенного перетворення відповідного компонента, а ступінь зміни – величиною відхилення його стану від вихідних характеристик.

Обґрунтовано необхідність оцінювання будівельного техногенезу не лише за змінами окремих компонентів ПТК, а й з урахуванням порушення взаємодії між його живими та інертними компонентами. Запропонований підхід дає змогу досліджувати будівельне освоєння як просторово й часово послідовний процес трансформації природно-територіального комплексу та створює методичну основу для порівняльного оцінювання його станів на різних етапах будівельної діяльності. Наукова новизна полягає у встановленні взаємозв'язку між послідовністю будівельних робіт та змінами компонентів ПТК. *Ключові слова:* природно-територіальний комплекс ПТК, антропогенна геоморфологія, будівельне освоєння, техногенні зміни, просторово-часова модель, компоненти ландшафту.

Construction technogenesis as a factor of landscape transformation. Zelenchuk I.

The article substantiates construction technogenesis as a specific process of anthropogenic transformation of natural territorial complexes caused by the technologically sequential modification of a territory throughout its construction development.

The concept of «construction technogenesis» is specified and proposed to be understood as a set of interrelated processes of transformation of a natural territorial complex caused by construction activities and manifested in successive changes in its components, structure, and properties. A spatiotemporal model of construction technogenesis has been developed based on the differentiation and comparison of the initial, intermediate, and final states of a natural territorial complex. Within this approach, the subject of analysis is the change in the state of the natural territorial complex between successive time slices, enabling the spatial localization and temporal sequence of transformations of its components during construction development to be established.

The nature of technogenic changes in relief, the lithogenic base, soil and vegetation cover, surface water, and groundwater is determined according to the mechanisms of their formation. It is established that the spatial boundaries of transformations of individual components of a natural territorial complex may not coincide due to differences in the spatial extent of construction impacts. For the quantitative assessment of the spatial manifestation of construction technogenesis, it is proposed to determine the proportion of the study area within which changes in the respective component have been identified.

Quantitative characterization of relief transformation is proposed to be performed by comparing the elevation characteristics of the land surface at the corresponding time slices. The spatial extent, nature, and degree of change in the components of a natural territorial complex are differentiated. Spatial extent is characterized by the area over which the identified changes occur; the nature of change is determined by the mode of technogenic modification of the respective component; and the degree of change is defined by the magnitude of deviation of its state from the initial characteristics. The necessity of assessing construction technogenesis not only through changes in individual components of a natural territorial complex but also by considering disruptions in the interactions between its biotic and abiotic components is substantiated. The proposed approach enables construction development to be investigated as a spatially and temporally sequential process of transformation of a natural territorial complex and provides a methodological basis for the comparative assessment of its states at different stages of construction activity. The scientific novelty lies in establishing the relationship between the sequence of construction works and changes in the components of a natural territorial complex. *Key words:* natural territorial complex (NTC), anthropogenic geomorphology, construction development, technogenic changes, spatiotemporal model, landscape components.

© Зеленчук І.Д., 2026
Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY 4.0

Постановка проблеми. Будівельне освоєння територій супроводжується інтенсивним механічним перетворенням земної поверхні, під час якого природні компоненти ландшафту зазнають цілеспрямованого зрізання, переміщення, насипання та заміщення інженерними спорудами й елементами інфраструктури. Особливо масштабні зміни відбуваються на етапах інженерної підготовки території, коли виконання планувальних і земляних робіт призводить до формування виїмок і насипів, зміни морфоскульптури рельєфу та перерозподілу ґрунтових мас і гірських порід. Унаслідок цього модифікуються вихідні природні умови території, порушуються взаємозв'язки між компонентами, що є безпосереднім проявом антропогенної перетвореності ландшафту [1–2].

В українському ландшафтознавстві антропогенна трансформація ландшафтів розглядається як результат господарської діяльності, що призводить до зміни природних ландшафтних комплексів, їхніх компонентів і властивостей. Одним із напрямів дослідження таких змін є вивчення техногенезу – сукупності процесів, пов'язаних із технічною діяльністю людини та її впливом на природне середовище. Будівельна діяльність за характером такого впливу має власну специфіку. На відміну від інших видів господарського освоєння, зміна рельєфу та природних умов території відбувається цілеспрямовано, відповідно до технічних і планувальних параметрів майбутнього об'єкта. Земляні роботи, вертикальне планування, спорудження фундаментів та інженерних мереж є складовими самого процесу створення забудованого середовища. Отже, будівельне освоєння не лише використовує природні умови конкретної ділянки, а й безпосередньо змінює її вихідний стан, що дає підстави розглядати будівництво в контексті техногенних процесів [2].

Водночас в українській ландшафтознавчій школі наслідки будівельної діяльності для природного середовища переважно висвітлюються залежно від предмета конкретного дослідження: окремо досліджуються зміни рельєфу, ґрунтів, геологічного середовища, поверхневого стоку або інших природних компонентів. Такий підхід дозволяє детально характеризувати окремі види впливу будівництва, однак не дає відповіді на питання, як ці зміни співвідносяться між собою як послідовні наслідки одного процесу – техногенної перебудови географічного урочища. У результаті цього будівельний фактор залишається недостатньо осмисленим з погляду його системної ролі в техногенній трансформації ландшафтів.

Таким чином, наукова проблема полягає не просто у встановленні окремих наслідків будівельної діяльності, а в недостатньому розумінні її системної ролі у структурі техногенезу. Наукового обґрунтування потребує роль будівельних робіт як специфічної форми техногенного впливу, а також характер і закономірна послідовність зумовлених ними перетворень ПТК. Розв'язання цього питання є необхідним підґрунтям для формування теоретичних засад дослідження будівельного техногенезу та визначення його місця в системі антропогенних трансформацій природних ландшафтів.

Актуальність дослідження. Сталий розвиток територій супроводжується інтенсивним зростанням масштабів будівельної діяльності та просторового освоєння нових територіальних комплексів. В Україні особливої актуальності ця проблематика набуває в умовах інтенсивного відновлення пошкодженої інфраструктури, нового житлового та промислового будівництва, релокації підприємств, розвитку індустріальних парків та промислових кластерів. Реалізація таких проєктів пов'язана зі значним механічним втручанням у земну поверхню, зміною рельєфу та формуванням штучних поверхонь, унаслідок чого природні ландшафти зазнають значної антропогенної трансформації.

Зазначена тенденція посилюється також в умовах інтенсифікації процесів урбанізації та розвитку великих міських агломерацій. Міжнародний досвід свідчить, що розширення міст і створення нової інфраструктури супроводжуються значними змінами природно-територіальних комплексів. Зокрема, дослідження масштабних містобудівних проєктів у Китаї встановили, що підготовка територій під забудову може охоплювати десятки квадратних кілометрів [3]. У ширшому глобальному контексті проблема посилюється зростанням площ забудованих територій та ресурсомісткістю сучасного будівельного середовища, що зумовлює необхідність комплексного аналізу просторових наслідків будівельного освоєння [4].

Таким чином, актуальність дослідження зумовлена зростанням масштабів будівельного освоєння територій в Україні та світі й пов'язаною з цим потребою поглиблення наукових уявлень про будівельну діяльність у контексті техногенезу та антропогенної трансформації ландшафтів. Особливого значення це набуває для України, де процеси післявоєнного відновлення створюватимуть нові осередки інтенсивного технічного освоєння територій.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Авторський доробок спрямований на вирішення наукового завдання щодо обґрунтування будівельного техногенезу як специфічного процесу антропогенної трансформації ПТК. Це відповідає сучасному розвитку антропогеоморфології та урбаністичної геоморфології, у межах яких будівництво розглядається як безпосередній чинник формування антропогенних форм рельєфу та зміни геоморфологічних процесів [3].

Наукове завдання авторського доробку полягає у визначенні структури будівельного техногенезу, визначенні послідовності його проявів та обґрунтуванні взаємозв'язку між етапами будівельної діяль-

ності і трансформацією ПТК. Така постановка зміщує акцент із дослідження окремих антропогенних форм на аналіз процесу їх формування та просторово-часової взаємодії змінених компонентів геосистеми, що відповідає процесному підходу сучасної антропогеоморфології [5].

Практичне завдання полягає у формуванні науково-методичної основи для послідовного оцінювання техногенної трансформації ПТК на різних етапах будівельного процесу. Це створює можливість порівнювати вихідний і трансформований стан ландшафту, визначати характер та інтенсивність антропогенних змін і використовувати отримані результати для ландшафтного обґрунтування просторового планування та подальшого використання територіального комплексу.

Аналіз останніх досліджень і публікацій.

Теоретичним підґрунтям дослідження будівельного техногенезу є сформований у географічній науці напрям антропогенної геоморфології, у межах якого досліджуються створені або трансформовані діяльністю людини форми рельєфу, механізми їх формування, просторове поширення та взаємодія з природними геоморфологічними процесами [5; 6]. В українському ландшафтознавстві теоретичні засади вивчення антропогенних ландшафтів сформовані у працях Ф. М. Мількова та розвинуті Г. І. Денисиком, А. В. Гудзевичем, М. Д. Гродзинським, П. Г. Шищенком та іншими дослідниками; сучасні праці продовжують розвивати питання структури, функціонування, диференціації та просторової організації антропогенних ландшафтів. При цьому дослідження антропогенних і міських ландшафтів охоплюють, зокрема, селитебні та дорожні комплекси, а також форми рельєфу й геоморфологічні процеси, пов'язані з урбанізацією та будівельною діяльністю [7; 8].

Особливо важливими для теми дослідження є роботи, у яких безпосередньо аналізується вплив будівельної діяльності. Уже класичне дослідження M. G. Wolman та A. P. Schick засвідчило, що саме період будівництва характеризується різким зростанням переміщення ґрунтових мас та зміною процесів седиментації й ерозії в урбанізованих територіях [9]. A. Chin, узагальнивши результати понад ста досліджень, показала, що урбанізація має послідовний характер впливу на рельєф, стік, перенесення наносів та морфологію водотоків, причому окремою фазою є період безпосереднього будівельного освоєння [10]. Отже, міжнародні дослідження підтверджують доцільність розгляду будівельної фази як окремої стадії антропогенної трансформації, а не лише як одного з проявів загальної урбанізації.

Основоположним для теми цього дослідження є розвиток в українському ландшафтознавстві ландшафтно-технічного підходу, відповідно до якого природні та технічні компоненти розглядаються у взаємозв'язку в межах цілісної територіальної системи. У цьому напрямі досліджувалися, зокрема, селитебні, дорожні, промислові та інші антропогенні комплекси. Г. І. Денисик та співавтори розглядають міські й дорожні ландшафти як каркасні антропогенні ландшафти, наголошуючи на закономірностях їх формування, функціонування та просторової організації [11;12]. О. Ю. Дмитрук розвинув конструктивно-географічні підходи до дослідження ландшафтно-урбанізаційних систем, а О. Д. Лаврик застосував поняття ландшафтно-технічних систем для аналізу територіальних комплексів, сформованих унаслідок взаємодії природних та інженерних компонентів.

Окреме значення для дослідження техногенезу мають праці Г. М. Задорожньої, у яких техногенез розглядається через систему ландшафтотвірних чинників, процесів і явищ, а серед методологічних основ безпосередньо визначено системний, ландшафтознавчий, історичний та картографічний підходи [13]. Це є важливим методологічним підґрунтям для розгляду будівельного техногенезу не як окремої антропогенної форми, а як процесу послідовної перебудови територіальної морфоскульптури.

У зарубіжній науці близький за змістом напрям сформувався в межах антропогенної геоморфології. J. Szabó, L. Dávid та D. Lóczy визначають антропогенну геоморфологію як напрям, що досліджує вплив суспільства на географічне середовище, передусім на земну поверхню, антропогенні форми рельєфу та процеси їх формування [14].

Актуальним для теми дослідження є підхід P. Tarolli та G. Sofia, які запропонували розглядати «антропогенний топографічний підпис» як результат цілеспрямованого або опосередкованого переміщення людиною значних обсягів ґрунту й інших матеріалів. Автори показують, що такі зміни можуть істотно перебудовувати морфологію території та впливати на подальше функціонування процесів на земній поверхні [5]. У подальшій праці P. Tarolli, W. Cao, G. Sofia, D. Evans та E. C. Ellis цей підхід розвинуто до концепції діагностики антропогенних форм через їхню структуру, функціонування та просторові взаємозв'язки. Автори наголошують на необхідності переходу від аналізу окремих форм до виявлення комплексного «антропогенного відбитка» ландшафту [15].

Новітні дослідження продовжують цей напрям уже безпосередньо щодо великих міських і будівельних трансформацій. Європейські та українські дослідники розробляють методику ідентифікації, обчислення та картографування антропогенних форм у міському середовищі на основі поєднання різночасових картографічних матеріалів, геодезичних досліджень та аналізу міського ландшафту [16].

Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття.

Попри значний доробок у галузі антропогенної геоморфології, урбаністичної географії та антро-

погенного ландшафтознавства, вплив будівельної діяльності переважно досліджується через порушення окремих елементів або компонентів природного середовища, тоді як будівельна діяльність як цілісний процес формування техногенно зміненого ландшафту досліджена недостатньо. Недостатньо розкритими залишаються питання структури будівельного техногенезу, послідовності його проявів та просторово-часових взаємозв'язків між етапами будівельної діяльності і трансформацією природно-територіальних комплексів [17].

У нашій статті продовжується пошук можливих варіантів розв'язання цієї проблеми шляхом системного розгляду будівельного техногенезу як процесу, що має певну структуру, послідовність і закономірності розвитку, та визначення його ролі у формуванні антропогенно трансформованих територій.

Попередні дослідження автора дали змогу окреслити головні підходи до розмежування вихідного, проміжних і сформованого внаслідок будівельного освоєння станів території. Подальше завдання полягає у встановленні ознак, за якими ці стани можуть бути співвіднесені між собою в межах єдиного процесу, а також у визначенні послідовності переходів від одного стану до іншого.

Окремого опрацювання потребує питання внутрішньої диференціації будівельного техногенезу. Будівельний процес не є однорідним за характером і тривалістю впливу, тому його окремі стадії можуть мати різне значення для формування кінцевого стану ландшафту. У зв'язку з цим невирішеним залишається питання співвідношення технологічної послідовності будівельних робіт із послідовністю ландшафтних змін, що виникають у процесі їх виконання.

Потребує уточнення і просторовий аспект будівельного техногенезу, оскільки межі території будівельного освоєння не завжди збігаються з межами безпосереднього розміщення об'єктів будівництва чи будівельних майданчиків. Техногенні зміни можуть формуватися як у межах окремої будівельної ділянки, так і в просторі, функціонально пов'язаному з об'єктом будівництва. Тому важливим невирішеним питанням є визначення просторової структури будівельного техногенезу та співвідношення його локальних проявів із трансформацією цілісного ПТК.

Недостатньо розробленим залишається також питання критеріїв оцінювання інтенсивності будівельного техногенезу. Наявність окремих антропогенних змін сама по собі не характеризує процес у його цілісності, що зумовлює необхідність встановлення показників, які дають змогу зіставляти характер, масштаб і послідовність трансформацій територій на різних етапах будівельного освоєння.

Отже, невирішеною частиною загальної проблеми є відсутність цілісної схеми, яка поєднувала б стадії будівельного освоєння, просторову організацію техногенних змін та послідовність переходів ПТК від вихідного до трансформованого стану. Саме на уточнення цієї структури, встановлення її основних елементів та обґрунтування взаємозв'язків між ними спрямоване це дослідження.

Новизна. Наукова новизна дослідження полягає у розробленні положень щодо будівельного техногенезу як окремого процесу антропогенної трансформації ландшафтів. Уперше обґрунтовано його структуру через взаємопов'язану послідовність етапів будівельного освоєння території та відповідних змін ПТК, визначено співвідношення між технологічними етапами будівництва та характером трансформації системи.

Уточнено просторові межі прояву будівельного техногенезу з урахуванням безпосередньої та опосередкованої дії будівельної діяльності. Запропоновано розглядати стан території до, у процесі та після завершення будівельного освоєння як послідовні фази єдиного процесу її трансформації.

Обґрунтовано критерії розмежування основних проявів будівельного техногенезу за характером антропогенної зміни ландшафтних комплексів, що дає змогу диференціювати результати будівельного освоєння за їхньою роллю у формуванні техногенно зміненого ландшафту.

Подальшого розвитку набули положення про антропогенний морфогенез та урбаністичну трансформацію рельєфу шляхом їх конкретизації стосовно будівельного освоєння територій та пов'язаної з ним зміни природних і антропогенних форм рельєфу.

Методологічне або загальнонаукове значення. Методологічне значення дослідження полягає у визначенні принципів дослідження будівельного техногенезу через встановлення відповідності між характером будівельного впливу та змінами природно-територіального комплексу. Це дає змогу встановлювати закономірності формування техногенно змінених ландшафтів залежно від особливостей будівельної діяльності.

Загальнонаукове значення роботи полягає у застосуванні встановлених закономірностей для дослідження трансформації територій, що зазнають будівельного освоєння. Отримані результати можуть бути використані для порівняльного аналізу територій з різним характером будівельного впливу, прогнозування напрямів їхньої подальшої трансформації та розвитку досліджень антропогенно змінених ландшафтів.

Виклад основного матеріалу. Господарське освоєння природних ландшафтів супроводжується різними за характером та інтенсивністю антропогенними змінами компонентів і порушенням сформованих між ними взаємозв'язків [18]. У географічних та екологічних дослідженнях такі зміни розглядаються як результат дії природних та антропогенно зумовлених процесів, співвідношення яких визначає подальші зміни структури й функціонування ландшафтних комплексів [2].

Серед видів інженерного освоєння особливе місце посідає будівельна діяльність, у процесі якої зміна вихідних характеристик ландшафту є безпосереднім наслідком технологічно послідовного перетворення території. Підготовка ділянки, зокрема планування поверхні, земляні роботи, спорудження фундаментів, інженерних мереж і транспортних систем, послідовно змінюють стан природно-територіального комплексу. У геологічному та геоморфологічному відношенні такі роботи можуть супроводжуватися вилученням і переміщенням ґрунтових мас, формуванням насипних та заповнених товщ, перепланування земної поверхні й утворенням техногенних форм рельєфу [17].

Для наукового трактування зазначених перетворень важливим є поняття «техногенез». Його первинне наукове трактування сформувалося в межах геохімічного напряму досліджень діяльності людини. О. Є. Ферсман називав техногенезом геохімічну діяльність людини та розглядав її вплив на геохімічні процеси [5]. Відповідно, первинний зміст цього поняття був переважно геохімічним.

У подальших дослідженнях зміст поняття «техногенез» був поширений на ширше коло змін природного середовища, зумовлених виробничою діяльністю людини. У сучасних українських дослідженнях наводиться визначення техногенезу як «сукупність геологічних, геохімічних, геоморфологічних, гідрологічних процесів, викликаних техногенною діяльністю людства» [19]. Таке трактування охоплює різні за природою процеси трансформації природного середовища та дає змогу застосовувати поняття «техногенез» у дослідженнях антропогенних змін ландшафтів.

У геоморфологічному аспекті техногенез охоплює не лише утворення окремих штучних форм, а й процеси, внаслідок яких вони виникають, та матеріальні утворення, що супроводжують їх формування. З огляду на географічне спрямування дослідження та необхідність конкретизації понятійно-термінологічного апарату антропогенного ландшафтознавства [6], вважаємо за доцільне уточнити зміст поняття «будівельний техногенез». Під будівельним техногенезом пропонуємо розуміти сукупність взаємопов'язаних процесів трансформації природно-територіального комплексу, зумовлених будівельною діяльністю та таких, що проявляються у послідовних змінах його компонентів, структури і властивостей упродовж будівельного освоєння території.

Запропоноване визначення конкретизує поняття техногенезу за видом діяльності та визначає природно-територіальний комплекс як цілісний об'єкт географічного дослідження. Це дає змогу розглядати зміни ПТК з урахуванням їх просторової локалізації та часової послідовності формування впродовж усього циклу будівельного освоєння території.

Для дослідження будівельного техногенезу необхідно розмежувати вихідний, проміжні та кінцевий стани природно-територіального комплексу. Вихідний стан характеризує ПТК до початку будівельного освоєння; проміжні стани відображають зміни, сформовані на певних етапах будівельної діяльності; кінцевий стан відображає структуру та стан взаємодії компонентів ПТК після завершення досліджуваного циклу будівельних робіт. За такого підходу об'єктом аналізу є зміна стану ПТК між послідовними часовими зрізами, а не окрема технологічна операція. Зазначений підхід покладено в основу просторово-часової моделі будівельного техногенезу природно-територіального комплексу, рис. 1.

При цьому просторові межі змін окремих компонентів можуть не збігатися, оскільки вони визначаються характером поширення відповідного будівельного впливу.

Оцінювання трансформації ПТК здійснюється за окремими компонентами відповідно до їхніх характеристик у визначених часових зрізах. Для кожного часового зрізу фіксується просторове положення ділянок, у межах яких установлено зміну дослі-

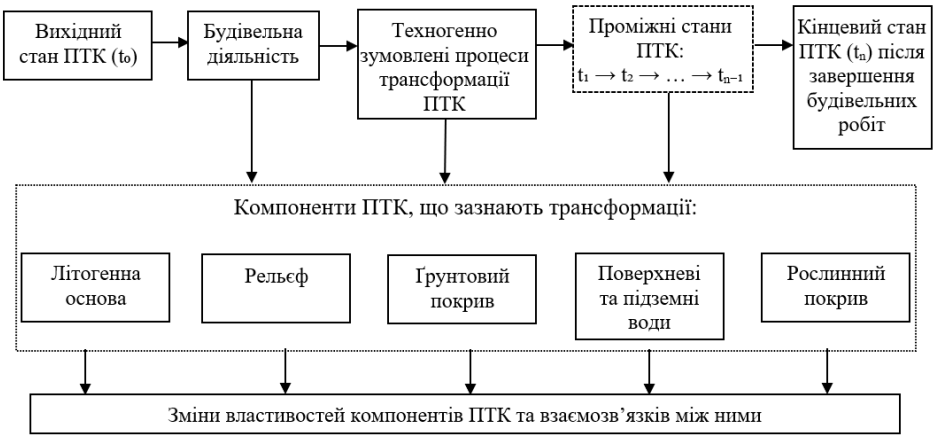


Рис. 1. Просторово-часова модель будівельного техногенезу природно-територіального комплексу

джуваного компонента. Їх зіставлення дає змогу визначити просторову локалізацію та поширення виявлених змін, а також відмінності їх прояву між окремими компонентами ПТК і послідовними часовими зрізами.

Просторовий прояв будівельного техногенезу може бути охарактеризований площею території, у межах якої встановлено зміни відповідного компонента ПТК. Для її кількісної оцінки визначається частка площі території, у межах якої встановлено такі зміни:

$$K_{\text{a}} = \frac{\text{A}_{\text{tr}}}{\text{A}_0} * 100\% \quad (1)$$

де K_{a} – частка площі території, у межах якої встановлено зміни відповідного компонента ПТК, %; A_{tr}– площа, у межах якої встановлено трансформацію відповідного компонента ПТК; A_0 – загальна площа досліджуваної території.

Для кількісної характеристики змін рельєфу зіставляються висотні характеристики земної поверхні у відповідних часових зрізах. Величина зміни висоти визначається за формулою:

$$\Delta\text{H}(\text{x},\text{y}) = \text{H}_{\text{t2}}(\text{x},\text{y}) - \text{H}_{\text{t1}}(\text{x},\text{y}) \quad (2)$$

де ΔH(x, y) – зміна абсолютної висоти в точці з координатами x,y; H_{t2}(x,y) та H_{t1}(x,y) – абсолютні висоти цієї точки у відповідні часові зрізи.

За умови використання різночасових цифрових моделей рельєфу їх зіставлення має здійснюватися в єдиній системі координат, а інтерпретація отриманих значень ΔH – з урахуванням похибки вихідних висотних даних [16].

Одержані просторові та кількісні характеристики дають змогу перейти від фіксації змін окремих компонентів до визначення характеру прояву будівельного техногенезу в межах ПТК.

Характер змін окремих компонентів ПТК визначається способом їх техногенного перетворення. Водночас характер прояву будівельного техногенезу доцільно визначати не лише за змінами окремих компонентів, а й з урахуванням зумовлених ними змін у взаємодії між живими та інертними компонентами ПТК. Для рельєфу такими змінами є зрізання, насипання та планування земної поверхні, зміна морфоскульптури; для літогенної основи – вилучення, переміщення та накопичення ґрунтових мас та формування техногенних товщ; для ґрунтового покриву – зняття, перемішування, ущільнення та перекриття; для рослинного покриву – часткове або повне видалення рослинності та формування вторинного або штучно створеного рослинного покриву. Зміни поверхневих і підземних вод характеризуються змінами умов поверхневого стоку та інфільтрації території. Такий поділ дає змогу конкретизувати характер змін кожного компонента ПТК відповідно до механізму їх формування в процесі будівельного освоєння [20].

Крім встановлення характеру змін, їх оцінювання передбачає визначення ступеня відхилення стану окремих компонентів ПТК від вихідного. При цьому площа поширення характеризує просторовий масштаб змін, тоді як ступінь зміни – величину відхилення стану відповідного компонента від його вихідних характеристик. Саме тому однаковий просторовий масштаб може характеризуватися різним ступенем зміни відповідного компонента ПТК.

Головні висновки. У дослідженні конкретизовано поняття «будівельний техногенез» як окрему категорію, що характеризує трансформацію природно-територіального комплексу впродовж усього циклу будівельного освоєння території.

Розроблено просторово-часову модель будівельного техногенезу ПТК, що ґрунтується на розмежуванні та зіставленні вихідного, проміжних і кінцевого станів природно-територіального комплексу. У межах моделі будівельний техногенез представлено як послідовний процес зміни стану ПТК упродовж циклу будівельного освоєння території.

Визначено просторові та кількісні характеристики прояву будівельного техногенезу. Просторовий масштаб характеризується площею поширення встановлених змін, характер змін – способом техногенного перетворення відповідного компонента, а ступінь зміни – величиною відхилення його стану від вихідних характеристик.

Обґрунтовано необхідність оцінювання будівельного техногенезу з урахуванням рівня порушення взаємодії між живими та інертними компонентами ПТК.

Перспективи використання результатів дослідження. Перспективи використання результатів дослідження. Отримані результати можуть бути використані як методична основа для подальших досліджень будівельного техногенезу на територіях, що відрізняються природними умовами, характером забудови та інтенсивністю будівельного впливу. Це дозволить сформувати порівняльну базу даних щодо особливостей трансформації ПТК за різних умов будівельного освоєння.

Подальші дослідження доцільно спрямувати на апробацію запропонованої моделі на різних типах територій будівництва, уточнення системи критеріїв і кількісних показників та розроблення методики оцінювання рівня порушення взаємодії між живими й інертними компонентами ПТК.

Література

1. Денисик Г.І., Браславська О.В., Воловик В.М., Вальчук-Оркуша О.М., Буряк-Габрись І.О., Стефанков Л.Л. Каркасні антропогенні ландшафти: монографія [за редакцією Г.І. Денисика, О.В. Браславської]. Вінниця: ТОВ «Твори», 2021. 316 с. URL: https://dspace.vspu.edu.ua/items/267862b8-8a1d-4f77-a501-a50ef4c132e2

2. Зеленчук І. Д. Оцінка порушення взаємодії інертних та живих компонентів ландшафту при роботі будівельної галузі : дис. … д-ра філософії : 103 Науки про Землю. Умань, 2026. С. 263. URL: https://lib.udau.edu.ua/handle/123456789/11077
3. Zhang X., Han H. Characteristics and factors influencing the expansion of urban construction land in China. *Scientific Reports.* 2024. Vol. 14. Art. 16040. 12 p. DOI: https://doi.org/10.1038/s41598-024-67015-8
4. Zeng Y., Lobsang T., Luo X., Zhang Z., Yang H., Zhao X. Spatiotemporal Characteristics and Decoupling Effects of Urban Construction Land Expansion in Plateau Basins. *Land.* 2025. Vol. 14, no. 4. Art. 685. 18 p. DOI: https://doi.org/10.3390/land14040685.
5. Tarolli P., Cao W., Sofia G., Evans D., Ellis E. C. From features to fingerprints: A general diagnostic framework for anthropogenic geomorphology. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*. 2019. Vol. 43, No. 1. P. 95–128. DOI: https://doi.org/10.1177/030913331882528.
6. Li J., Yang L., Pu R., Liu Y. A review on anthropogenic geomorphology. *Journal of Geographical Sciences*. 2017. Vol. 27, No. 1. P. 109-128. DOI: https://doi.org/10.1007/s11442-017-1367-7?utm_source=chatgpt.com.
7. Денисик Г. І., Чиж О. Методи і методика дослідження антропогенних ландшафтів студентами географами закладів вищої освіти. *Наукові записки Вінницького державного педагогічного університету імені Михайла Коцюбинського. Серія: Теорія та методика навчання природничих наук.* 2023. № 3. С. 20-29. DOI: https://doi.org/10.31652/2786-5754-2022-3-20-29.
8. Денисик Г. І., Канська В. В., Коптєва Т. С. Термінологія антропогенного ландшафтознавства. *Landscape Science.* 2026. № 9(1). С. 11-19. DOI: https://doi.org/10.31652/2786-5665-2026-9-11-19.
9. Wolman M. G., Schick A. P. Effects of construction on fluvial sediment, urban and suburban areas of Maryland. *Water Resources Research*. 1967. Vol. 3, no. 2. P. 451-464. DOI: https://doi.org/10.1029/WR003i002p00451.
10. Chin A. Urban transformation of river landscapes in a global context. *Geomorphology*. 2006. Vol. 79, no. 3-4. P. 460-487. URL: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0169555X06002637?utm_source=chatgpt.com.
11. Денисик Г. І., Браславська О. В., Воловик В. М., Вальчук-Оркуша О. М., Буряк-Габрись І. О., Стефанков Л. Л. Каркасні антропогенні ландшафти : монографія / за ред. Г. І. Денисика, О. В. Браславської. Вінниця : ТОВ «Твори», 2021. 316 с. URL: https://dspace.vspu.edu.ua/items/267862b8-8a1d-4f77-a501-a50ef4c132e2.
12. Денисик Г. І., Кравцова І. В., Воловик В. М., Канська В. В., Атаман Л. В., Денисик Б. Г. Гуманістичні антропогенні ландшафти : монографія / за ред. Г. І. Денисика. Вінниця : ТОВ «Твори», 2023. 346 с. (Серія «Сучасна природа і ландшафти України»). URL: https://dspace.vspu.edu.ua/items/d57f071d-329c-4340-b27d-acfe2234438a.
13. Задорожня Г. М. Процеси та явища в ландшафтах зон техногенезу (на прикладі Кривбасу) : автореф. дис. … канд. геогр. наук : 11.00.01. Київ, 2012. 20 с. URL: https://nrat.ukrintei.ua/searchdoc/0412U003091/?utm_source=chatgpt.com.
14. Szabó J., Dávid L., Lóczy D., eds. Anthropogenic Geomorphology: A Guide to Man-Made Landforms. Dordrecht : Springer, 2010. X, 250 p. URL: https://link.springer.com/book/10.1007/978-90-481-3058-0?utm_source=chatgpt.com
15. Tarolli P., Sofia G. Human topographic signatures and derived geomorphic processes across landscapes. *Geomorphology.* 2016. Vol. 255. P. 140–161. URL: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0169555X15302282?utm_source=chatgpt.com.
16. Сержантова Ю. Ю., Марченко О. І., Зеленчук І. Д. Використання новітніх технологій для моніторингу та збереження довкілля: Роль дронів, супутників та штучного інтелекту. *Екологічні науки. Науково-практичний журнал.* 2024. № 5(56). С. 182–188. DOI: https://doi.org/10.32846/2306-9716/2024.eco.5-56.27.
17. Зеленчук І. Д. Ландшафтно-геохімічна деструкція територій інтенсивного будівництва. *Acta Academiae Beregsasiensis: Geographica et Recreatio*. 2025. № 3. С. 28-40. DOI: https://doi.org/10.32782/2786-5843/2025-3-3.
18. Лаврик О. Д., Цимбалюк В. В., Стефанков Л. І. Інженерне ландшафтознавство в Україні: сучасний стан і зарубіжний досвід. *Науково-теоретичний журнал «Ландшафтознавство»*. 2022. № 1 (1). С. 27–39. URI: https://eprints.zu.edu.ua/id/eprint/34024.
19. Методичні вказівки до проведення семінарських занять з дисципліни «Архітектурна екологія» для студентів спеціальності 191 «Архітектура та містобудування» денної та заочної форм навчання / уклад. С. О. Захарова. Запоріжжя : Національний університет «Запорізька політехніка», 2020. 69 с. URL: https://eir.zp.edu.ua/server/api/core/bitstreams/f1d1bc0e-ec13-489c-8748-6e2f61b21df2/content.
20. Сонько С. П., Зеленчук І. Д. Вплив будівництва на ландшафти лісостепової зони України. *Людина та довкілля. Проблеми неоекології.* 2024. Вип. 42. С. 24-34. DOI: https://doi.org/10.26565/1992-4224-2024-42-02.

Дата першого надходження статті до видання: 05.10.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 04.11.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 23.11.2026

ЕКОЛОГІЯ ВИРОБНИЦТВА

УДК 622.271;504.064;691.5
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.6-69.19

ЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА ТА РЕСУРСНА ВАЛОРИЗАЦІЯ КАМЕНЕОБРОБНОЇ ПУЛЬПИ ГОЛОВИНСЬКОГО РОДОВИЩА

Наумов Я.О. (orcid.org/0009-0004-3777-7814)
Державний університет «Житомирська політехніка»
вул. Чуднівська 103, 10005, м. Житомир
kgttb_nyao@ztu.edu.ua

Під час обробки природного каменю утворюються дрібнодисперсні відходи у вигляді пульпи, накопичення яких змушує шукати екологічно безпечні способи переробки або залучати його до повторного використання. Перспективним напрямом є використання каменеобробної пульпи для виробництва будівельних матеріалів, але через нерівномірність її складу необхідно проведення аналітичної оцінки. Досліджено повний WDXRF-профіль восьми проб дрібнодисперсної каменеобробної пульпи Головинського родовища. Для кожного показника визначено вміст SiO_2, TiO_2, Al_2O_3, Fe_2O_3, MgO, MnO, CaO, K_2O, Na_2O, P_2O_5, LOI та контрольну аналітичну суму Summ. Концентрація SiO_2 становить 52,71-72,02 %, Al_2O_3 12,55-19,32 %, Fe_2O_3 4,41-13,65 %, CaO 0,98-10,48 %. Додатково розраховано узагальнені показники: $SiO_2+Al_2O_3$, Na_2O+K_2O, CaO+MgO та валове молярне співвідношення Si/Al.

Найбільша відносна мінливість у досліджені має P_2O_5, K_2O, CaO, втрати під час прожарювання (LOI), MgO та MnO. Проба 7L вирізняється хімічним профілем, який відмінний від більшості інших проб, тоді як 6L і 6_1L характеризується підвищеним сумарним вмістом кальцієвих та магнієвих оксидів.

Для оцінювання теоретичної маси сухої пульпи та оксидних компонентів запропоновано матеріально-балансові співвідношення. Отримані дані придатні для попереднього групування партій пульпи та планування технологічних випробувань агломерованого каменю та лужно-активованих матеріалів. Але при цьому метод WDXRF не дозволяє визначити мінеральні фази, міграційну здатність потенційно небезпечних елементів чи рівень токсичності. Тому результати необхідно розглядати як початковий етап оцінювання ресурсного потенціалу, а не як підтвердження екологічної безпечності виготовлених виробів.

Також отримані результати показують, що каменеобробна пульпа Головинського родовища має неоднорідний хімічний склад, який необхідно враховувати під час її подальшого використання. Відмінності у вмісті основних оксидних компонентів свідчать про необхідність попереднього аналізу окремих партій пульпи, оскільки їх властивості можуть впливати на вибір технології виготовлення будівельних матеріалів. Використання таких відходів як вторинної сировини, також може зменшити потребу у природних мінеральних ресурсах та скоротити обсяги їх накопичення на підприємствах. При цьому для визначення доцільності такого використання необхідно провести додаткові дослідження, які дозволять оцінити не лише фізико-механічні характеристики, але й їхню екологічну безпечність. *Ключові слова:* каменеобробна пульпа; Головинське родовище; WDXRF; оксидний склад; вторинна сировина; агломерований камінь; геополімер; вилуговування.

Environmental assessment and resource valorisation of stone-processing slurry from the Holovyne deposit. Naumov Ya.

During natural stone processing, fine-grained waste is generated in the form of slurry, the accumulation of which necessitates the development of environmentally safe processing methods or its reuse. One promising approach is the use of stone-processing slurry in the production of building materials. However, due to the heterogeneity of its composition, an analytical assessment is required.

The complete wavelength-dispersive X-ray fluorescence (WDXRF) profiles of eight samples of fine-grained stone-processing slurry from the Holovyne deposit were investigated. The contents of SiO_2, TiO_2, Al_2O_3, Fe_2O_3, MgO, MnO, CaO, K_2O, Na_2O, P_2O_5, loss on ignition (LOI), and the control analytical sum (Summ) were determined for each sample. The SiO_2 content ranged from 52.71 to 72.02%, Al_2O_3 from 12.55 to 19.32%, Fe_2O_3 from 4.41 to 13.65%, and CaO from 0.98 to 10.48%. In addition, the following combined indicators were calculated: $SiO_2+Al_2O_3$, Na_2O+K_2O, CaO+MgO, and the bulk molar Si/Al ratio. The highest relative variability was observed for P_2O_5, K_2O, CaO, loss on ignition (LOI), MgO, and MnO. Sample 7L exhibited a chemical profile that differed from those of most other samples, whereas samples 6L and 6_1L were characterised by elevated combined contents of calcium and magnesium oxides.

Material balance relationships were proposed to estimate the theoretical mass of dry slurry and its constituent oxides. The obtained data can be used for the preliminary grouping of slurry batches and the planning of technological tests involving agglomerated stone and alkali-activated materials. However, the WDXRF method does not allow the identification of mineral phases, the assessment of the migration potential of potentially hazardous elements, or the determination of toxicity levels. Therefore, the results should be regarded as an initial stage in assessing the resource potential of the slurry rather than as confirmation of the environmental safety of the manufactured products.

Also the obtained results indicate that stone-processing slurry from the Holovyne deposit has a heterogeneous chemical composition that must be taken into account when considering its further use. Differences in the contents of the main oxide components highlight the need for preliminary analysis of individual slurry batches, as their properties may influence the choice of technology for manufacturing building materials. The use of such waste as a secondary raw material may also reduce the demand for natural mineral resources and decrease the amount of waste accumulated at industrial enterprises. Nevertheless, further research is required to determine the feasibility of such applications, including the assessment of both the physical and mechanical properties of the resulting materials and their environmental safety. *Key words:* stone-processing slurry; Holovyne deposit; WDXRF; oxide composition; secondary raw material; agglomerated stone; geopolymer; leaching.

© Наумов Я.О., 2026
Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY 4.0

Постановка проблеми. Переробка облицювального каменю зазвичай супроводжується утворенням уламкових відходів та тонкодисперсних твердих частинок, які накопичуються у водоочисних системах підприємства, які осідають за допомогою флокулянтів. Повторне залучення даних відходів до виробництва матеріалів може вагомо скоротити потребу у первинній сировині, але потребує оцінювання складу сировини, її технологічної придатності та екологічність процесів.

Актуальність дослідження. Геологічні особливості Головинського родовища лабрадоритів Житомирській області складають основу цього дослідження. І найбільш практично вагомим напрямом для досліджуваної пульпи є виготовлення агломерованого штучного каменю та розробка лужно-активовані геополімерні системи. Для першого напряму визначальними є геометричні, декоративні та експлуатаційні характеристики виробу відповідно до призначення, а для другого напряму – це реакційна здатність вихідної сировини, режими активації, міцність і стійкість затверділої структури. При цьому обидва напрями повинні проходити самостійну нормативну та екологічну оцінку. У регіональному контексті, актуальність відповідає завданням управлінню відходами, представленими у Регіональному плані управління відходами в Житомирській області до 2034 року, затвердженому розпорядженням № 567 від 30.03.2026 [1]. При цьому треба відділяти лабораторний хімічний склад проб, виробничі обсяги та статистичні показники.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Дослідження продовжує напрям використання каменеобробних відходів у будівельних сумішей і геополімерних виробах, які представленні у попередніх працях авторів [2, 3]**.** На відміну від випробувань готових матеріалів, у цій роботі увагу зосереджено хімічній неоднорідності вихідної сировини яка впливає на вибір рецептури та якісний контроль.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Спираючись на статтю Coppola та ін., показує, що відходи природного каменю можуть працювати як наповнювачі або складники лужно-активованих систем, але їх роль залежить від мінеральних фаз та умов активації [4]. Дослідження Simao та інших співавторів показує практичний інтерес до геополімерів на основі відходів різання каменю [5]. Але результати для інших матеріалів не можуть автоматично переноситися на каменеобробну пульпу Головинського родовища. І для підтвердження екологічної відповідності необхідні окрім дослідження вилуговування за відповідними методиками [6].

Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми. Недостатньо описано однорідність складу дослідних партій каменеобробної пульпи Головинського родовища, і які саме групи компонентів змінюються найбільше. Також необхідно відокремити валовий оксидний потенціал від реальної реакційної здатності матеріалу.

Новизна. Наукова новизна полягає у кількісному описі міжпробної неоднорідності 8-ми зразків пульпи Головинського родовища на основі їх валового WDXRF-профілю та зіставленні похідних хімічних показників, які придатні до первинного групування сировини. Балансово-матеріальні формули використовуються як основа для оцінки потенційних потоків компонентів при наявності достовірних даних виробництва і не пропонуються як новий математичний метод.

Методологічне або загальнонаукове значення. Методика поєднує в собі інструментальне вимірювання валового оксидного складу, описову статистику і матеріальний баланс. Ця послідовність дає виокремити виміряні показники від похідних розрахунків і від властивостей, що підлягають майбутній перевірці.

Викладення основного матеріалу. Об'єктом експериментального аналізу є вісім проб (1L – 7L, включно з 6_1L), які досліджувалися Інститутом геоміхії, мінералогії та рудоутворення ім. М.П. Семененка НАН України. Валовий оксидний склад визначено методом хвиледисперсійного рентгенофлуоресцентного аналізу WDXRF на Thermo Scientific Optin`X з використанням відібраних зразків дрібнодиспесної пульпи Головинського родовища лабрадориту. Матеріал висушували та подрібнювали на Retsch MM 400 до 30-40 мкм, змішували із Licowax C у масовому співвідношенні 4:1 та пресували під навантаженням 20 т. Втрати під час прожарювання (ВПП) визначали після нагрівання до 1000° протягом 2-х годин. Сам розрахунок ВПП/LOI (Lost of ignition) проводився за наступною формулою:

$$LOI = \frac{m_1 - m_2}{m_1} * 100\% \quad (1)$$

де: m_1 – маса тигля з пробою до прожарювання;
m_2 – маса тигля з пробою після прожарювання 1000˚С.

Розрахунок середніх значень стандартного відхилення та коефіцієнта варіації дозволить оцінити однорідність хімічного складу досліджувальних зразків і визначити компоненти, що потребують підвищеного контролю при використанні пульпи в якості вторинної мінеральної сировини. Отримані результати – це основа для оцінки стабільності сировини, формування штучного каменю та лужно-активовавних матеріалів [3].

Для кожного визначеного показника розраховано мінімум, максимум, середнє арифметичне, вибіркове статистичне відхилення (S_i) та коефіцієнт варіації (CV_i).

Середнє арифметичне значення:

$$\bar{C}_i = \frac{1}{n}\sum_{j=1}^{n} C_{ij} \quad (2)$$

Вибіркове стандартне відхилення:

$$S_i = \sqrt{\frac{1}{n-1}\sum_{j=1}^{n}\left(C_{ij} - \bar{C}_i\right)^2} \quad (3)$$

Коефіцієнт варіації:

$$CV_i = \frac{S_i}{\bar{C}_i} * 100\% \quad (4)$$

Таблиця 1

Оксидний склад досліджених проб за результатами WDXRF, мас. %

Компонент	1 L	2 L	3 L	4 L	5 L	6 L	6_1 L	7 L
SiO_2	54,04	54,21	56,58	54,64	55,65	52,71	53,66	72,02
TiO_2	1,16	1,65	1,53	1,64	1,63	1,36	1,00	0,34
Al_2O_3	13,32	12,60	14,77	13,18	14,13	19,32	19,09	12,55
Fe_2O_3	13,65	13,57	10,72	12,29	11,47	7,94	7,51	4,41
MgO	4,31	4,83	3,09	5,27	3,26	2,56	2,44	0,10
MnO	0,16	0,18	0,15	0,18	0,16	0,07	0,06	0,03
CaO	6,59	5,06	4,67	5,11	4,79	10,48	10,44	0,98
K_2O	2,33	3,39	3,09	3,46	3,03	0,77	0,80	5,27
Na_2O	3,04	2,45	3,75	2,57	3,49	4,00	4,22	2,70
P_2O_5	0,34	0,77	0,79	0,72	0,81	0,17	0,17	0,03
LOI	1,12	1,10	1,18	0,96	1,59	0,62	0,00	1,72
Summ	100,06	99,81	100,32	100,02	100,01	100,00	99,39	100,15

Summ – сума наведених оксидних компонентів і LOI.

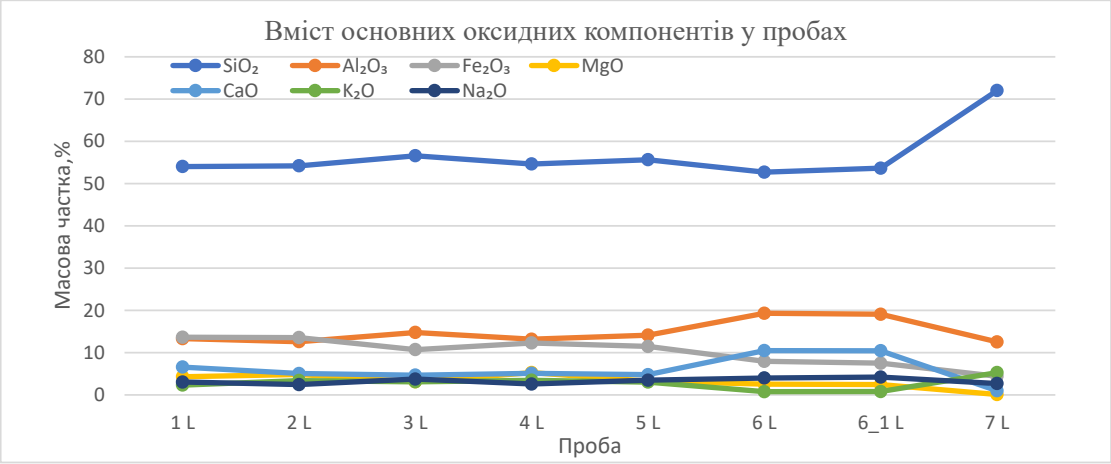


Рис. 1 Вміст основних оксидних компонентів у пробах

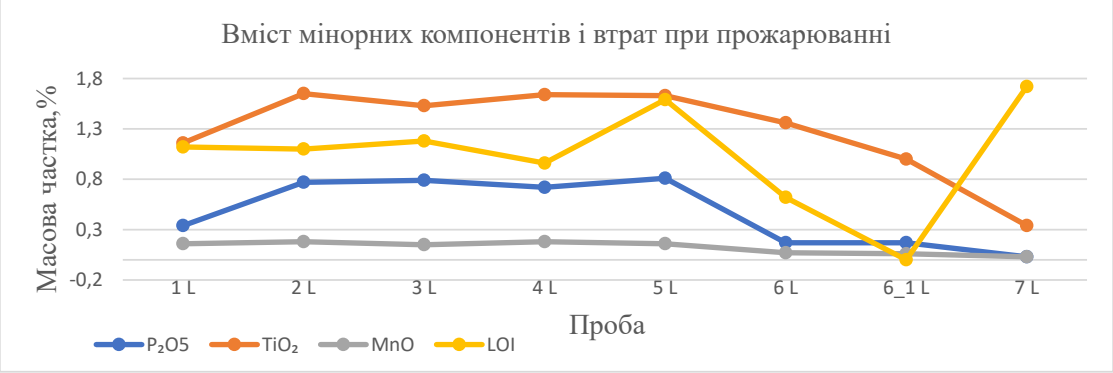


Рис. 2. Вміст TiO_2, MnO, P_2O_5 та LOI у досліджених пробах

Середнє значення Summ становить 99,97% діапазон – 99,39-100,32 %, а CV- близько 0,28 %. За показником відносної мінливості найбільшу нестабільність у вибірці демонструють такі оксиди: P_2O_5 (69,4 %), K_2O (53,5 %), CaO (52,7 %), втрати при прожарюванні LOI (52,3 %), MgO (50,7 %) та MnO (48,7 %). Помірні коливання спостерігаються для TiO_2 (35,1 %) і Fe_2O_3 (32,2 %). Натомість SiO_2 (11,1 %), Al_2O_3 (18,7 %) та Na_2O (20,8 %) залишаються відносно стабільними. Така картина свідчить, що аналіз лише SiO_2, Al_2O_3 і Fe_2O_3 не дає повного уявлення про неоднорідність матеріалу.

ISSN: 2306-9716 (Print), ISSN: 2664-6110 (Online)

Для аналізу оксидного складу було виділено чотири узагальнені показники. Сума SiO_2+ Al_2O_3 відображає загальний алюмосилікатний потенціал. Поєднання Na_2O+K_2O характеризує вміст лужних оксидів. Параметр CaO+ MgO показує частку кальцієвих та магнієвих компонентів. Також, розглядається молярне співвідношення Si/Al, яке дає уявлення про баланс кремнію та алюмінію, які необхідні в якості сировини для агломерованого каменню або геополімеру [8]. Такі показники не замінюють рентгенофазовий аналіз чи оцінку реакційної здатності, однак дозволяють коректно порівнювати між собою різні проби:

Валове молярне співвідношення:

$$R_{\frac{Si}{Al}} = \frac{SiO_2}{Al_2O_3} \approx 3,44\, моль\, Si\, на 1\, моль\, Al \qquad (5)$$

Проби 6 L і 6_1 L мають підвищені значення CaO+MgO (13,04 та 12,88 %) значить, тоді, нижче валове молярне співвідношення Si/Al (2,31–2,39). При цьому проба 7 L вирізняється найвищим сумарним вмістом SiO_2+Al_2O_3 (84,57 %) та найбільшим співвідношенням Si/Al (4,87), але але має мінімальний CaO+MgO (1,08 %). Такі відмінності підтверджують різні хімічні профілі досліджуваних проб і обгрунтовують необхідність їх окремої технологічної перевірки при оцінюванні придатності для виробництва агломерованого каменю та лужно-активованих матеріалів.

Математична модель ресурсного потенціалу. За наявності фактичного обсягу переробленої сировини Q та питомого виходу сухої пульпи k_n її масу можна визначити матеріальним балансом:

$$M_n = Q \cdot k_n \qquad (6)$$

Теоретична маса оксидного компонента і у потоці сухої пульпи:

$$M_i = Q \cdot k_n \cdot \frac{C_i}{100} \qquad (7)$$

де: C_i – це концентрація відповідного оксиду

Для неоднорідної суміші різного складу:

$$M_i = Q \cdot k_n \sum_{j=1}^{n} w_j \frac{C_{ij}}{100}, де \sum_{j=1}^{n} w_j = 1 \qquad (8)$$

Ця модель є балансовою, і вона дозволяє прогнозувати не лише загальну кількість відходів, а й теоретичну кількість кожного оксидного компонента, але при цьому вона не дозволяє оцінити реакційну здатність матеріалу.

Для агломерованого каменю WDXRF-профіль є характеристикою мінерального наповнювача, але аби його застосовувати, треба щоб придатність підтверджувалася водопоглинанням, густиною, міцністю на згин, стиранністю, морозостійкістю, хіміч-

Таблиця 2

Описова статистика хімічного складу восьми проб

Показник	Min	Max	$\bar{C}_i$	S_i	CV_i, %
SiO_2	52,71	72,02	56,69	6,31	11,13
TiO_2	0,34	1,65	1,29	0,45	35,12
Al_2O_3	12,55	19,32	14,87	2,78	18,67
Fe_2O_3	4,41	13,65	10,20	3,28	32,19
MgO	0,10	5,27	3,23	1,64	50,67
MnO	0,03	0,18	0,12	0,06	48,66
CaO	0,98	10,48	6,01	3,17	52,66
K_2O	0,77	5,27	2,77	1,48	53,52
Na_2O	2,45	4,22	3,28	0,68	20,80
P_2O_5	0,03	0,81	0,47	0,33	69,41
LOI	0,00	1,72	1,04	0,54	52,33
Summ	99,39	100,32	99,97	0,28	0,28

Таблиця 3

Похідні показники хімічного складу

Проба	$SiO_2+Al_2O_3$, %	Na_2O+K_2O, %	CaO+MgO, %	Si/Al, мол.
1 L	67,36	5,37	10,9	3,44
2 L	66,81	5,84	9,89	3,65
3 L	71,35	6,84	7,76	3,25
4 L	67,82	6,03	10,38	3,52
5 L	69,78	6,52	8,05	3,34
6 L	72,03	4,77	13,04	2,32
6_1 L	72,75	5,02	12,88	2,39
7 L	84,57	7,97	1,08	4,87

ною стійкістю і декоративними властивостями, які вказані в ДСТУ EN 14617 і ДСТУ EN 14618 [7, 8]. Інші оксиди, такі як: Fe_2O_3, MnO, TiO_2 доцільно враховувати як фактори кольорових характеристик виробів [9].

Для лужно-активованих матеріалів високий валовий вміст SiO_2+Al_2O_3 свідчить алюмосилікатний ресурс, але WXDRF не визначає реакційну частку. Тому необхідно провести гранулометрію, визначити питому поверхню і провести серію експериментальних замішувань. Але після отримання експериментальних даних, пропонується модель для майбутньої експериментальної верифікації міцності:

$$R_c = f(P, C, A).$$

де P – це частка пульпи, C – цементна добавка, A – параметр лужної активації. Як орієнтир для гранульованих відходів та шламів можна розглядати EN-12457-2 [6].

Екологічну верифікації доцільно проводити для вихідної пульпи та готового матеріалу. Питоме лабораторне вилуговування компонента визначають як:

$$E_i = \frac{(c_i - c_i)V}{m},$$

а ефект фіксації в готовому матеріалі можна характеризувати індексом іммобілізації:

$$I_i = \left(1 - \frac{E_{i\ готового\ виробу}}{E_{i\ пульпи}}\right) \times 100\%.$$

Додатково частку вторинної сировини у продукті можна характеризувати:

$$S_r = \frac{M_{пульпи}}{M_{готового\ виробу}} \times 100\%.$$

Ці показники дають змогу поєднати ресурсний ефекти із контролем міграції компонентів.

Головні висновки. WXDRF – аналіз восьми проб показав переважання SIO_2 (52,71–72,02 %) та відмінності за Fe_2O_3, CaO, MgO і K_2O. Сума оксидів становить 99,39 – 100,32%, що також підтверджує аналітичне замикання, хоча дані проби 6_1L потребують уточнення. Найбільшу мінливість мають P_2O_5, K_2O, CaO, LOI, MgO і MnO, і тому їх слід контролювати. Валовий слід Si/Al (2,31–4,87) показує кальцієво-магнієве збагачення проб 6L і 6_1L та алюмо-силікатне збагачення 7L. Запропоновані балансові рівняння дозволяють оцінювати теоретичні потоки сухої пульпи й оксидних компонентів лише за наявності підтверджених виробничих даних. Придатність пульпи для агломерованого каменю та геополімерів потребує окремих експериментальних випробувань.

Перспективи використання результатів дослідження. В подальшому робота передбачає розширення репрезентативних проб, дослідження гранулометрії, виготовлення контрольованих серій лужно-активованих виробів та випробування їх фізико-механічні характеристики і вилуговування. Також перспективним напрямом є порівняльна оцінка ресурсозбереження та екологічний вплив з урахуванням витрат лужних активаторів, використання енергії та транспортування.

Література

1. Регіональний план управління відходами в Житомирській області до 2034 року : затв. розпорядженням начальника Житомирської обласної військової адміністрації від 30 березня 2026 р. № 567. Житомир, 2026. URL: https://oda.zht.gov.ua/oda/2026-2/berezen/rozporyadzhennya-567-vid-30-03-2026-pro-zatverdzhennya-regionalnogo-planu-upravlinnya-vidhodamy-v-zhytomyrskij-oblasti-do-2034-roku/
2. Shamrai V., Leonets I., Melnyk-Shamrai V., Patseva I., Naumov Y. Reuse of stone working enterprise slurry in geopolymer and concrete products. Mining of Mineral Deposits. 2024. Vol. 18(4). P. 10-17. https://doi.org/10.33271/mining18.04.010
3. Наумов Я.О., Башинський С.І., Припотень Ю.К., Блецко М.І. Застосування дрібнодисперсних відходів каменеобробних підприємств в якості наповнювачів будівельних розчинів. Науковий вісник ДонНТУ. 2023. №2(11). С. 119-127. https://doi.org/10.31474/2415-7902-2023-2-11-119-127
4. Coppola B., Tulliani J.-M., Antonaci P., Palmero P. Role of natural stone wastes and minerals in the alkali activation process: a review. Materials. 2020. Vol. 13, № 10. Article 2284. DOI: https://doi.org/10.3390/ma13102284.
5. Simão L., Hotza D., Ribeiro M. J., Novais R. M., Montedo O. R. K., Raupp-Pereira F. Development of new geopolymers based on stone cutting waste. Construction and Building Materials. 2020. Vol. 257. Article 119525. DOI: https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2020.119525
6. EN 12457-2:2002. Characterisation of waste – Leaching – Compliance test for leaching of granular waste materials and sludges – Part 2: One stage batch test at a liquid to solid ratio of 10 l/kg for materials with particle size below 4 mm (without or with size reducti on). Brussels : European Committee for Standardization, 2002. https://www.nen.nl/nen-en-12457-2-2002-en-82489
7. ДСТУ EN 14617. Агломерований камінь. Методи випробувань : серія національних стандартів України. Київ : ДП «УкрНДНЦ».
8. ДСТУ EN 14618:2022 (EN 14618:2009, IDT). Агломерований камінь. Термінологія та класифікація. Київ : ДП «УкрНДНЦ», 2022.
9. Герасимчук Л. О., Кириленко Н. П., Пацева І. Г., Валерко Р. А. Цифрові інструменти управління екологічними ризиками на кар'єрах блочного каменю: рекомендації та практичні рішення. Природнича освіта та наука. 2025. № 5. С. 63-69. DOI: https://doi.org/10.32782/NSER/2025-5.09

Дата першого надходження статті до видання: 13.10.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 04.11.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 23.11.2026

ЕКОЛОГІЯ ВОДНИХ РЕСУРСІВ

УДК 556.5:627.152:551.583:504.4:628.336
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.6-69.20

ДИНАМІКА СТОКУ НАНОСІВ УЗДОВЖ ТЕЧІЇ РІЧКИ ДНІСТЕР ТА В БАСЕЙНАХ ЇЇ ПРИТОК

Гнатів І.Р. (orcid.org/0000-0002-2987-1673)
Національний лісотехнічний університет України
вул. Генерала Чупринки, 134, 79057, м. Львів
gnativ13@gmail.com

Гідрологічна інформація про режим стоку наносів суттєво обмежена порівняно з даними про водний стік як за кількістю пунктів моніторингу, так і за тривалістю неперервних спостережень. У зв'язку з цим для розв'язання інженерно-гідрологічних та прикладних завдань широко використовують розрахункові методи оцінювання характеристик твердого стоку.

Визначальною гідроморфологічною особливістю правобережної частини басейну Дністра є висока інтенсивність формування річного стоку наносів, зумовлена гірським характером рельєфу й руслових процесів. Багаторічній динаміці стоку завислих наносів у річковій системі Верхнього Дністра властива виражена просторова неоднорідність, що засвідчує наявність двох відмінних типів різницевих інтегральних кривих. Конфігурація різницевих інтегральних кривих максимального стоку чітко відображає специфіку міжрічної мінливості метеорологічних характеристик, зокрема домінування тенденцій до зростання температури повітря та зменшення обсягів опадів у холодний період року, коли формуються передумови весняного водопілля. Зниження максимальних витрат води під час водопілля закономірно спричиняє редукцію твердого стоку річок, що виявляється в його стабільній від'ємній фазі.

Результати комплексного аналізу багаторічних гідрометеорологічних рядів за період 1950–2025 років свідчать про надзвичайно високу амплітуду коливань витрат води та стоку завислих наносів у басейні Верхнього Дністра. У ході дослідження закономірностей динаміки водного режиму та формування стоку наносів установлено, що підвищення температури повітря в зимовий сезон зумовило зменшення глибини промерзання ґрунту, зростання частоти відлиг і збільшення втрат поверхневого стоку в період сніготанення, що виявило ключові взаємозв'язки між процесами формування водного стоку й транспортуванням завислих наносів до 2025 року. *Ключові слова:* Карпатський регіон, схилові території, витрати води, стік наносів, зміни клімату, басейн Дністра.

Sediment Yield Dynamics Along the Dniester River and in Its Tributary Drainage Basins. Hnativ I.

Hydrological information on the sediment yield regime is substantially limited compared to water discharge data, both in the number of monitoring stations and the duration of continuous observations. Consequently, estimation methods for evaluating sediment load characteristics are widely applied to solve engineering-hydrological and applied problems.

The defining hydromorphological feature of the right-bank portion of the Dniester drainage basin is the high intensity of annual sediment yield formation, driven by mountainous topography and channel processes. Long-term dynamics of suspended sediment yield in the Upper Dniester river system exhibit pronounced spatial heterogeneity, as evidenced by the presence of two distinct types of difference integral curves. The configuration of difference integral curves of maximum discharge clearly reflects the interannual variability of meteorological characteristics, specifically the dominant trends toward rising air temperatures and declining precipitation during the cold season, when conditions for spring flood formation are established. A reduction in peak discharge during spring floods consistently causes a decrease in river sediment load, manifesting in its stable negative phase.

Comprehensive analysis of long-term hydrometeorological time series for the

period 1950–2025 indicated an exceptionally high fluctuation amplitude of water discharge and suspended sediment yield in the Upper Dniester drainage basin. In the investigation of water regime dynamics and sediment yield formation, it was established that increased winter air temperatures caused a reduction in soil freezing depth, a higher thaw frequency, and greater surface runoff losses during snowmelt, which revealed key interrelationships between water discharge processes and suspended sediment transport up to 2025. *Key words:* Carpathian region, sloping terrains, water discharge, sediment yield, climate change, Dniester basin.

Постановка проблеми. Гідрологічні відомості щодо режиму стоку наносів суттєво обмежені порівняно з даними про водний стік як за кількістю пунктів моніторингу, так і за тривалістю безперервних спостережень. Тому для розв'язання різноманітних прикладних задач дуже часто застосовують розрахункові методи оцінювання характеристик твердого стоку. Попри систематичне формування бурхливих паводкових хвиль, гірські річки південно-східних схилів Карпатського регіону характерні відносно низькими модулями стоку завислих наносів. Цьому безпосередньо сприяє високий ступінь залісеності схилів річкових долин, який виступає потужним протиерозійним бар'єром та зумовлює дефіцит дрібноуламкового матеріалу, доступного для водної ерозії. При цьому на малих водозборах за екстремаль-

© Гнатів І.Р., 2026
Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY 4.0

них опадів можливе генерування та проходження деструктивних селевих паводків і потоків, тоді як на решті басейнових площ формується стік із мінімальним вмістом твердих завислих часток [1, 2].

Актуальність дослідження. Систематичний моніторинг стоку наносів становить істотний компонент гідрологічних спостережень у моніторингу довкілля. Первинну інформаційну базу формує мережа гідрометричних постів, де визначають ключові показники: стік і модуль стоку води та завислих наносів, каламутність, гранулометричний склад завислого та донного матеріалу [1, 3].

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Робота виконана згідно плану науково-дослідної роботи кафедри гідротехніки та водної інженерії НУ «Львівська політехніка» з проблеми «Процеси перенесення маси та трансформації русел річок Прикарпаття» відповідно до науково-технічної програми Міністерства освіти і науки України.

Аналіз останніх досліджень і публікацій

Однією з визначальних гідроморфологічних особливостей правобережної частини басейну Дністра є висока інтенсивність формування річного стоку наносів, що безпосередньо зумовлено гірським характером рельєфу й руслових процесів. Верхні праві притоки (Стрий, Свіча, Лімниця, Бистриця тощо) беруть початок на схилах Карпат, де зосереджена основна зона ерозійного живлення річкових систем твердим матеріалом. Багаторічна динаміка стоку завислих наносів у річковій системі Верхнього Дністра характеризується вираженою просторовою неоднорідністю, що підтверджується наявністю двох різних типів різницевих інтегральних кривих.

На одних гідрологічних створах, зокрема на річці Бистриця біля села Озимина, з середини 1990-х років сформувався чіткий висхідний цикл із тенденцією до суттєвого зростання витрат твердого матеріалу [4]. Натомість для іншої групи водотоків властива протилежна за спрямованістю динаміка. Яскравим прикладом цього розходження є р. Стрий, де в аналогічний період розпочався стійкий низхідний тренд, що бере початок ще з кінця 1980-х років (рис. 1). Загалом стійке зниження стоку наносів зафіксовано для трьох ключових річок: Свічі, Стрия та Бистриці Надвірнянської.

Важливою індикацією глибинних внутрішньобасейнових трансформацій стало те, що під час катастрофічних паводків 2008 та 2010 років на цих річках не спостерігалося очікуваних піків твердого стоку, попри екстремальне зростання максимальних витрат води. Оскільки комплексний аналіз наукової літератури та результати дешифрування космічних знімків у сервісі Google Earth не виявили ознак безпосереднього антропогенного втручання вище зазначених створів, тому редукцію ерозійної активності слід пов'язувати з природними чинниками, а саме стабільним самовідмощенням річкових русел і поступовим підвищенням лісистості водозборів. Таким чином, існування двох типів гідроморфологічного відгуку є безпосереднім наслідком просторової диференціації режимів формування й динаміки максимального стоку води на правобережжі басейну Дністра.

Сучасні дослідження гідрологічного режиму Верхнього Дністра вказують на надзвичайно високу амплітуду багаторічних коливань витрат води та модулів стоку завислих наносів за період 1950–2025 років. Яскравим підтвердженням цього є результати спостережень у створі м. Самбір, де історичні максимуми модуля стоку наносів (640–740 т/км^2 на рік) зафіксовані у 1968–1970 роках, що більше ніж у чотири рази перевищує середню багаторічну норму – 166 т/км^2 на рік. Такий значний розмах коливань є наслідком комплексного багатофакторного впливу, детально аналізованого у праці [5–7].

Примітно, що ці пікові показники стоку завислих наносів виявляють слабку кореляційну залежність із максимальною витратою води та сумами атмосферних опадів. Ця обставина, як зазначає О. В. Пилипович [7], вказує на домінування позакліматичних чинників, зокрема масштабних вирубок лісу, які інтенсивно здійснювалися на водозборі Верхнього Дністра наприкінці 1960-х – у середині 1970-х років. У просторовому аспекті сучасна динаміка твердого стоку правобережних приток Дністра чітко розмежована. Якщо річки північно-західної частини басейну демонструють стійку схильність до збільшення стоку наносів, що синхронізується з трендами їх максимального водного стоку, то в центральній та південно-східній зонах наявні тенденції змін є незначними.

Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття

Попри значну кількість праць, присвячених русловим процесам басейну Дністра, поза увагою науковців залишається комплексний синхронний аналіз багаторічних гідрометеорологічних рядів останнього десятиліття (включаючи дані до 2025 року). Потребує уточнення вплив сучасної трансформації клімату та локального антропогенного навантаження на міжсезонний розподіл і просторову диференціацію стоку завислих наносів між правобережними та лівобережними притоками Верхнього Дністра.

Новизна

Уперше здійснено комплексний синхронний аналіз гідрометеорологічних багаторічних рядів (охоплюючи період спостережень до 2025 року), який дав змогу виявити просторову диференціацію та десинхронізацію між процесами формування водного стоку й транспортування завислих наносів у басейні Верхнього Дністра.

Методологічне або загальнонаукове значення. Методологічна цінність статті полягає у використанні різницевих інтегральних кривих та кореляцій-

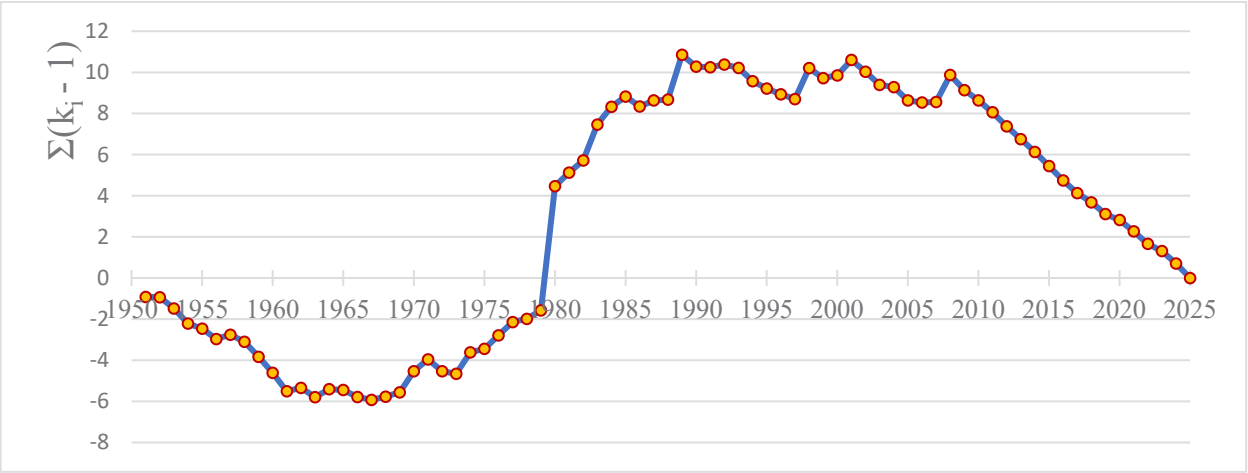


Рис. 1. Різницева інтегральна крива стоку наносів р. Стрий – с-ще. Верхнє Синьовидне

ного аналізу для розділення кліматично та антропогенно зумовлених складових у багаторічній динаміці стоку наносів, що є ефективним інструментом оцінювання річкових водних систем.

Виклад основного матеріалу. Просторовий розподіл та літологічний склад руслових відкладів Дністра зазнають суттєвих трансформацій уздовж течії, що безпосередньо зумовлено зміною поздовжніх похилів русла та специфікою стоку домінуючих приток. У верхів'ях річки до м. Самбір дно є переважно кам'янистим, проте нижче за течією (на ділянці до гирла річки Стрий) внаслідок зменшення гідравлічних похилів грубоуламковий матеріал зникає, поступаючись місцем глинисто-піщаним та мулистим відкладам. У межах цієї зони акумуляції найпотужніший шар мулу зафіксовано на ділянці вище гирла р. Стрв'яж, тоді як мінімальні його значення спостерігаються після впадіння р. Тисмениця [4].

Далі за течією, аж до створу селища Журавно, дно знову змінюється на гравійно-щебенисте, а нижче повертається до кам'янистого типу. Така регенерація крупності аллювію забезпечується потужним надходженням ерозійного матеріалу (гравію та гальки) з висоководних правих карпатських приток, а саме Свічі, Лімниці, Бистриці тощо. У середній течії Дністра русло зберігає переважно кам'янисто-гальковий характер із локальним переходом у гравійно-піщані суміші. Проте, попри стабільність морфологічної структури, за даними А. Г. Ободовського [8, 9], впродовж останніх 50 років у більшості розрахункових створів спостерігається стійка тенденція до зменшення середнього діаметра фракцій руслових наносів. Аномальне ж укрупнення алювію в окремих створах є наслідком локального переформатування русла під впливом антропогенного чинника, зокрема промислового видобутку гальково-гравійної суміші.

Формування водного стоку в головному руслі середньої течії Дністра визначається переважно впливом гірських правобережних приток, які характеризуються тенденцією до обводнення, а їхній модуль річного стоку у 5 разів перевищує аналогічний показник лівобережних водозборів. На відміну від лівобережної притокової системи, водність самого Дністра демонструє стійку тенденцію до зростання, що чітко простежується за характером різницевих інтегральних кривих. Водночас важливою гідрологічною особливістю досліджуваної руслової системи є виражена асинхронність коливань водного режиму та інтенсивності транспорту твердого матеріалу [4]. Про відсутність прямої синхронності свідчить те, що коефіцієнт кореляції між значеннями річного стоку води та завислих наносів варіює в межах помірного та високого значень (рис. 2, 3).

У гідрологічному режимі річок досліджуваного басейну спостерігається чітка диференціація зв'язків між різними компонентами стоку. З одного боку, багаторічні коливання середньорічного і максимального водного стоку загалом є синфазними, попри наявність певних структурних відмінностей у їхньому характері (рис. 2, 4). В іншому випадку, фіксується виражена десинхронізація процесів перенесення твердого матеріалу і водного режиму. Ця невідповідність багаторічної динаміки стоку завислих наносів (рис. 3) коливанням як середньорічних (рис. 2), так і екстремальних максимальних витрат води (рис. 4) зумовлена чинником просторової деградації джерел ерозійного живлення, а саме різким зменшенням обсягів надходження твердого матеріалу з басейнів лівобережних приток Дністра [10, 11].

Аналіз сучасних публікацій засвідчує безперервну трансформацію умов формування стоку води та наносів річок Поділля під впливом як кліматичних, так і антропогенних чинників. У працях В. І. Вишневського та А. А. Косівця зафіксовано загальну тенденцію до зниження стоку наносів на

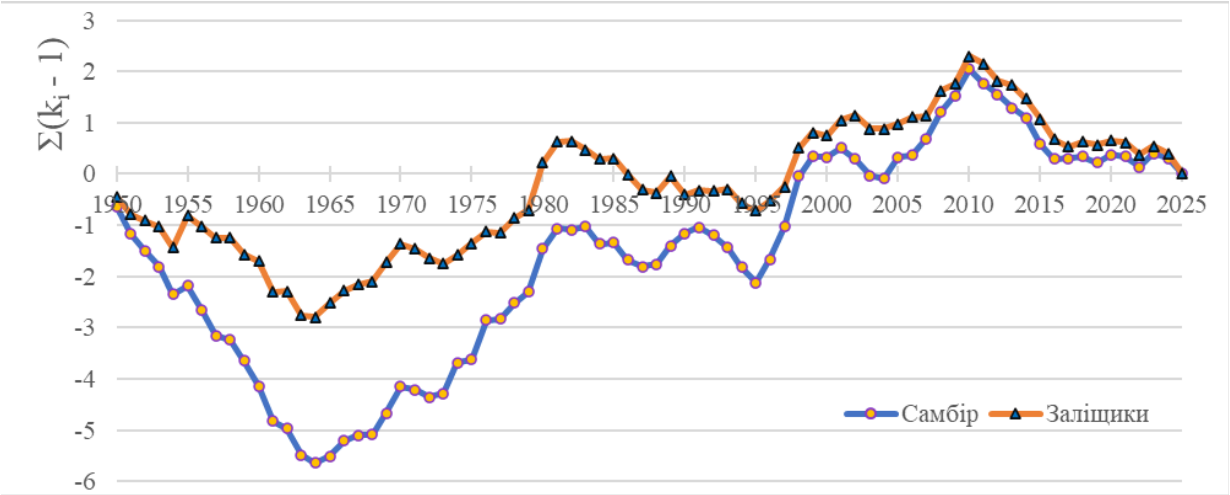


Рис. 2. Різницеві інтегральні криві середньорічних витрат води у створах гідрологічних постів Самбір та Заліщики

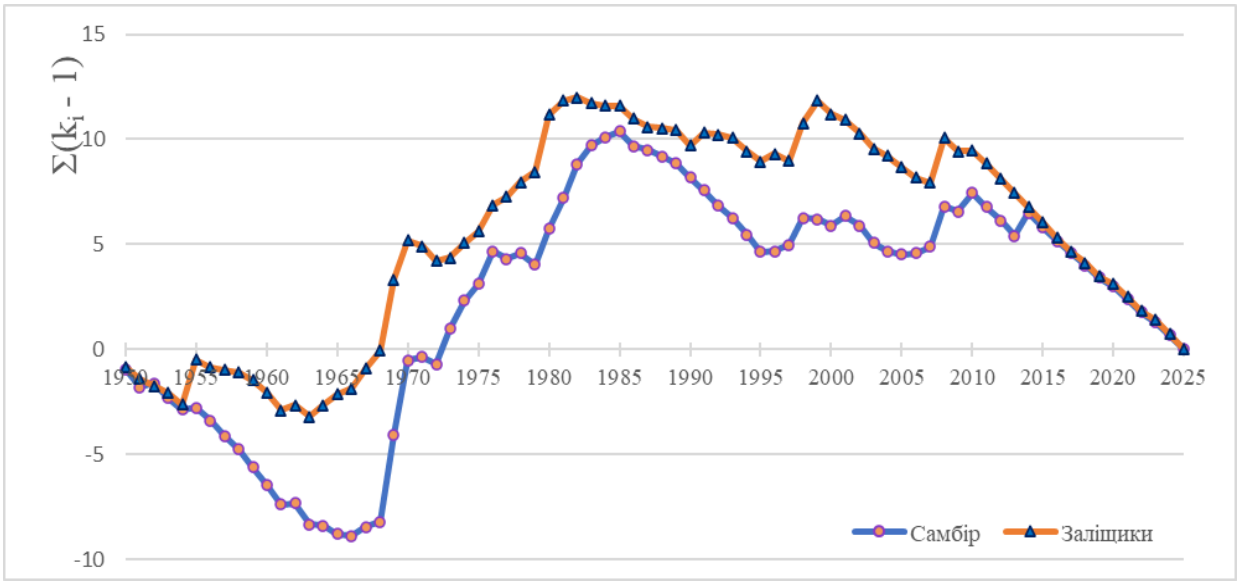


Рис. 3. Різницеві інтегральні криві річного стоку завислих наносів у створах гідрологічних постів Самбір та Заліщики

більшості водотоків України, чому сприяли спад інтенсивності господарської діяльності та певне вирівнювання внутрішньорічного розподілу водного стоку. Єдиним регіоном, де стік наносів має протилежну спрямованість і постійно зростає, є Українські Карпати, що зумовлено наслідками масштабного знеліснення територій [12]. Додатковим вагомим чинником антропогенного походження, який суттєво деформує баланс наносів, належить видобуток річкового алювію та каменю, що набув значних обсягів.

Паралельно з господарським навантаженням, В. І. Вишневський акцентує увагу на кліматичній обумовленості гідрологічного режиму. На його думку, підвищення температури повітря в холодний період року призводить редукцію стоку весняного водопілля, що безпосередньо викликає зниження твердого стоку. Комплексне з'ясування цієї динаміки потребує регулярної актуалізації та оновлення масивів вихідних даних із всебічним урахуванням кліматичних трендів, гідрологічних показників річок і закономірностей руслоформувальних процесів [13]. На усіх річках території досліджуваного регіону спостерігається стійка тенденція до значного зменшення витрат завислих наносів, що зумовлено інтенсивним гідротехнічним регулюванням русел та зростанням кількості ставкових господарств і водосховищ у річкових басейнах, які діють як ефективні уловлювачі наносів та відстійники [14]. Додатковими чинниками, що зумовили скорочення обсягів надходження твердого матеріалу в гідрографічну мережу, стали загальний спад промислового виробництва, який розпочався

ISSN: 2306-9716 (Print), ISSN: 2664-6110 (Online)

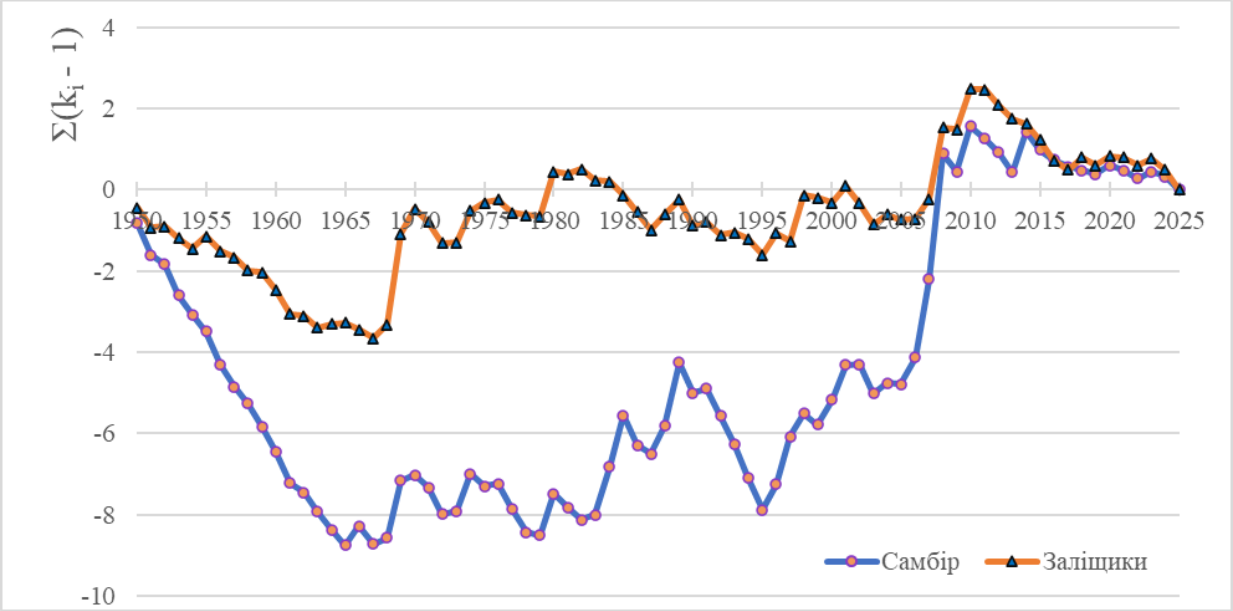


Рис. 4. Різницеві інтегральні криві максимальних витрат води у створах гідрологічних постів Самбір та Заліщики

з 1990-х років та упровадження заходів раціонального природокористування [15].

Водночас конфігурація різницевих інтегральних кривих максимального стоку чітко відображає специфіку міжрічної мінливості метеохарактеристик. Це переважання тенденцій до зростання температури повітря та зниження обсягу опадів у холодний період року, коли закладаються передумови формування весняного водопілля. Зниження максимальних витрат води під час водопілля закономірно спричиняє редукцію твердого стоку річок, коливання якого, починаючи з 1980-х років, перебувають у стабільній від'ємній фазі.

Головні висновки

Результати комплексного аналізу багаторічних гідрометеорологічних рядів за період 1950–2025 років засвідчують високу амплітуду коливань витрат води та стоку завислих наносів у басейні Верхнього Дністра. Під час дослідження закономірностей динаміки водного режиму та формування стоку наносів установлено, що підвищення температури повітря у зимовий період зумовило зменшення глибини промерзання ґрунту, зростання частоти відлиг та збільшення втрат поверхневого стоку в період сніготанення, що дало змогу виявити ключові взаємозв'язки між процесами формування водного стоку й транспортування завислих наносів за період до 2025 року.

Перспективи використання результатів дослідження

Одержані результати можуть бути застосовані в діяльності Басейнового управління водних ресурсів річок Західного Бугу та Сяну й Дністровського БУВР при розробленні планів управління річковими басейнами, проєктуванні протиерозійних та протипаводкових заходів, а також обчисленні замулювання водосховищ і оцінюванні якості поверхневих вод регіону.

Література

1. Пилипович О. В., Ковальчук І. П. Геоекологія річково-басейнової системи верхнього Дністра : монографія / за наук. ред. І. П. Ковальчука. Львів–Київ: ЛНУ імені Івана Франка, 2017. 284 с.
2. Hnativ I. R., Hnativ R. M. Development of channel processes and mudflows on mountain rivers of the Prykarpattia. *SWorldJournal*. 2025. № 29, Part 2. P. 13–19.
3. Вишневський В. І. Про раціоналізацію спостережень за стоком річкових наносів. Наукові праці Укр. НДГМІ / під ред. В. І. Вишневського, О. В. Войцеховича. Київ: *Укр. НДГМІ*, 2000. Вип. 248. С. 123–137.
4. Лобода Н. С., Розвод М. Р. Закономірності коливань стоку річки Дністер (Україна) в умовах кліматичних змін на початку XXI сторіччя. *Український гідрометеорологічний журнал*. 2023. Вип. 32. С. 50–62.
5. Пилипович О. В., Колодко М. Аналіз гідроекологічного стану поверхневих вод у басейнових системах верхньої частини сточища Дністра. *Наукові записки Тернопільського НПУ. Серія: Географія.* 2005. № 2. С. 257–262.
6. Державний водний кадастр. Щорічні дані про режим та ресурси поверхневих вод суші. 2010 р. Т. 2, вип. 1: Басейн Західного Бугу, Дунаю, Дністра, Південного Бугу. К.: Центральна геофізична обсерваторія, 2011. 292 с.
7. Яхно О. М., Ночніченко І. В., Гнатів Р. М., Гнатів І. Р. Явища переносу в екологічних середовищах. Львів: Львівська політехніка, 2023. 316 с.

8. Ободовський О. Г. Гідролого-екологічна оцінка руслових процесів (на прикладі річок України). Київ : Ніка-Центр, 2001. 274 с.
9. Розлач З. В., Ободовський О. Г., Самойленко В. М. Унормування поздовжніх профілів водотоків басейну верхнього та середнього Дністра для завдань районування. *Наукові праці УкрНДГМІ*. 2008. Вип. 257. С. 199–206.
10. Мельник С. В., Лобода Н. С. Динаміка водного режиму і стоку наносів річок Подолії. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. 2009. Т. 17. С. 55–62.
11. Мельник С. В., Лобода Н. С. Динаміка стоку наносів верхньої частини Дністра. *Вісник Одеського національного університету. Серія: Географічні та геологічні науки.* 2011. Т. 16, вип. 1. С. 78–87.
12. Вишневський В. І., Косовець О. О. Гідрологічні характеристики річок України. Київ: Ніка-Центр, 2003. 324 с.
13. Вишневський В. І., Косовець О. О. Зміни стану довкілля України. *Географія в інформаційному суспільстві.* 2008. Т. ІІІ. С. 5–13.
14. Ющенко Ю. С. Дослідження особливостей морфогенезу русел подільських приток Дністра. *Наукові записки Вінницького ДПУ імені Михайла Коцюбинського. Серія: Географія.* 2005. Вип. 8. С. 28–36.
15. Ющенко Ю. С. Геогідроморфологічні закономірності розвитку русел річок (на прикладах Карпат і Поділля). *Україна: географічні проблеми сталого розвитку* : зб. наук. праць. К.: ВГЛ «Обрії», 2004. Т. 3. С. 158–160.

Дата першого надходження статті до видання: 15.10.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 04.11.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 23.11.2026

УДК 504.4.054:355.01(477.63)
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.6-69.21

ПРОСТОРОВА ТИПІЗАЦІЯ ТА ІНТЕГРАЛЬНЕ РАНЖУВАННЯ ХІМІЧНОГО, БІОЛОГІЧНОГО І РАДІАЦІЙНО-ЯДЕРНОГО НАВАНТАЖЕННЯ НА ВОДОСХОВИЩЕ – ДЖЕРЕЛО ПИТНОГО ВОДОПОСТАЧАННЯ

Кравченко О.В.[1] (orcid.org/0000-0001-6289-0641),
Кобилянський В.Я.[2] (orcid.org/0000-0001-6279-2136),
Маркіна Л.М.[3] (orcid.org/0000-0003-3632-1685)
[1]Київський національний університет будівництва і архітектури
пр. Повітряних Сил, 31, 03037, м. Київ
[2]ТОВ «Науково-аналітичний центр якості води»
пров. Микитинський, 33, 61001, м. Харків
[3]Державна наукова установа «Інститут екологічного відновлення та розвитку України»
вул. Митрополита Василя Липківського, 35, корп 2, 03035, м. Київ
kravchenko.ov@knuba.edu.ua; vodocentr@gmail.com, markserg@ukr.net

Запропоновано методичний підхід до просторової типізації та інтегрального ранжування хімічного, біологічного і радіаційно-ядерного (ХБРЯ) навантаження на водосховище, що використовується як джерело централізованого питного водопостачання. Підхід побудовано на моделі «джерело – шлях перенесення – реципієнт» і зорієнтовано на екологічні, а не технологічні критерії оцінювання. Ключовою відмінністю запропонованої конструкції є розмежування двох незалежних вимірів ризику, які в галузевих оцінках зазвичай змішуються: власної екологічної небезпеки речовини, вираженої через індекс екологічної небезпеки ІЕН = $T + B + P$ – суму бальних оцінок прямої екотоксичності, здатності до біоакумуляції та персистентності, а також бальної оцінки ймовірності надходження цієї речовини у водний об'єкт. Таке розмежування дозволяє коректно зіставляти сценарії застосування зброї масового ураження, що мають високу тяжкість наслідків за низької ймовірності настання, з постійно діючими джерелами, які поступаються за одиничним ефектом, проте діють безперервно. Підхід апробовано для ділянки Дніпровського (Запорізького) водосховища в зоні можливого впливу на питні водозабори м. Дніпро. Виконано типізацію тринадцяти груп джерел надходження ХБРЯ-навантаження з урахуванням положення цих джерел відносно точок водозабору та домінуючого механізму перенесення забруднювальних речовин; оцінено двадцять чотири групи речовин-індикаторів. Установлено, що найвищі значення інтегрального показника можуть формуватися не через сценарії застосування зброї масового ураження (R = 5–8 балів, низький клас), а через постійно діючі джерела, вплив яких посилюється воєнними чинниками: уранові хвостосховища колишнього Придніпровського хімічного заводу (R = 24), автохтонні внутрішньоводоймні процеси (R = 23), скиди промислових підприємств басейну (R = 21), застосування конвенційних боєприпасів (R = 20) та агрохімічне навантаження (R = 18). Показано визначальне значення просторового чинника: Запорізька АЕС, розташована нижче за течією, не створює для досліджуваних водозаборів гідрологічного ризику, і її внесок може реалізуватися виключно через атмосферні випадання, тоді як уранові хвостосховища, розташовані вище за течією за 0,8–4,4 км від русла, формують імовірний канал безперервного надходження радіонуклідів. Аналіз чутливості підтвердив правильність основного висновку за варіації експертної оцінки ймовірності в межах усієї шкали. *Ключові слова:* екологічний ризик, ХБРЯ-навантаження, ранжування джерел надходження забруднювальних речовин, індекс екологічної небезпеки, Дніпровське водосховище, питне водопостачання, воєнні дії.

Spatial classification and integrated ranking of sources of chemical, biological and radiological-nuclear loading on a reservoir used as a drinking water source. Kravchenko O., Kobylianskyi V., Markina L.
A methodological approach to the spatial classification and integrated ranking of sources of chemical, biological, radiological and nuclear (CBRN) loading on a reservoir used as a centralised drinking water source is proposed. The approach builds on the source–pathway–receptor model and relies on ecological rather than technological assessment criteria. Its distinctive feature is the separation of two independent dimensions of risk that are usually merged in sectoral assessments: the intrinsic ecological hazard of a substance, expressed by the ecological hazard index EHI = T + B + P as the sum of scores for direct ecotoxicity, bioaccumulation potential and persistence, and the score for the likelihood of release into the water body. This separation makes it possible to compare, on a common scale, weapons-of-mass-destruction scenarios, which combine severe consequences with a low likelihood of occurrence, and continuously acting sources, which are weaker in a single event but operate without interruption. The approach was applied to the section of the Dnipro (Zaporizhzhia) Reservoir influenced by the drinking water intakes of the city of Dnipro. Thirteen groups of sources were classified according to their position relative to the abstraction points and the dominant transport mechanism, and twenty-four groups of indicator substances were assessed. The highest values of the integrated indicator were shown to arise not from weapons-of-mass-destruction scenarios (R = 5–8, low class) but from continuously acting sources amplified by war-related factors: the uranium tailings of the former Prydniprovsky Chemical Plant (R = 24), autochthonous in-reservoir processes (R = 23), industrial discharges within the basin (R = 21), the use of conventional munitions (R = 20) and agrochemical loading (R = 18). The decisive role of the spatial factor is demonstrated: the Zaporizhzhia Nuclear Power Plant, located downstream, poses no hydrological risk to the intakes studied and can contribute only through atmospheric deposition, whereas the uranium tailings located upstream, 0.8–4.4 km from the channel, form a continuously operating pathway of radionuclide input. A sensitivity analysis confirmed that the main conclusion is robust to variation of the expert likelihood score across the entire scale. *Key words:* ecological risk, CBRN loading, source ranking, ecological hazard index, Dnipro Reservoir, drinking water supply, warfare.

© Кравченко О.В., Кобилянський В.Я., Маркіна Л.М., 2026
Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY 4.0

Постановка проблеми. Повномасштабна збройна агресія рф проти України перетворила водні джерела водночас на об'єкти цільового ураження, на середовище поширення токсичних забруднень і, як наслідок, на інструмент тиску на цивільне населення. Дніпровський каскад, що акумулює близько 80 % поверхневих водних ресурсів країни, опинився в центрі цього процесу. Проблематику ХБРЯ-забруднення відповідних джерел питного водопостачання донедавна розглядали переважно у прикладній, технологічній площині: як завдання виявлення забруднювача, вибору бар'єрної технології водопідготовки та організації реагування підприємства водопостачання. Такий підхід є необхідним, проте недостатнім. Він описує лише один вузол складної системи (точку водозабору) і залишає поза межами аналізу власне екосистему, у якій забруднювач з'являється, трансформується та перерозподіляється між абіотичними й біотичними компартментами.

Актуальність дослідження. Перелік потенційних ХБРЯ-загроз для будь-якої великої водойми налічує десятки позицій, а ресурси на моніторинг і превентивні заходи завжди обмежені. Це робить завдання обґрунтованого ранжування джерел надходження ХБРЯ-навантаження не академічним, а суто практичним. Водночас наявні галузеві оцінки будуються переважно на критерії гострої токсичності та на можливості видалення речовини наявними технологічними засобами. За такої логіки найбільш небезпечними є бойові отруйні речовини та біоагенти, тоді як чинники, що фактично формують екологічний стан водойми (тривале надходження важких металів, радіонуклідів індустріальної спадщини, біогенне навантаження), залишаються поза увагою. Розроблення оцінкового інструменту, який відображає екологічну, а не технологічну ієрархію загроз, є актуальним завданням екологічної безпеки питного водопостачання в умовах воєнного стану.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Робота виконана в межах проблематики забезпечення екологічної безпеки систем централізованого питного водопостачання в умовах воєнного стану і відповідає завданням, визначеним Директивою ЄС 2020/2184 щодо ризик-орієнтованого підходу до управління якістю питної води на всьому ланцюжку – від водозбору до споживача. Результати можуть бути використані під час розроблення планів реагування на ХБРЯ-загрози та програм моніторингу поверхневих джерел водопостачання.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Систематичне вивчення впливу війни рф проти України на водні ресурси розпочалося з перших місяців повномасштабного вторгнення. У праці [1] узагальнено характер уражень водної інфраструктури за перші три місяці війни, та сформульовано тезу про глобальний вимір наслідків для цілей сталого розвитку. Оглядові узагальнення [2, 3] кількісно оцінили втрату близько третини накопичених прісноводних запасів країни та втрати екосистемних послуг водних об'єктів. Найбільш повно досліджено наслідки руйнування Каховської греблі: гідрологічний бік катастрофи описано в [4], методологію швидкої екологічної оцінки ризику з опорою на дистанційне зондування застосовано в [5], детальний гідрологічний аналіз наведено в [6]. Ключовим є результат [7]: за узагальненням натурних відборів донних відкладів, супутникових даних і гідродинамічного моделювання встановлено, що на осушеному ложі водосховища залишилося близько 83,3 тис. т високотоксичних важких металів, з яких за перший рік було винесено менше одного відсотка. Можливості дистанційного зондування для оцінки воєнних впливів на водні об'єкти України наведено в [8], глобальний масштаб впливу гірничо-металургійної діяльності на річкові системи – у [9].

Окрему групу становлять праці з екотоксикології специфічних воєнних забруднювачів. Порівняльну токсичність тринітротолуолу й гексогену для гідробіонтів досліджено в [10]; поведінку перхлоратів у водному середовищі та їх вплив на транспорт йодиду – у [11]. Радіологічні аспекти, пов'язані з Запорізькою АЕС, розглянуто в [12, 13]. Оглядові публікації [14, 15] систематизують медико-екологічні наслідки війни, зокрема запроваджуючи поняття «аквациду» – цілеспрямованого руйнування інфраструктури і забруднення водних ресурсів.

Визначення невирішених аспектів загальної проблеми. Переважна більшість наявних досліджень зосереджена на районі нижньої течії Дніпра та зоні колишнього Каховського водосховища. Верхні за течією водосховища Дніпровського каскаду, які живлять розташовані там великі міські водозабори і водночас приймають стік найбільш індустріалізованої частини басейну, залишаються набагато менше вивченими. Крім того, у літературі відсутня уніфікована напівкількісна схема, яка дозволяла б ранжувати різнорідні ХБРЯ-навантаження за екологічними, а не технологічними критеріями та зіставляти між собою, наприклад, гіпотетичне застосування хімічної зброї і тривале розвантаження забруднених підземних вод із хвостосховища. Не формалізованим залишається й просторовий чинник: у наявних переліках загроз джерела надходження забруднювальних речовин зазвичай наводяться без урахування їх положення відносно точок водозабору, унаслідок чого об'єкти, розташовані нижче за течією, помилково включаються до розрахунку гідрологічного ризику.

Новизна. Уперше запропоновано інтегральний показник екологічного ризику ХБРЯ-забруднення водосховища, що конструктивно розмежовує екотоксикологічний вплив речовини та ймовірність її надходження і тому дозволяє зіставляти на єдиній шкалі сценарні (одноразові) та постійно діючі джерела. Уперше виконано типізацію джерел ХБРЯ-навантаження для водозаборів м. Дніпро

з урахуванням просторового положення джерела та домінуючого механізму перенесення забруднювальних речовин. Отримано новий результат щодо ієрархії загроз: показано, що визначальними для екологічного стану водойми є не сценарії застосування зброї масового ураження, а постійно діючі джерела індустріального походження, вплив яких посилюється воєнними чинниками.

Методологічне або загальнонаукове значення. Запропонована конструкція індексу є універсальною і може бути застосована до будь-якого поверхневого джерела питного водопостачання, для якого відомі перелік потенційних джерел забруднення та узагальнені екотоксикологічні характеристики речовин-індикаторів. Розмежування понять тяжкості наслідків і ймовірності їх настання узгоджується з логікою критеріїв стійкості, біоакумуляції та токсичності, прийнятих у міжнародній практиці регулювання поводження з хімічними речовинами, і водночас із ризик-орієнтованим підходом планів безпеки питної води, запроваджених Всесвітньою організацією охорони здоров'я.

Виклад основного матеріалу. Об'єктом дослідження є ділянка Дніпровського (Запорізького) водосховища в зоні впливу Кайдакської та Ломовської насосно-фільтрувальних станцій м. Дніпро разом із відповідною частиною водозбору. Методологічною основою роботи є концепція оцінки екологічного ризику за схемою «джерело – шлях перенесення – реципієнт», доповнена методами системного аналізу, експертної бальної оцінки, матричного аналізу ризику та геоінформаційного аналізу просторового розміщення потенційних джерел відносно точок водозабору.

Інформаційну базу склали рецензовані публікації, наведені у списку літератури; дані державної статистичної звітності щодо структури посівних площ та найбільших сільськогосподарських виробників Дніпропетровської області; регіональні звіти про стан водних ресурсів; реєстр місць видалення відходів; матеріали досліджень радіонуклідного складу вод у зоні уранових хвостосховищ Дніпродзержинського промислового вузла; результати аналізу донних відкладів Каховського водосховища. Нормативно-технічну базу становили ДСТУ 7369:2013, ДСТУ 8691:2016, ДБН В.2.5-75:2013 та Правила приймання стічних вод до систем централізованого водовідведення, затверджені наказом Міністерства регіонального розвитку, будівництва та житлово-комунального господарства України від 01.12.2017 р. № 316.

Побудована концептуальна модель (рис. 1) розмежовує три рівні аналізу.

Джерела ХБРЯ-навантаження відносно акваторії поділено на алохтонні (зовнішні) та автохтонні (внутрішні). Шляхи перенесення включають гідрологічний адвективний перенос за течією, атмосферне випадання й аерозольний перенос, розвантаження забруднених підземних вод, поверхневий змив з водозбору та внутрішньоводоймні процеси. Реципієнтами виступають абіотичні компоненти

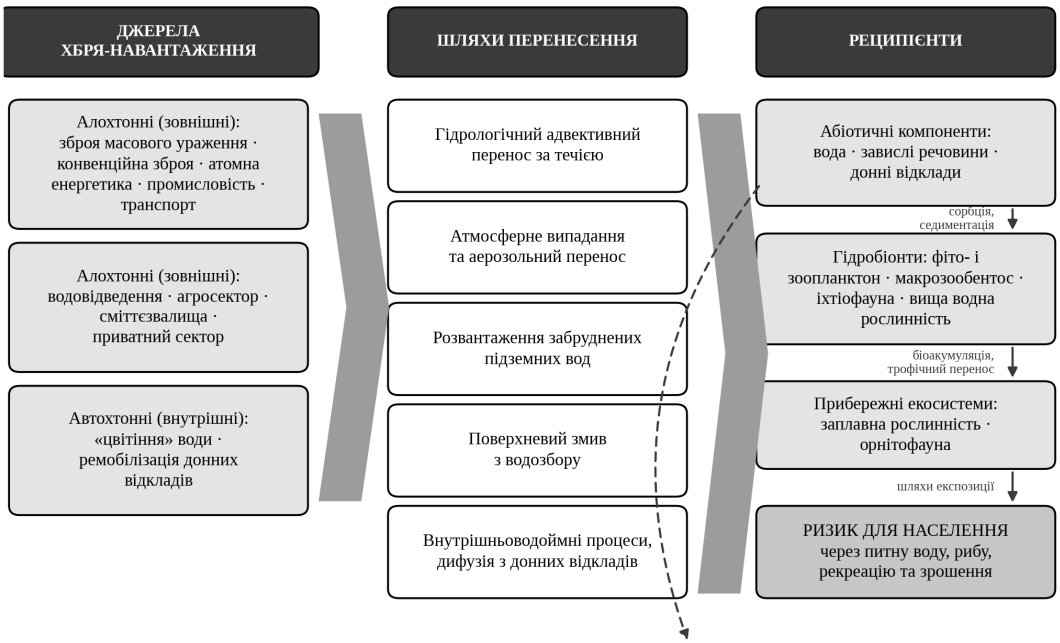


Рис. 1. Концептуальна модель формування ХБРЯ-ризику для екосистеми водосховища – джерела питного водопостачання

водойми, гідробіонти, прибережні екосистеми та населення. Принципово важливим елементом моделі є контур зворотного зв'язку: речовини, що надійшли у водойму, частково сорбуються на завислих частинках і осідають у донних відкладах, а за зміни гідродинамічного та/або гідрохімічного режиму повертаються у товщу води, унаслідок чого водойма зберігає здатність генерувати забруднення навіть після припинення дії первинного джерела його надходження.

Для кожної речовини-індикатора обчислювався індекс екологічної небезпеки (ІЕН):

$$IEH = T + B + P, \quad (1)$$

де T – бальна оцінка прямої екотоксичності для гідробіонтів; B – бальна оцінка здатності до біоакумуляції; P – бальна оцінка персистентності у водному середовищі. Кожна складова може набувати значень від 1 до 3 балів, унаслідок чого ІЕН змінюється в діапазоні 3–9 балів.

Інтегральний показник екологічного ризику групи джерел обчислювався як добуток середнього індексу екологічної небезпеки, характерного для цієї групи набору речовин-індикаторів, на бальну оцінку ймовірності їх надходження:

$$R = W \cdot \text{ІЕН}, \quad (2)$$

де W – бальна оцінка ймовірності реалізації сценарію надходження забруднення у водний об'єкт. Показник R змінюється в діапазоні 3–27 балів; класифікація рівнів ризику: $R \leq 8$ – низький, $9 \leq R \leq 17$ – середній, $R \geq 18$ – високий. Шкали бальних оцінок наведено в табл. 1.

Типізацію джерел виконано з урахуванням двох ознак, які в галузевих оцінках зазвичай не враховуються, а саме: положення джерела відносно точок водозабору та домінуючого механізму перенесення (табл. 2). Саме ці ознаки визначають, чи здатне джерело надходження взагалі вплинути на досліджувану ділянку, і якщо здатне, то з якою затримкою в часі.

Результат типізації дає перший нетривіальний висновок. Запорізька АЕС, яка привертає найбільшу увагу в публічному дискурсі, для водозаборів м. Дніпро не є джерелом гідрологічного ризику взагалі: вона розташована нижче за течією, і будь-яке надходження радіонуклідів у воду в її районі переноситься униз від досліджуваної ділянки, а не до неї. Її внесок може реалізуватися виключно через атмосферне випадання на дзеркало водосховища та водозбір. Натомість уранові хвостосховища колишнього Придніпровського хімічного заводу розташовані вище за течією і формують не сценарний, а безперервно діючий канал надходження. Сумарний показник радіонуклідного забруднення прибережної смуги зростає з 0,80 вище створу хвостосховища «Д» до 1,56–1,90 у створі й нижче за течією, що є прямим свідченням дії цього каналу.

Другий висновок стосується буферної ємності каскаду. Сумарний повний об'єм чотирьох водосховищ, розташованих вище досліджуваної ділянки, зокрема Канівського (2630 млн м³), Кременчуцького (13 500 млн м³), Кам'янського (2450 млн м³) та власне Дніпровського (3300 млн м³), забезпечує суттєве розбавлення імпульсних надходжень. Проте ця ємність працює вибірково. Вона ефективна щодо речовин, які швидко гідролізуються або розкладаються, і практично інертна щодо персистентних біоакумулятивних сполук: розбавлення в товщі води супроводжується їх седиментацією та накопиченням у донних відкладах і трофічних ланцюгах. Іншими словами, каскад радше перерозподіляє забруднення в часі та між компартментами, ніж усуває забруднення.

Результати оцінювання речовин-індикаторів за формулою (1) наведено в табл. 3.

Отримане ранжування істотно розходиться з ієрархією, сформованою в межах технологічного підходу. Отруйні речовини нервово-паралітичної дії (найбільш небезпечний клас забруднювачів) потрапляють до категорії помірної екологічної небезпеки: за високої гострої токсичності вони швидко гідролізуються у воді до нетоксичних складників і не накопичуються в біоті. Навпаки, кадмій і ртуть, які не асоціюються з воєнними діями безпосередньо, отримують максимальні дев'ять балів, оскільки поєднують високу токсичність із високою біоакумуляцією та практично необмеженою персистентністю. Це узгоджується з висновками [7, 9] щодо ролі важких металів як провідного довгострокового чинника.

Таблиця 1

Шкала бальної оцінки складових ІЕН та ймовірності їх надходження у вододжерело

Складова	1 бал	2 бали	3 бали
T – пряма екотоксичність для гідробіонтів	Низька	Середня	Висока
B – здатність до біоакумуляції	Низька	Середня	Висока
P – персистентність у водному середовищі	Коротка (до 1 місяця)	Середня (від 1 до 12 місяців)	Тривала (понад 1 рік)
W – ймовірність надходження у водний об'єкт	Малоймовірне: гіпотетичний сценарій, фактів реалізації не зафіксовано	Можливе: епізодичні аварійні події в межах басейну	Ймовірне: регулярні задокументовані надходження

ISSN: 2306-9716 (Print), ISSN: 2664-6110 (Online)

Таблиця 2

Типізація джерел ХБРЯ-навантаження для питних водозаборів м. Дніпро

Група джерел надходження	Ключові об'єкти в межах водозбору	Положення відносно водозаборів	Домінуючий шлях перенесення
Зброя масового ураження	Гіпотетичне застосування хімічної, біологічної та ядерної зброї	Не локалізовано	Атмосферне випадання; пряме внесення в акваторію
Конвенційна зброя	Ураження об'єктів у басейні; вибухи в акваторії та на берегах	Вище за течією та в межах акваторії	Пряме внесення; ремобілізація донних відкладів
Атомна енергетика (діючі об'єкти)	Запорізька АЕС	Нижче за течією	Виключно атмосферний
Атомна енергетика (спадщина)	Уранові хвостосховища колишнього Придніпровського хімічного заводу (0,8–4,4 км від русла)	Вище за течією	Розвантаження забруднених підземних вод; поверхневий стік; стік р. Коноплянка
Промисловість	Металургійні, хімічні та коксохімічні підприємства м. Кам'янське; гірничо-металургійний комбінат у зоні р. Самоткань; гірничо-збагачувальні комбінати у басейні р. Псел	Вище за течією	Гідрологічний адвективний перенос
Транспортна інфраструктура	Автомобільні та залізничні мости, річковий порт, трубопроводи	Переважно нижче за течією	Аварійне пряме внесення
Підприємства водовідведення	Каналізаційні очисні споруди міст Київ, Черкаси, Кременчук	Вище за течією (150–600 км)	Гідрологічний перенос із розбавленням у каскаді
Аграрні підприємства	Господарства Петриківського, Царичанського, Магдалинівського, Кам'янського районів	Вище за течією	Поверхневий змив; дренажний стік
Населення	Полігони твердих побутових відходів; приватний сектор без централізованого водовідведення	Розосереджено по водозбору	Інфільтрація в підземні води; поверхневий змив
Автохтонні процеси	Акваторія Дніпровського (Запорізького) водосховища	У межах акваторії	Внутрішньоводоймні процеси; дифузія з донних відкладів

Таблиця 3

Індекс екологічної небезпеки речовин-індикаторів ХБРЯ-забруднення

Група речовин-індикаторів	Т	В	Р	ІЕН	Рівень екологічної небезпеки
Кадмій	3	3	3	9	Надзвичайно високий
Ртуть	3	3	3	9	Надзвичайно високий
Радіонукліди (^{137}Cs, ^{90}Sr, ^{226}Ra, ^{230}Th, ^{210}Pb, ^{210}Po, U)	3	2	3	8	Надзвичайно високий
Стійкі органічні забруднювачі (ПХБ, ПБДЕ, діоксини, ПФАС)	2	3	3	8	Надзвичайно високий
Свинець	2	2	3	7	Високий
Арсен	2	2	3	7	Високий
Патогенні мікроорганізми та ооцисти найпростіших	3	1	3	7	Високий
Ціанотоксини (мікроцистин-LR, анатоксин-a, сакситоксин)	3	2	2	7	Високий
Перхлорати	3	1	3	7	Високий
Інші важкі метали (Ni, Cu, Zn, Cr)	2	1	3	6	Високий
Поліциклічні ароматичні вуглеводні	2	2	2	6	Високий
Пестициди та біоциди	3	2	1	6	Високий
Фармацевтичні препарати	3	2	1	6	Високий
Поверхнево-активні речовини та засоби гігієни	2	2	2	6	Високий
Промислові хімікати, пластифікатори	2	2	2	6	Високий
Вибухові речовини та їх метаболіти (TNT, RDX, HMX)	3	1	2	6	Високий
Нафтопродукти (мазути)	3	1	1	5	Помірний
Мастила та гідравлічні рідини	2	1	2	5	Помірний
Органічні розчинники	3	1	1	5	Помірний
Вуглеводні вугільного походження	1	1	3	5	Помірний
Мікропластик	1	1	3	5	Помірний
Азбест	1	1	3	5	Помірний
Неочищені стічні води (органічне та біогенне навантаження)	2	1	2	5	Помірний
Отруйні речовини нервово-паралітичної дії	3	1	1	5	Помірний

Результати розрахунку інтегрального показника за формулою (2) наведено в табл. 4 та у графічному вигляді на рис. 2.

Отримана картина є основним результатом роботи. Сценарії застосування зброї масового ураження, які традиційно домінують у документах з ХБРЯ-захисту, посідають три останні позиції ранжування з показниками 5–8 балів, тобто належать до низького класу ризику. Необхідно відмітити, що під ядерним вибухом в цій роботі розглядається виключно тактична ядерна зброя, використання якої ворогом гіпотетично можливе на театрі воєнних дій. Це не означає, що ними можна нехтувати: наслідки їх реалізації були б катастрофічними, і саме тому вони мають залишатися предметом планів реагування. Але з погляду формування фактичного екологічного стану водойми вони не є визначальними.

Визначальними виявляються постійно діючі джерела, вплив яких посилюється воєнними чинниками. Найбільш впливовими і небезпечними є уранові хвостосховища колишнього Придніпровського хімічного заводу (R = 24). Це не воєнне джерело за

Таблиця 4

Інтегральна оцінка екологічного ризику ХБРЯ-забруднення за групами джерел

Джерело ХБРЯ-навантаження	Речовини-індикатори	ІЕН сер.	W	R	Клас ризику
Уранові хвостосховища ПХЗ (спадщина)	^{238}U, ^{226}Ra, ^{230}Th, ^{210}Pb, ^{210}Po	8,0	3	24	Високий
Автохтонні процеси у водоймі	Мікроцистин-LR, Cd, Hg, СОЗ і ПАВ донних відкладів	7,5	3	23	Високий
Промислові підприємства басейну	Cd, Hg, Pb, As, Ni, ПАВ, феноли	7,1	3	21	Високий
Конвенційна зброя	TNT, RDX, перхлорати, діоксини, метали корпусів	6,8	3	20	Високий
Агрохімічне навантаження	Пестициди, нітрати, фосфати	6,0	3	18	Високий
Виведення з ладу очисних споруд (воєнний сценарій)	Патогени, органічне і біогенне навантаження, ПАР, фармпрепарати	6,0	3	18	Високий
Аварія на АЕС (атмосферний шлях)	^{137}Cs, ^{90}Sr, ^{134}Cs, ^{60}Co, ізотопи Pu	8,0	2	16	Середній
Сміттєзвалища та приватний сектор	Pb, Hg, Cu, Zn, амоній, нафтопродукти, патогени	6,5	2	13	Середній
Аварійні скиди очисних споруд (мирний режим)	Патогени, БСК, амоній, завислі речовини	6,0	2	12	Середній
Транспортна інфраструктура	Нафтопродукти, мастила, метали, небезпечні вантажі	5,5	2	11	Середній
Ядерний вибух (гіпотетичний сценарій)	^{137}Cs, ^{90}Sr, ^{89}Sr, ^{137m}Ba	8,0	1	8	Низький
Біологічна зброя масового ураження	Спори B. anthracis, збудники особливо небезпечних інфекцій	7,0	1	7	Низький
Хімічна зброя масового ураження	Зарин, зоман, VX, іприт, люїзит, ціаніди	5,0	1	5	Низький

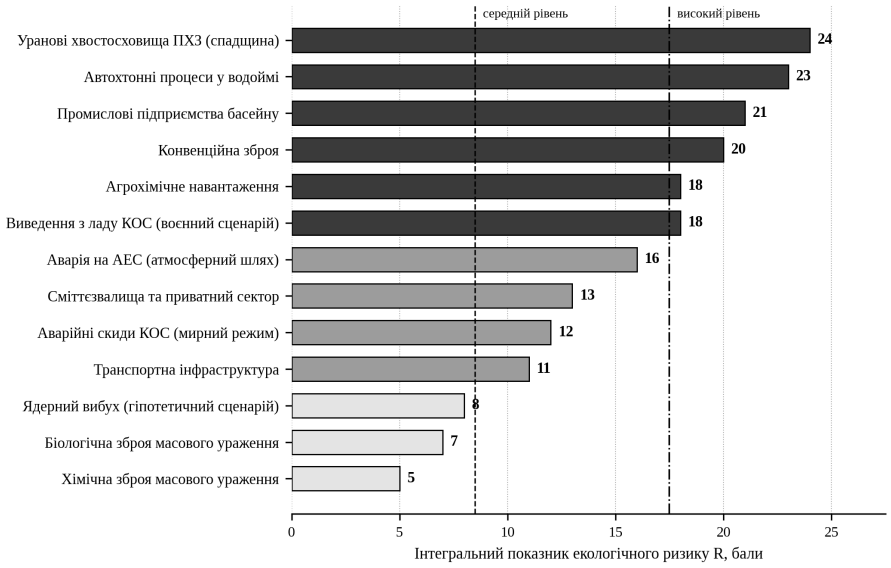


Рис. 2. Ранжування джерел ХБРЯ-навантаження за інтегральним показником екологічного ризику

походженням, а індустріальна спадщина середини XX століття, розташована безпосередньо в межах водозбору вище за течією. Через безперервність впливу цього чинника в поєднанні з максимальною персистентністю радіонуклідів формується найвищий інтегральний ризик. Наступними за значенням є автохтонні процеси у самій водоймі (R = 23), які за технологічним оцінюванням зазвичай взагалі не розглядаються як забруднення, оскільки вважаються природним фоном. Далі йдуть промислові скиди (R = 21) та застосування конвенційних боєприпасів (R = 20). Оцінка для конвенційної зброї заслуговує на окремий коментар. Попри те, що одиничне ураження вносить у водойму порівняно невелику масу забруднювальних речовин, систематичність обстрілів надає цьому чиннику ознак постійно діючого джерела, а основний внесок формується опосередковано – через ураження хвостосховищ, складів паливно-мастильних матеріалів, промислових цехів і каналізаційних споруд, а також через підйом донних відкладів вибуховою хвилею.

Оскільки бальна оцінка ймовірності W є найбільш суб'єктивною складовою розрахунку, виконано аналіз чутливості результату до її варіації в межах усієї шкали (табл. 5).

Аналіз чутливості дає три висновки. По-перше, дві групи джерел – хімічна зброя масового ураження та транспортна інфраструктура – не досягають високого класу ризику за жодного значення W у межах шкали. Причина в обох випадках однакова: середній індекс екологічної небезпеки характерних для них речовин становить лише 5,0 і 5,5 бала, тому навіть максимальна оцінка ймовірності дає 15 і 17 балів відповідно. Отже, їх низьке положення визначається властивостями самих речовин, а не експертною оцінкою ймовірності. По-друге, навіть за підвищення оцінки W для всіх сценаріїв застосування зброї масового ураження на один бал їх показники становитимуть 10–16 балів, що залишається нижчим за п'ять найбільш небезпечних постійно діючих джерел (18–24 бали). Отже, основний висновок роботи не змінюється за такої варіації. По-третє, всі п'ять цих джерел мають однакову оцінку W = 3, унаслідок чого їх взаємне розташування у верхній частині ранжування (рис. 2) повністю визначається індексом екологічної небезпеки, тобто екотоксикологічними властивостями речовин, а не суб'єктивною складовою розрахунку.

Отримані результати мають розглядатися як напівкількісна експертна оцінка екологічного ризику. Основні її обмеження такі. Бальні шкали складових ІЕН побудовані на узагальнених літературних характеристиках речовин, тоді як їх реальна біодоступність істотно залежить від локальних гідрохімічних умов – насамперед від pH, окисно-відновного потенціалу та вмісту органічних речовин у воді. Ці умови в розрахунку не враховано. Крім того, значна частина акваторії та водозбору недоступна для натурних досліджень, унаслідок чого оцінка спирається на довоєнні дані та на аналогії з дослідженнями суміжних ділянок Дніпровського каскаду.

Головні висновки

1. Запропоновано методичний підхід до інтегральної оцінки екологічного ризику ХБРЯ-забруднення водосховища – джерела питного водопостачання, що ґрунтується на моделі «джерело – шлях перенесення – реципієнт» і розмежовує два незалежні виміри ризику: екологічний вплив речовини, виражений індексом ІЕН = $T + B + P$, та ймовірність її надходження у водний об'єкт.

2. Виконано типізацію тринадцяти груп джерел надходження ХБРЯ-навантаження. За її результатами показано визначальне значення просторового чинника. Запорізька АЕС, розташована нижче за течією, не є для водозаборів м. Дніпро джерелом гідрологічного ризику, і її внесок може відбуватися лише через атмосферні випадання. Навпаки, уранові хвостосховища колишнього Придніпровського хімічного заводу, розташовані вище за течією за 0,8–4,4 км від русла, здатні формувати безперервно діючий канал надходження радіонуклідів.

3. Виконано ранжування двадцяти чотирьох груп речовин-індикаторів за індексом екологічної небезпеки. Згідно з ним виявлено розходження з оцінками, побудованими на критерії гострої токсичності: отруйні речовини нервово-паралітичної дії належать до категорії помірної екологічної небезпеки (5 балів) через швидкий гідроліз і відсутність біоакумуляції, тоді як кадмій і ртуть оцінюються у максимальні 9 балів.

Таблиця 5

Аналіз чутливості інтегральної оцінки до зміни бальної оцінки ймовірності надходження забруднювальних речовин

Джерело ХБРЯ-навантаження	ІЕН сер.	R при W = 1	R при W = 2	R при W = 3	Мінімальне W для високого класу
Уранові хвостосховища ПХЗ	8,0	8	16	24	3
Автохтонні процеси у водоймі	7,5	8	15	23	3
Промислові підприємства басейну	7,1	7	14	21	3
Конвенційна зброя	6,8	7	14	20	3
Агрохімічне навантаження	6,0	6	12	18	3
Виведення з ладу очисних споруд	6,0	6	12	18	3
Аварія на АЕС (атмосферний шлях)	8,0	8	16	24	3
Сміттєзвалища та приватний сектор	6,5	7	13	20	3
Аварійні скиди очисних споруд	6,0	6	12	18	3
Транспортна інфраструктура	5,5	6	11	17	Недосяжно
Ядерний вибух	8,0	8	16	24	3
Біологічна зброя масового ураження	7,0	7	14	21	3
Хімічна зброя масового ураження	5,0	5	10	15	Недосяжно

4. За інтегральною оцінкою встановлено, що найвищі рівні екологічного ризику формують не сценарії застосування зброї масового ураження (R = 5–8 балів, низький клас), а постійно діючі джерела, вплив яких посилюється воєнними чинниками: уранові хвостосховища (R = 24), автохтонні внутрішньоводоймні процеси (R = 23), промислові скиди (R = 21), конвенційна зброя (R = 20) та агрохімічне навантаження (R = 18).

5. Завдяки аналізу чутливості підтверджено правильність основного висновку. Через низький індекс екологічної небезпеки характерних речовин (5,0 і 5,5 бала) хімічна зброя масового ураження та транспортна інфраструктура не досягають високого класу ризику за жодного значення бальної оцінки ймовірності. Взаємне розташування п'яти найбільш небезпечних джерел, які мають однакову оцінку ймовірності, повністю визначається екотоксикологічними властивостями характерних для них речовин.

6. Показано, що буферна ємність водосховищ Дніпровського каскаду ефективно згладжує імпульсні надходження речовин з малою персистентністю, проте не забезпечує захисту від стійких біоакумулятивних сполук, стосовно яких вона радше перерозподіляє забруднення в часі та між компартментами.

Перспективи використання результатів дослідження. Запропонований інтегральний показник екологічного ризику R може бути покладений в основу пріоритезації заходів у планах реагування на ХБРЯ-загрози та в програмах моніторингу поверхневих джерел водопостачання, оскільки дозволяє обґрунтовано розподіляти обмежені ресурси спостережної мережі між об'єктами контролю. Подальший розвиток роботи передбачається у напрямку верифікації бальних оцінок за результатами прямого відбору проб води, завісі й донних відкладів у створах питних водозаборів, переходу від експертних балів до нормованих коефіцієнтів на основі виміряних концентрацій і референтних значень, а також поширення отриманих результатів на інші водосховища Дніпровського каскаду з подальшим формуванням зведеної карти екологічного ризику всього басейну.

Конфлікт інтересів: автор Маркіна Л.М. є членом редакційної колегії журналу. Для забезпечення незалежності редакційного процесу рукопис розглядався редактором, який не мав конфлікту інтересів з автором. Автор не брав участі у відборі рецензентів, процесі рецензування та прийнятті рішення щодо публікації статті. Рукопис пройшов стандартну процедуру подвійного сліпого рецензування.

Література

1. Shumilova O., Tockner K., Sukhodolov A., Khilchevskyi V., De Meester L., Stepanenko S., Trokhymenko G., Hernández-Agüero J. A., Gleick P. Impact of the Russia–Ukraine armed conflict on water resources and water infrastructure. *Nature Sustainability*. 2023. Vol. 6, No. 5. P. 578–586. DOI: 10.1038/s41893-023-01068-x
2. Hapich H., Novitskyi R., Onopriienko D., Dent D., Roubik H. Water security consequences of the Russia-Ukraine war and the post-war outlook. *Water Security*. 2024. Vol. 21. Art. 100167. DOI: 10.1016/j.wasec.2024.100167
3. Hapich H., Novitskyi R., Onopriienko D., Dubov T. Water on fire: losses and the post-war future of ecosystem services from water resources of Ukraine. *Regional Environmental Change*. 2024. Vol. 24. Art. 154.
4. Vyshnevskyi V., Shevchuk S., Komorin V., Oleynik Y., Gleick P. The destruction of the Kakhovka dam and its consequences. *Water International*. 2023. Vol. 48, No. 5. P. 631–647. DOI: 10.1080/02508060.2023.2247679
5. Spears B. M., Harpham Q., Brown E., Barnett C. L., Barwell L., Roca Collell M. et al. A rapid environmental risk assessment of the Kakhovka Dam breach during the Ukraine conflict. *Nature Ecology & Evolution*. 2024. Vol. 8, No. 5. P. 834–836. DOI: 10.1038/s41559-024-02373-0
6. Stone R. Laid to waste. *Science*. 2024. Vol. 383, Iss. 6678. P. 18–23. DOI: 10.1126/science.adn7986
7. Shumilova O., Sukhodolov A., Osadcha N., Oreshchenko A., Constantinescu G., Afanasyev S. et al. Environmental effects of the Kakhovka Dam destruction by warfare in Ukraine. *Science*. 2025. Vol. 387, Iss. 6739. P. 1181–1186. DOI: 10.1126/science.adn8655
8. Shevchuk S., Vyshnevskyi V., Bilous O. The use of remote sensing data for investigation of environmental consequences of Russia–Ukraine war. *Journal of Landscape Ecology*. 2022. Vol. 15, No. 3. P. 36–53. DOI: 10.2478/jlecol-2022-0017
9. Macklin M. G., Thomas C. J., Mudbhatkal A., Brewer P. A., Hudson-Edwards K. A., Lewin J. et al. *Impacts of metal mining on river systems: a global assessment. Science*. 2023. Vol. 381, Iss. 6664. P. 1345–1350.
10. Stanley J. K., Lotufo G. R., Biedenbach J. M., Chappell P., Gust K. A. Toxicity of the conventional energetics TNT and RDX relative to new insensitive munitions constituents DNAN and NTO in Rana pipiens tadpoles. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 2015. Vol. 34, No. 4. P. 873–879. DOI: 10.1002/etc.2890
11. Srinivasan A., Viraraghavan T. Perchlorate: health effects and technologies for its removal from water resources. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 2009. Vol. 6, No. 4. P. 1418–1442. DOI: 10.3390/ijerph6041418
12. Perez P., Benhassine M., Quinn J., Janssens B., Van Utterbeeck F. Simulation of a nuclear fallout scenario in the Zaporizhzhia Nuclear Power Plant during the Ukraine conflict: implications of dose rate distributions for downwind populations. *Military Medicine*. 2025. Vol. 190, Suppl. 2. P. 536–542. DOI: 10.1093/milmed/usaf263
13. Tsagkaris C., Laubscher L., Vladychuk V. The impacts of putting the Zaporizhzhia Nuclear Power Plant in the line of fire. *Public Health Challenges*. 2022. Vol. 1, No. 4. Art. e26. DOI: 10.1002/puh2.26
14. The impact of the Russia–Ukraine war on water resources and infrastructure of Ukraine – a comprehensive review. *World*. 2025. Vol. 7, No. 1. Art. 3. DOI: 10.3390/world7010003
15. War in Ukraine: an overview of environmental impacts and consequences for human health. *Frontiers in Sustainable Resource Management*. 2024. Vol. 3. Art. 1423444. DOI: 10.3389/fsrma.2024.1423444
16. 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. *Official Journal of the European Union*. 2020. L 435. P. 1–62.

Дата першого надходження статті до видання: 28.09.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 04.11.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 23.11.2026

УДК 504.064.3:528.88(262.5)
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.6-69.22

ПРОСТОРОВО-ЧАСОВА МІНЛИВІСТЬ ОПТИЧНОГО СТАНУ ТИЛІГУЛЬСЬКОГО ТА БЕРЕЗАНСЬКОГО ЛИМАНІВ: ЕКОЛОГІЧНА ІНТЕРПРЕТАЦІЯ СУПУТНИКОВИХ СПОСТЕРЕЖЕНЬ 2018–2025 РР.

Магась Н.І. (orcid.org/0000-0002-2579-1465)
Національний університет кораблебудування імені адмірала Макарова
пр. Героїв України, 9, 54007, м. Миколаїв
natalya.magas@nuos.edu.ua

Для Тилігульського та Березанського лиманів північно-західного Причорномор'я досліджено просторово-часову мінливість оптичного стану води та стійкість міжлиманних відмінностей. Порівняно синхронні спостереження Sentinel-2 за травень–жовтень 2018–2025 рр., термальні дані Landsat 8/9 і регіональні змінні ERA5-Land. Спектральні показники аналізували за групами, пов'язаними з пігментним сигналом, каламутністю та речовинним складом, а також із рослинністю; для міжлиманних порівнянь застосовано парні різницеві ряди й корекцію множинних перевірок. За атмосферними та водно-балансовими змінними ERA5-Land статистично значущої різниці між лиманами не виявлено (мінімальне q = 0,102). Березанський лиман мав вищі значення пігмент- і речовинно-чутливих оптичних показників у 7–8 роках із 8. Сезонні профілі показали червневий максимум каламутність-проксі та пізніший пігмент-чутливий сигнал: у Тилігульському лимані нормалізований різницевий хлорофільний індекс (Normalized Difference Chlorophyll Index, NDCI) досягав максимуму в серпні, а в Березанському високі значення зберігалися від червня до жовтня. За опорним рівнем, визначеним багаторічною медіаною NDCI Тилігульського лиману, середня тривалість перевищення становила 3,00 місяця на рік у Тилігульському та 5,88 у Березанському; різниця зберігалася за всіх альтернативних порогів (2,75–3,75 місяця). Спільний опорний рівень NDCI (90-й процентиль Тилігульського лиману) перевищували 99,4 % акваторії Березанського та 10,0 % Тилігульського лиману. За власною шкалою кожного лиману частка вищої відносної категорії NDCI зростає від гирла до вершини, а прибережна смуга завширшки 100 м, що займає близько 11 % акваторії, концентрує 32,0 і 40,8 % пікселів цієї категорії. У 2018–2025 рр. значущі міжрічні тренди виявлено для п'яти з дванадцяти оптичних показників Березанського лиману та для жодного – Тилігульського; тенденція до збільшення контрасту в парних різницевих рядах після корекції Benjamini–Hochberg незначуща (q = 0,078). Термальні характеристики лиманів після корекції значуще не різнилися, а відмінність сили залишкового зв'язку NDCI з температурою водної поверхні не підтверджена блоковим bootstrap (p = 0,216). Отже, Березанський лиман характеризується тривалішим і просторово поширенішим підвищеним оптичним сигналом, а вершинні та прибережні мілководні ділянки обох водойм є пріоритетними для натурного моніторингу. *Ключові слова:* Тилігульський лиман; Березанський лиман; оптичний стан; Sentinel-2; сезонна динаміка; просторово-часова мінливість; екологічний моніторинг; дистанційне зондування.

Spatiotemporal Variability of the Optical State of the Tyligul and Berezan Limans: Ecological Interpretation of Satellite Observations, 2018–2025. Magas N.

This study examined the spatiotemporal variability of the optical state of the Tyligul and Berezan Limans in the Northwestern Black Sea region and the persistence of between-liman differences. Synchronous Sentinel-2 observations for May–October 2018–2025 were compared with Landsat 8/9 water-surface thermal data and regional ERA5-Land variables. Spectral metrics were interpreted in pigment-sensitive, turbidity/constituent-related, and vegetation-related groups; paired between-liman difference series were assessed with multiple-testing correction. No statistically significant between-liman difference was detected in the examined ERA5-Land atmospheric and water-balance variables (minimum q = 0.102). Berezan showed higher values of pigment- and constituent-sensitive optical metrics in 7–8 of 8 years. Seasonal profiles showed a June maximum in the turbidity proxy and a later pigment-sensitive signal: the Normalized Difference Chlorophyll Index (NDCI) peaked in August in Tyligul, whereas high values persisted from June through October in Berezan. Relative to the long-term median Tyligul NDCI reference, mean annual exceedance duration was 3.00 months in Tyligul and 5.88 months in Berezan, and the difference persisted across all alternative thresholds (2.75–3.75 months). A common NDCI reference level (the 90th percentile of Tyligul) was exceeded over 99.4% of the Berezan and 10.0% of the Tyligul water area. On each liman's own scale, the share of the higher relative NDCI category increased from the mouth to the upper reach, and the 100 m nearshore strip, occupying about 11% of the water area, contained 32.0% and 40.8% of higher-category pixels, respectively. During 2018–2025, five of twelve optical metrics showed significant interannual trends in Berezan and none did so in Tyligul; the tendency towards a widening contrast in paired difference series was not significant after Benjamini–Hochberg correction (q = 0.078). Thermal characteristics did not differ significantly after correction, and a year-block bootstrap did not confirm a difference in the strength of the seasonally adjusted NDCI–water-surface temperature association (p = 0.216). Thus, Berezan was characterized by a longer-lasting and more spatially widespread elevated optical signal, while upper and nearshore shallow-water sectors of both limans are priority areas for field monitoring. *Key words:* Tyligul Liman; Berezan Liman; optical state; Sentinel-2; seasonal dynamics; spatiotemporal variability; ecological monitoring; remote sensing.

© Магась Н.І., 2026
Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY 4.0

Постановка проблеми. Прибережні лимани є оптично й гідрологічно складними водними системами, у яких зміни водного балансу, солоності, перемішування, морського водообміну, річкового стоку та біопродукційних процесів відбуваються на близьких просторових і часових масштабах. Супутникові спостереження дають змогу регулярно простежувати таку мінливість у межах усієї акваторії. Водночас у внутрішніх і перехідних водах їх слід інтерпретувати обережно, оскільки на спектральний сигнал одночасно впливають фітопланктон, завислий матеріал, забарвлена розчинена органічна речовина, мілководдя та донне відбиття [1]. Просторово-часова мінливість оптичного стану дає змогу виявляти неоднорідність процесів у межах водойми та ділянки й періоди найбільш виражених змін.

Актуальність дослідження. Для квазізакритих лиманів північно-західного Причорномор'я важливим довготривалим чинником є дефіцит прісноводного балансу. За регіональними оцінками, зміни клімату зменшують співвідношення прісного надходження і втрат на випаровування, підвищуючи вразливість водойм до обміління та засолення [2]. Сусідні лимани, однак, можуть по-різному реагувати на подібні регіональні атмосферні умови. Такі відмінності можуть бути пов'язані з конфігурацією морського зв'язку, водністю басейну, часом утримання води та внутрішніми біогеохімічними процесами. Порівняння Тилігульського та Березанського лиманів дає змогу оцінити стійкість відмінностей їхнього оптичного стану й окреслити можливу роль локальних властивостей систем.

Обидва лимани мають значне природоохоронне й господарське значення. Тилігульський лиман є Рамсарським угіддям і входить до Смарагдової мережі; Березанський лиман також включений до Смарагдової мережі [3, 4]. Для обох систем характерне поєднання мілководних, гирлових і прибережних біотопів. Березанський лиман має також рибогосподарське значення [5], що підсилює практичну цінність просторово й сезонно орієнтованого екологічного моніторингу.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями

Робота пов'язана із завданнями, визначеними Водною стратегією України на період до 2050 року [6], Планом управління річковим басейном річок Причорномор'я на 2025–2030 роки (далі – ПУРБ) [7], Комплексною програмою охорони довкілля Миколаївської області на 2021–2027 роки [8], регіональною системою моніторингу довкілля Миколаївської області [9] та науково-дослідною роботою «Розробка заходів та засобів раціонального водокористування, зниження антропогенного навантаження на водні екосистеми півдня України» (державний реєстраційний № 0124U001593). Отримані результати можуть бути використані для моніторингового супроводу регіонального ландшафтного парку «Тилігульський» [10], ключових територій регіональної екологічної та Смарагдової мереж [4], а також міжрегіональних заходів зі збереження Тилігульського лиману [11].

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Тилігульський і Березанський лимани є природним полігоном для порівняння. Тилігульський лиман має штучний канал зв'язку з Чорним морем; моделювання раніше показувало, що ефективність такого зв'язку суттєво залежить від морфометричних характеристик каналу [12]. Сучасні польові дані засвідчили, що реконструкція каналу 2016–2017 рр. не забезпечила очікуваного посилення двобічного водообміну: фактичний поперечний переріз і глибина каналу виявилися суттєво меншими за проєктні, а гідроекологічні показники не продемонстрували очікуваного поліпшення [13]. Березанський лиман, натомість, поповнюється морськими водами через протоку та річковим стоком. Більшість річок, що впадають у Березанський лиман, є сезонними степовими водотоками, які пересихають улітку [14], а водність р. Березань істотно антропогенно трансформована каскадом ставків і водосховищ [15].

Простежити, як ці відмінності морського водообміну й річкового живлення проявляються в стані водного середовища в межах усієї акваторії та впродовж багатьох сезонів, дають змогу супутникові спектральні показники. Для оптично складних вод одним із найуживаніших серед них є red-edge показник Normalized Difference Chlorophyll Index (NDCI), запропонований для оцінювання хлорофілу-а у каламутних продуктивних водах. Автори алгоритму наголошували, що без локальних натурних даних NDCI доцільніше використовувати для якісної або відносної інтерпретації [16]. Maximum Chlorophyll Index (MCI) [17] та Maximum Peak Height (MPH) [18] характеризують висоту red-edge піку відносно спектральної базової лінії. Floating Algae Index (FAI) створено для виявлення поверхневого матеріалу за відхиленням відбиття в ближньому інфрачервоному діапазоні (near-infrared, NIR) від базової лінії між червоним і короткохвильовим інфрачервоним (short-wave infrared, SWIR) діапазонами [19].

Дослідження середземноморських озер і лагун демонструють як можливості, так і обмеження застосування водно-оптичних алгоритмів у різних типах водойм. За даними Sentinel-2 після локальної калібровки можуть бути отримані прийнятні оцінки концентрації хлорофілу-а (Chl-a), загальної концентрації завислих речовин (Total Suspended Solids, TSS) і забарвленої розчиненої органічної речовини (Colored Dissolved Organic Matter, CDOM) [20]. Для лагун Мар-Менор і Авейру показано, що точність таких оцінок істотно залежить від польової валідації, способу атмосферної корекції та локальних оптичних властивостей води [21, 22]. В оптично мілких водоймах додатковим джерелом невизначеності є донне відбиття, яке може істотно змінювати спек-

тральний сигнал водної поверхні [23]. Для оптично складних лиманних вод доцільним є спільний аналіз кількох спектральних характеристик, що відображають різні складові оптичного стану, без інтерпретації окремого індексу як прямого показника певного екологічного процесу.

Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття

Сусідні лиманні системи за подібних регіональних атмосферних умов можуть істотно відрізнятися за характером змін оптичного стану води. Для Тилігульського та Березанського лиманів недостатньо з'ясовано, наскільки стійкими є ці відмінності, чи охоплюють вони всю акваторію або формуються переважно в окремих функціональних зонах, а також якою мірою їх можна пояснити регіональним атмосферним і термічним фоном та локальними особливостями функціонування кожної водойми. Важливим залишається визначення періодів і ділянок найбільш виражених змін, що мають пріоритетне значення для подальшого екологічного моніторингу.

Метою роботи було охарактеризувати просторово-часову мінливість оптичного стану Тилігульського та Березанського лиманів у 2018–2025 рр., встановити стійкість міжлиманних відмінностей, надати їм екологічну інтерпретацію та перевірити їх узгодженість з атмосферними чинниками й температурним режимом водної поверхні.

Новизна

Наукова новизна полягає у встановленні стійкого й спектрально селективного оптичного контрасту двох сусідніх лиманів за подібних регіональних атмосферних умов. Для Тилігульського та Березанського лиманів синхронно охарактеризовано рівень, сезонну тривалість, просторове охоплення та міжрічну динаміку цього контрасту, виокремлено типи оптичного сигналу за сезонним ходом аналітичних блоків, а також перевірено узгодженість контрасту з атмосферним і термічним фоном.

Методологічне або загальнонаукове значення

Парна схема аналізу різниць і корекція множинних порівнянь дають змогу відокремити стійкі міжлиманні відмінності від тенденцій із невизначеним статистичним статусом, а перевірка за альтернативними опорними рівнями – оцінити стійкість сезонних і просторових висновків до вибору порога.

Викладення основного матеріалу

1. Матеріали та методи

Досліджено Тилігульський і Березанський лимани північно-західного Причорномор'я (рис. 1). Для порівняння оптичного стану за 2018–2025 рр. використовували фіксовані полігони акваторій обох лиманів.

Довідкові характеристики об'єктів (за джерелами [7, 12, 13, 24–26]) та площі аналітичних полігонів наведено в табл. 1. Площа цифрового полігона відрізняється від довідкової площі акваторії, оскільки визначає фіксовану область супутникового аналізу; площі басейнів наведено для основних річок, а не для повних водозборів лиманів.

Оптичний стан за 2018–2025 рр. аналізували за Sentinel-2 (COPERNICUS/S2_SR_HARMONIZED) у Google Earth Engine. Відбирали сцени з CLOUDY_PIXEL_PERCENTAGE < 40 %, виключали хмари, тіні, сніг/лід і невалідні пікселі за Scene Classification Layer.

Водну поверхню визначали комбінованою маскою MNDWI > 0 [27] та NDVI < 0,20 [28], де MNDWI – модифікований нормалізований різницевий водний індекс (Modified Normalized Difference Water Index), NDVI – нормалізований різницевий вегетаційний індекс (Normalized Difference Vegetation Index). Для основного річного блоку (червень–серпень, далі – JJA) індекси обчислювали на окремих валідних сценах, формували річні медіанні композити й визначали зональні середні в межах фіксованого полігона кожного лиману на масштабі 20 м. Для сезонного аналізу за травень–жовтень будували прямі місячні медіанні композити спектральних каналів (3–17 сцен на місяць для Березанського і 10–52 для Тилігульського лиману), за якими розраховували NDCI, MCI та MPH. Для просторового аналізу з водної маски додатково виключали пікселі з NDVI > 0 або FAI > 0 (далі – вода без рослинного сигналу).

Для аналізу оптичного стану використовували NDCI, MCI, MPH, Normalized Difference Algae Index (NDAI), два спектральні варіанти Normalized Difference Turbidity Index (NDTI), FAI і NDVI. NDCI розраховували за стандартною формулою (B5 − B4)/(B5 + B4) [16], red–green NDTI – як (B4 − B3)/(B4 + B3) [29], NDAI – як (B3 + 2 × B8 − B2 − B4)/(B3 + 2 × B8 + B2 + B4) + 0,5 [30]. Тут B2, B3, B4, B5 і B8 – поверхнева відбивна здатність у відповідних каналах Sentinel-2. Основними пігмент-чутливими показниками були NDCI, MCI і MPH, додатковим – NDAI; варіанти NDTI розглядали як показники, чутливі до каламутності та речовинної складової води, а FAI і NDVI – як контрольні рослинно-чутливі показники. Окремо аналізували фікоціанін-орієнтований проксі, супутникову температуру водної поверхні (Water Surface Temperature, WST) і змінні ERA5-Land.

Опубліковані емпіричні моделі TSS і CDOM застосовували за Sòria-Perpinyà et al. [20], модель каламутності – за Zhan et al. [21], фікоціанін-орієнтований проксі (PC-проксі) – за Potes et al. [31]. Оскільки локальної калібровки за синхронними натурними вимірюваннями не виконували, ці показники використовували лише як відносні спектральні проксі [20–23].

Взаємозв'язки між спектральними показниками оцінювали за коефіцієнтами кореляції Спірмена (ρ) між центрованими в межах кожного лиману річними значеннями (n = 16) та агломеративним групуванням за відстанню 1 − |ρ|. Отримані кореляційні групи використовували для оцінки інформаційної подібності показників.

Таблиця 1

Порівняльна характеристика об'єктів дослідження та їхнього гідрологічного контексту

Характеристика	Тилігульський лиман	Березанський лиман
Географічне положення	Північно-західне узбережжя Чорного моря; пониззя р. Тилігул	Північно-західне узбережжя Чорного моря; пониззя річок Березань і Сасик
Довжина, км (довідкова)	≈52 [13]	≈26 [24]
Площа акваторії, км²	140,26 – за даними ПУРБ [7]; 146,34 – референсний цифровий полігон цього дослідження	60,0 – за даними ПУРБ [7]; 55,54 – референсний цифровий полігон цього дослідження
Глибина, м	Середня ≈5,4; максимальна ≈22,2; північна частина переважно <4 [13]	Середня ≈3,3; максимальна ≈15 [24, 25]
Геометрія та береги	Витягнута улоговина; мілководна вершина, перехідний центр, глибша південна частина	Дві річкові гілки; місцями високі західні береги, пологіші балково-ярні ділянки
Сполучення з морем	Штучний канал через пересип; фактичний обмін залежить від його стану [12, 13]	Протока [24, 25]; фактичний обсяг морського обміну за 2018–2025 рр. у цій роботі не визначали
Річкове та бічне надходження	р. Тилігул і прямі схилово-балкові водозбори	річки Березань і Сасик та прямі прибережні схилово-балкові водозбори
Площа басейнів основних річок, км²	р. Тилігул – 3369 [7]	р. Березань – 890 [26]; р. Сасик – 551 [25]

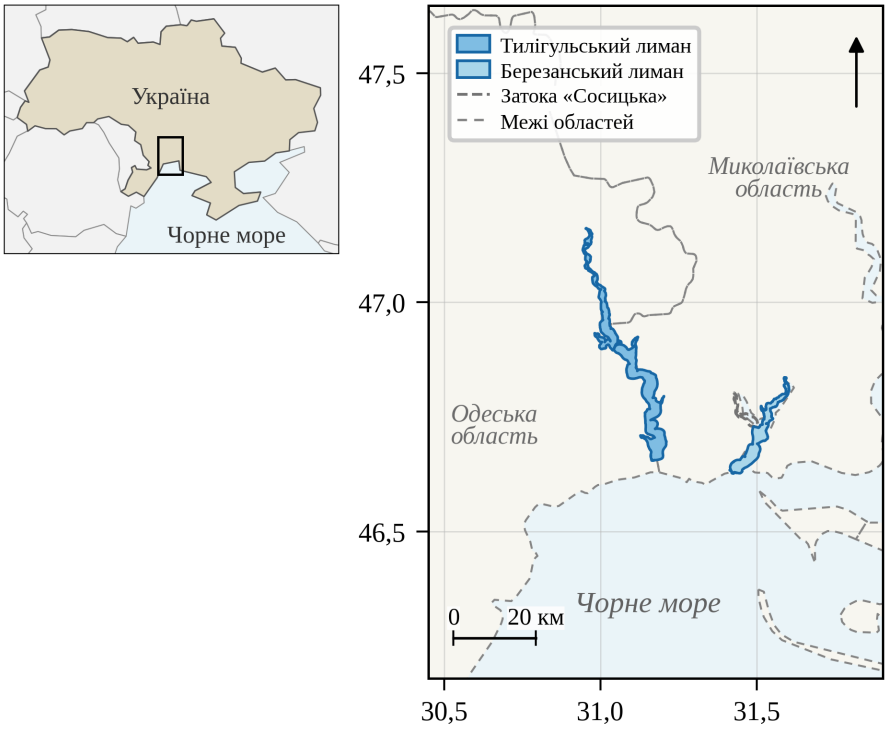


Рис. 1. Район дослідження: а) положення району в межах України (прямокутник); б) Тилігульський і Березанський лимани (штрихпунктиром – затока «Сосицька», не включена до аналітичного полігона Березанського лиману)

Температуру водної поверхні оцінювали за продуктами Landsat 8/9 Collection 2 Level-2 (ST_B10) на масштабі 30 м; WST характеризує лише поверхневий шар, а не всю водну товщу. Водну маску для термальних даних задавали умовою (MNDWI > 0 або NDWI > 0,05), NDVI < 0,35 і BSI < 0,25, де NDWI – нормалізований різницевий водний індекс, BSI – індекс відкритого грунту (Bare Soil Index) [32]. Формували річні JJA-значення та місячні зональні значення за травень–жовтень; як показник якості враховували частку валідного покриття.

Регіональний атмосферний і водно-балансовий фон характеризували за ERA5-Land Monthly Aggregated і ERA5-Land Hourly [33], осередненими в 10-км буфері навколо кожного лиману. Аналізували температуру повітря, сонячну радіацію, дефіцит

тиску водяної пари (Vapour Pressure Deficit, VPD), характеристики вітру, опади за кілька сезонних вікон, випаровування, кліматичний водний баланс P − ET (різниця опадів P і випаровування ET) і стік. Розмір комірки ERA5-Land становить близько 11,1 км.

Міжлиманне порівняння парних річних значень виконували двобічним критерієм Вілкоксона; разом із p-значенням наводили медіану парної різниці Березанський − Тилігульський і кількість років з однаковим напрямом ефекту. Відносну міжлиманну різницю обчислювали як 100 × (середнє Б − середнє Т) / |середнє Т|, де Б – Березанський, Т – Тилігульський лиман. Для множинних порівнянь застосовували корекцію Benjamini–Hochberg для контролю частки хибних відкриттів (false discovery rate; далі – BH-FDR, скорочено BH) [34] окремо для сімей оптичних показників (12), змінних форсингу (13), характеристик термічного блоку (8), внутрішньолиманних трендів (12 показників для кожного лиману) і парних різницевих рядів (10); скориговані значення позначено q. NDVI використовували як контроль водної маски, а SWIR-варіант NDTI – як діагностичний показник, оскільки над водою обидва SWIR-канали мають низьке відбивання, а сам індекс інформаційно відокремлений від решти показників ($|\rho| \leq 0{,}12$); ці два показники до родини парних різницевих рядів не включали.

Міжрічні зміни оцінювали коефіцієнтом Kendall τ і нахилом Theil–Sen. Через короткий ряд (n = 8 років) трендові оцінки розглядали як обережний опис, а не як довгострокову кліматичну тенденцію. Додатково порівнювали середні раннього (2018–2020) і пізнього (2023–2025) трирічних інтервалів. Щоб оцінити міжлиманний розрив у природному масштабі мінливості, середню парну різницю ділили на осереднене внутрішньолиманне стандартне відхилення (SD) міжрічних значень. Причинних висновків із кореляцій або часових збігів не робили.

Сезонну тривалість оцінювали за кількістю місяців травня–жовтня, коли зональне значення NDCI перевищувало багаторічну медіану Тилігульського лиману за цей період (0,0114); стійкість висновку перевіряли за альтернативними опорними рівнями. Для просторового аналізу використовували багаторічний JJA-композит і спільні опорні рівні, зокрема 90-й процентиль (P90) NDCI Тилігульського лиману (0,0483). Акваторію кожного лиману поділили вздовж головної осі на десять рівних сегментів від гирла (сегмент 1) до вершини (сегмент 10) і об'єднали їх у три функціональні зони: гирло – сегменти 1–3, центр – 4–7, вершина – 8–10. Прибережною вважали 100-метрову смугу вздовж межі картованої водної поверхні. Описові категорії NDCI визначали за 25-м і 75-м процентилями спільного та окремих для кожного лиману розподілів. Зв'язок місячного NDCI з WST оцінювали коефіцієнтом Спірмена для вихідних значень і для аномалій від багаторічної місячної кліматології кожного лиману; різницю коефіцієнтів між лиманами оцінювали блоковим bootstrap за роками (20 000 повторень, однакові вибрані роки для обох лиманів).

Для кожного показника будували парний різницевий ряд $d(t) = X_Б(t) − X_Т(t)$, де X – річне значення показника, t – рік, і оцінювали його монотонну зміну критерієм Kendall. Синхронізація спостережень за роками зменшує вплив частини спільних регіональних умов, але не усуває відмінностей масок, композитування та берегової геометрії.

2. Результати та обговорення

За результатами кореляційного аналізу виділено чотири інформаційні групи спектральних показників: пігмент- і речовинно-чутливу (NDCI, MCI, MPH, NDAI, каламутність-, TSS-, CDOM- і фікоціанін-орієнтований проксі; $|\rho| = 0{,}66–0{,}96$), рослинно-чутливу (FAI і NDVI; $|\rho| = 0{,}78$), а також окремі групи red–green NDTI та SWIR-варіанта NDTI, який не корелює з рештою показників ($|\rho| \leq 0{,}12$). Отже, більшість пігмент- і речовинно-чутливих показників несуть частково спільну інформацію й не є незалежними підтвердженнями різних процесів. Відокремлення двох варіантів NDTI, навпаки, дає змогу перевірити, чи однаково проявляється міжлиманна різниця в різних спектральних діапазонах. Для викладу показники об'єднано в чотири аналітичні блоки: 1 – пігмент-чутливий сигнал (NDCI, MCI, MPH, NDAI); 2 – каламутність і речовинний склад води (каламутність-, TSS-, CDOM-, PC-проксі, два варіанти NDTI); 3 – плаваюча й вища водна рослинність (FAI, NDVI); 4 – термічно-гідрологічний контекст (WST, змінні ERA5-Land).

Регіональний атмосферний фон двох лиманів загалом був подібним: після BH-корекції статистично значущих міжлиманних відмінностей не виявлено за жодною з тринадцяти змінних форсингу (мінімальне q = 0,102). До корекції значущими були лише невеликі відмінності температури повітря (T: +0,5 %; вища в Березанському лимані у 7 роках із 8), сонячної радіації (SSR: +2,3 %; 8 із 8) та VPD (−2,7 %; нижчий у 7 роках із 8), а показники зволоження й водного балансу – опади за чотири сезонні вікна, випаровування та P − ET – не різнилися навіть до корекції ($p \geq 0{,}11$). Поєднання дещо вищої температури повітря та нижчого VPD у Березанському лимані не дає підстав говорити про стабільно сильніший атмосферний стрес в одній із водойм. Значна відносна різниця стоку (+19 %) зумовлена дуже малими абсолютними значеннями (3,55 і 4,22 мм за травень–серпень) і статистично незначуща (p = 0,742).

На тлі подібного атмосферного фону оптичний стан двох лиманів різнився стійко й істотно. Для семи з восьми показників першої кореляційної групи Березанський лиман перевищував Тилігульський в усі вісім років (q = 0,0104), а середня парна різниця в 1,8–4,0 раза перевищувала осереднене внутрішньолиманне стандартне відхилення міжрічних значень (табл. 2). Отже, розрив між водоймами значно більший за звичайну міжрічну мінливість кожної з них.

Водночас контраст є спектрально селективним. Його стабільно фіксують показники, побудовані на red-edge ділянці спектра (NDCI, MCI, MPH) або на відношенні червоного й синього каналів (CDOM-проксі), тоді як red–green NDTI і NDVI значущої різниці не показують (q = 0,945 і 0,119). Спектральна структура контрасту свідчить, що міжлиманні відмінності найбільш виразно проявляються в діапазонах, чутливих до поглинальних оптично активних компонентів (пігментів і забарвленої розчиненої органічної речовини), тоді як red–green NDTI аналогічного стійкого контрасту не демонструє. FAI та SWIR-варіант NDTI, навпаки, були вищими в Тилігульському лимані в усі роки; тому вищий пігмент- і речовинно-чутливий сигнал Березанського лиману не зумовлений рослинним чи плаваючим матеріалом. Значення q для WST у табл. 2 наведено з термічної родини BH (вісім характеристик термічного блоку); для решти показників таблиці q обчислено в родині дванадцяти оптичних показників.

Виділені групи показників також відрізняються за сезонною динамікою (рис. 2). Речовинний блок має різкий червневий максимум в обох лиманах: медіанна каламутність-проксі зростає з 9,2 у травні до 18,5 у червні в Березанському лимані та з 5,0 до 7,8 у Тилігульському, після чого монотонно спадає; фікоціанін-орієнтована модель повторює цей хід. Пігментний блок поводиться інакше: у Тилігульському лимані NDCI має короткий пізньолітній максимум у серпні (0,0367) і вже у вересні стає від'ємним, тоді як у Березанському значення від червня до жовтня утворюють плато 0,082–0,106. Відповідно міжлиманна різниця зростає від травня (0,022) до жовтня (0,140).

Парний критерій Вілкоксона за вісьмома роками дає перевищення у 8 випадках із 8 для всіх шести місяців травень–жовтень (p = 0,0078 у кожному; q = 0,0078 після BH-корекції в межах родини з шести місяців), а медіана парної різниці монотонно зростає від +0,0214 у травні до +0,1268 у жовтні. Тобто відмінність не зводиться до одного літнього піку і не залежить від вибору місяця для порівняння.

Різний час сезонних максимумів свідчить про зміну домінуючого типу оптичного сигналу протягом теплого сезону. Червневий максимум речовинно-чутливого сигналу припадає на завершення весняного стоку, коли надходження завислого й розчиненого матеріалу з водозбору та вітрове зважування донних відкладів на мілководді можуть діяти одночасно. Пігмент-чутливий сигнал досягає максимуму пізніше – у період найвищої температури води та межені. Більшість степових річок, що впадають у Березанський лиман, мають сезонний характер і пересихають улітку [14], а стік р. Березань істотно трансформований каскадом ставків і водосховищ [15]; отже, від середини літа прісне надходження до лиману мінімальне, і тривале плато пігмент-чутливого сигналу, що формується в умовах літньо-осінньої межені [7], сумісне з переважанням внутрішньоводоймових процесів. У глибшому й об'ємнішому Тилігульському лимані пігментний максимум короткий і вже у вересні змінюється спадом.

За сезонним ходом аналітичних блоків (рис. 2) виокремлено три описові типи оптичного сигналу: речовинно-каламутний (тип I) – підвищені каламутність-, TSS- і CDOM-проксі за помірного пігментного сигналу; пігментний (тип II) – підвищені NDCI, MCI і MPH на тлі зниження каламутність-чутливого сигналу; фоновий (тип III) – відносно низькі значення водних оптичних показників. Типи виокремлено за співвідношенням рівнів і часом максимумів двох блоків; вони відображають різні поєднання оптично активних компонентів, а не послідовні стадії одного процесу. Фікоціанін-орієнтований проксі найбільше узгоджується з речовинним блоком (ρ = 0,89 у Тилігульському та 0,81 у Березанському

Таблиця 2

Парні міжлиманні контрасти за аналітичними блоками, VI–VIII 2018–2025 рр. (n = 8 років)

Блок	Показник	Медіана Б−Т	Б > Т, років	p	q (BH)	Різниця / внутрішнє SD
1. Пігмент-чутливий	NDCI	+0,0610	8/8	0,0078	0,0104	+3,11
1. Пігмент-чутливий	MCI	+0,00666	8/8	0,0078	0,0104	+3,95
1. Пігмент-чутливий	MPH	+0,00642	8/8	0,0078	0,0104	+3,52
1. Пігмент-чутливий	NDAI	+0,0274	8/8	0,0078	0,0104	+1,79
2. Каламутність і речовина	Каламутність-проксі	+5,464	8/8	0,0078	0,0104	+2,98
2. Каламутність і речовина	TSS-проксі	+1,832	8/8	0,0078	0,0104	+1,90
2. Каламутність і речовина	CDOM-проксі	+0,3695	8/8	0,0078	0,0104	+2,81
2. Каламутність і речовина	PC-проксі	+65,45	7/8	0,0156	0,0188	+2,69
2. Каламутність і речовина	NDTI (red–green)	+0,00166	4/8	0,9453	0,9453	−0,26
2. Каламутність і речовина	NDTI (SWIR)	−0,00729	0/8	0,0078	0,0104	−1,01
3. Рослинність і плаваючий матеріал	FAI	−0,00305	0/8	0,0078	0,0104	−3,09
3. Рослинність і плаваючий матеріал	NDVI	−0,0261	3/8	0,1094	0,1193	−1,12
4. Термічно-гідрологічний	WST, °C	+0,092	6/8	0,3125	0,417	+0,17

ISSN: 2306-9716 (Print), ISSN: 2664-6110 (Online)

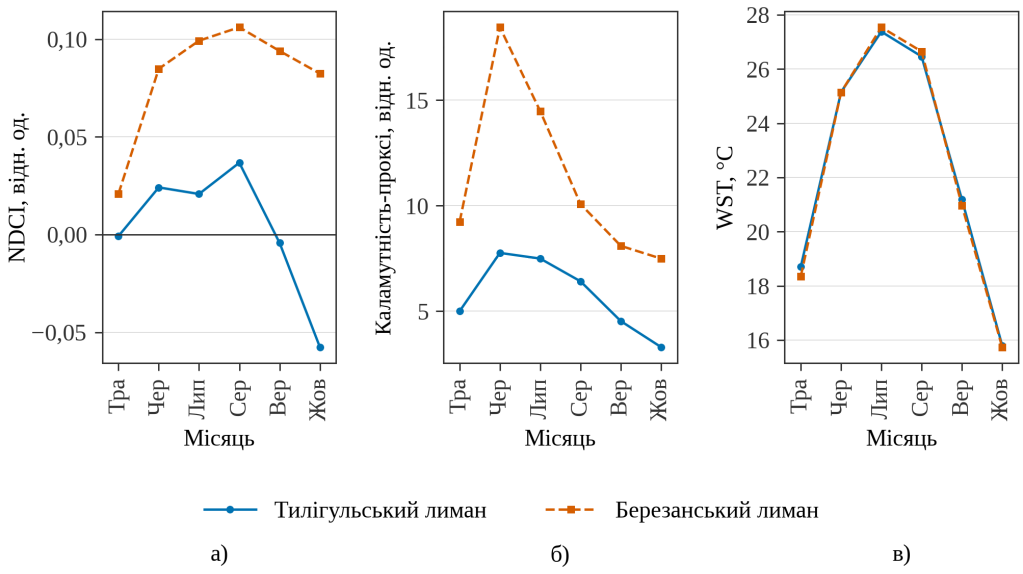


Рис. 2. Сезонний хід аналітичних блоків (медіана за 2018–2025 рр.): а) NDCI; б) каламутність-проксі; в) WST

лимані), тому його розглядали як складову речовинного сигналу, а не як самостійний індикатор ціанобактерій.

Послідовність типів у двох лиманах різна. У Тилігульському лимані вони чітко змінюють один одного: травень і жовтень належать до фонового типу (рис. 2а), червень – до речовинно-каламутного, серпень – до пігментного. У Березанському лимані після червневого речовинного максимуму пігментний тип зберігається до жовтня: літньо-осіннє плато NDCI повністю лежить вище верхньої межі спільних місячних категорій (0,0796), і фоновий стан упродовж літа й осені не встановлюється. Саме тривалість пігментного типу, а не лише його інтенсивність, формує головну сезонну відмінність між водоймами.

Поздовжні профілі (рис. 3) показують односпрямований просторовий градієнт у двох лиманах: NDCI, каламутність-проксі та CDOM-проксі загалом зростають у напрямку вершини. У Березанському лимані це зростання є плавнішим і відбувається на вищому абсолютному рівні, тоді як у Тилігульському найбільш виражене підвищення всіх трьох показників припадає на вершинні сегменти 9–10.

Основна міжлиманна відмінність полягає не стільки у формі поздовжнього градієнта, скільки в абсолютному рівні NDCI. Навіть найнижчі значення NDCI у сегментах Березанського лиману є зіставними з найвищими значеннями, зафіксованими у Тилігульському (без вершинного сегмента 10), тоді як у більшій частині Березанського профілю вони помітно вищі. Карти багаторічних композитів (рис. 4–5) відтворюють спектральну селективність контрасту, встановлену для річних рядів: за NDCI і CDOM-проксі лимани займають різні частини спільної шкали, тоді як діапазони red–green NDTI двох водойм перекриваються.

Вершинний сегмент Тилігульського лиману (сегмент 10 на рис. 3) не включали до інтерпретації відкритої водної маси: рослинний або плаваючий сигнал мають 98,3 % його пікселів (медіанні NDVI = +0,116 і FAI = +0,016). За всіма пікселями NDCI у цьому сегменті (0,118) є найвищим серед сегментів Тилігульського лиману, а каламутність-проксі (24,0) – найвищою серед усіх сегментів обох лиманів; на рис. 3 показано значення за рештою 1,7 % пікселів, які через малу вибірку не інтерпретували.

Форма поздовжнього градієнта в обох лиманах близька: індекс гирлового градієнта, обчислений як різниця медіанного NDCI двох вершинних і двох гирлових сегментів після виключення рослинних пікселів, становить +0,051 у Тилігульському та +0,061 у Березанському лимані. Натомість просторове охоплення підвищеного сигналу різне. За спільним високим референтним рівнем NDCI 0,0483 (90-й процентиль Тилігульського лиману без рослинного сигналу) його перевищують 99,4 % акваторії Березанського лиману і 10,0 % Тилігульського (останнє значення задане конструкцією порога). Об'єднання десяти сегментів у три функціональні зони підтверджує ту саму закономірність у більш узагальненій формі (табл. 3): у Березанському лимані опорний рівень перевищують від 99,1 % площі у гирловій зоні до 100 % у вершинній; у Тилігульському – від 4,8 до 31,7 %.

Просторова картина має безпосереднє екологічне значення. У Тилігульському лимані підвищений сигнал зосереджений у вершинних і локальних прибережних осередках, тоді як гирлова й центральна зони, до яких належить глибша південна улоговина, перевищують опорний рівень лише на невеликій частині площі; у Березанському лимані підвищений сигнал поширюється вздовж усієї поздовжньої осі (табл. 3). Отже,

у Тилігульському лимані змінені оптичні умови є локальним явищем мілководної периферії, а в Березанському – властивістю майже всієї водної маси.

Стійкість цього результату до вибору порога перевірено за шістьма опорними рівнями NDCI (0,0204–0,0868): 75-й, 90-й і 95-й процентилі (P75, P90, P95) Тилігульського лиману, а також медіаною, P75 і P90 спільного розподілу обох лиманів. Частка акваторії понад поріг становила 23,0–100 % у Березанському лимані та 4,8–30,1 % у Тилігульському (для порогів, визначених через розподіл самого Тилігульського лиману, його частки – 25, 10 і 5 % – задані конструкцією), а відношення часток не опускалося нижче 3,3.

Таблиця 3

Характеристики трьох функціональних зон за багаторічним композитом VI–VIII 2018–2025 рр. (вода без рослинного сигналу)

Лиман	Зона	Площа, км²	NDCI, медіана	Каламутність-проксі	CDOM-проксі	Частка понад опорний рівень, %
Тилігульський	Вершина	11,28	+0,0285	6,15	2,235	31,7
Тилігульський	Центр	68,96	+0,0120	5,65	2,061	10,7
Тилігульський	Гирло	56,27	+0,0119	5,76	2,092	4,8
Березанський	Вершина	8,24	+0,1177	15,63	2,676	100,0
Березанський	Центр	24,02	+0,0671	10,63	2,530	99,6
Березанський	Гирло	21,98	+0,0650	10,11	2,378	99,1

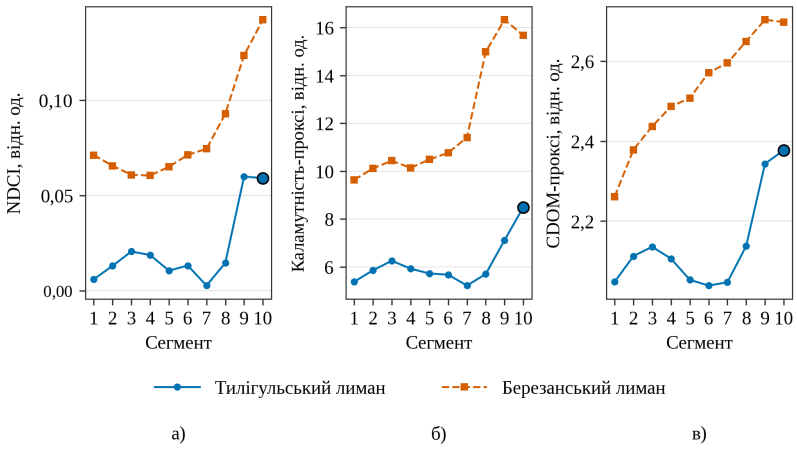


Рис. 3. Поздовжні профілі багаторічних (VI–VIII 2018–2025 рр.) медіанних значень за сегментами (1 – гирло, 10 – вершина), вода без рослинного сигналу: а) NDCI; б) каламутність-проксі; в) CDOM-проксі

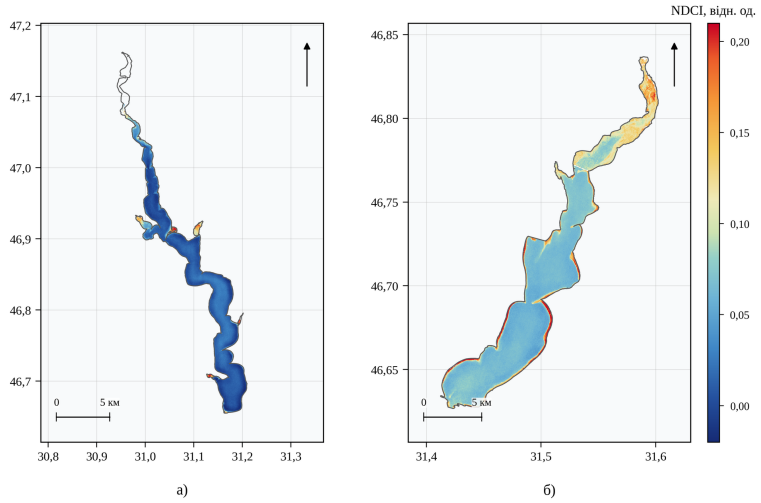


Рис. 4. Багаторічний (VI–VIII 2018–2025 рр.) медіанний композит NDCI, вода без рослинного сигналу: а) Тилігульський лиман; б) Березанський лиман

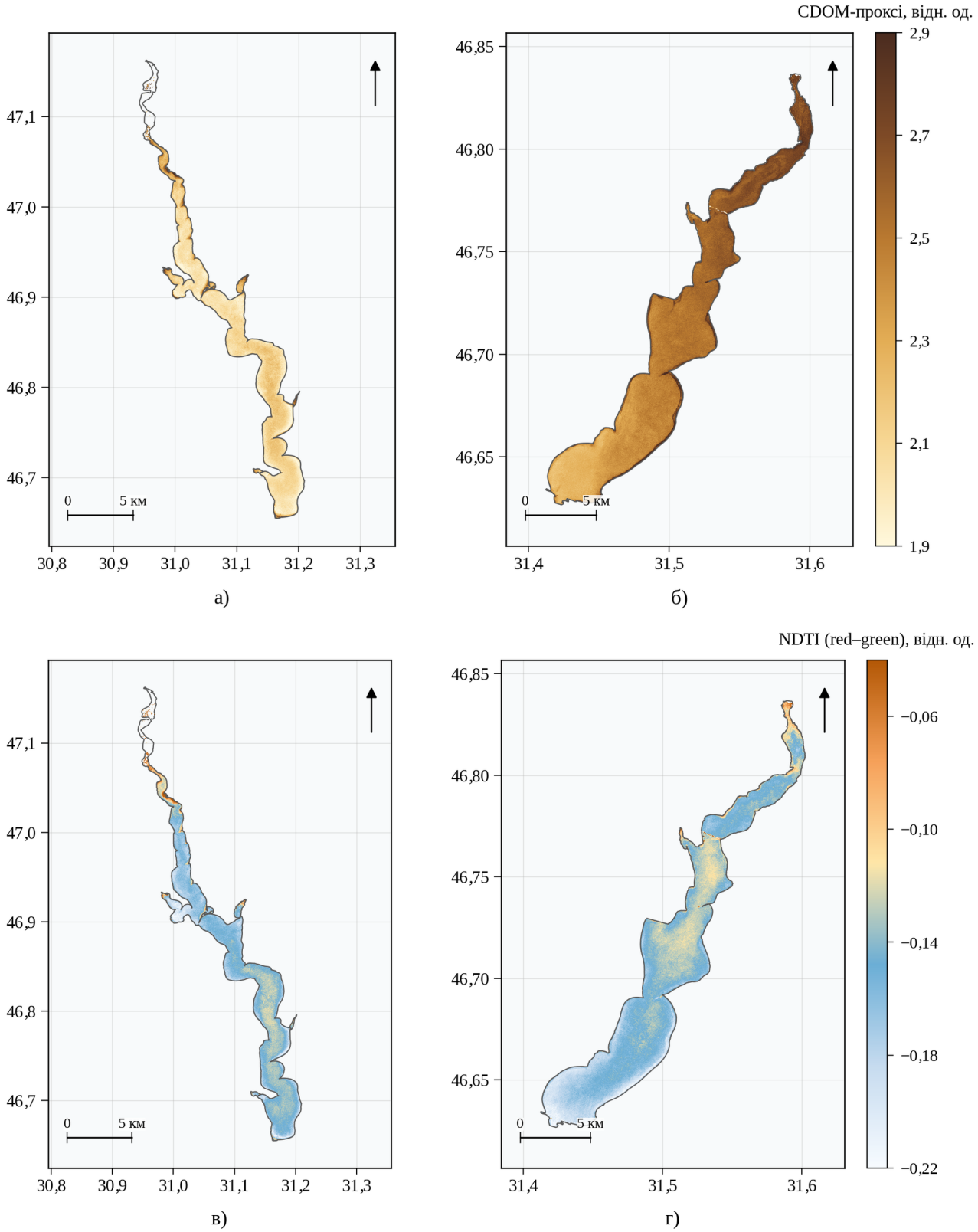


Рис. 5. Багаторічні (VI–VIII 2018–2025 рр.) медіанні композити: а), б) CDOM-проксі; в), г) red–green NDTI (контрольний показник блоку каламутності); а), в) – Тилігульський лиман; б), г) – Березанський лиман

Окремо оцінено тривалість перевищення опорного рівня. За NDCI 0,0114 Березанський лиман перевищував його у середньому 5,88 місяця на рік, Тилігульський – 3,00; для каламутність-проксі відповідні значення становили 5,6 і 3,0 місяця. У Березанському підвищений сигнал зберігався

щонайменше п’ять місяців у всі вісім років, тоді як у Тилігульському тривалість була коротшою й мінливішою (рис. 6). Висновок стійкий до вибору опорного рівня: за чотирма альтернативними порогами – медіаною (0,0300) і P75 (0,0796) спільного розподілу обох лиманів та медіаною (0,0098) і P75 (0,0208) травневих значень – тривалість перевищення в Березанському лимані була більшою на 2,75–3,75 місяця. Отже, у Березанському лимані змінені оптичні умови охоплюють майже весь теплий сезон, а в Тилігульському мають характер сезонного епізоду.

Міжрічну зміну показників оцінено для кожного лиману окремо. У Березанському лимані п’ять із дванадцяти оптичних показників мають значущі додатні монотонні тренди після BH-корекції (табл. 4); найвиразніший встановлено для CDOM-проксі. У Тилігульському лимані значущих трендів не встановлено. Отже, міжрічні зміни Березанського лиману охоплюють не лише пігмент-чутливу частину спектра (рис. 7а).

NDCI демонструє іншу динаміку. Незважаючи на вищий рівень у 2023–2025 рр. порівняно з 2018–2020 рр., значущого монотонного тренду не встановлено ($\tau = 0{,}357$; $p = 0{,}275$): максимум 2023 р. змінився зниженням у 2024–2025 рр. Тому коректно говорити про вищий рівень у пізній частині ряду, а не про безперервне зростання.

Аналіз парних різницевих рядів показав тенденцію до посилення міжліманного контрасту для MCI, CDOM-, каламутність- і PC-проксі ($\tau = +0{,}643$; $p = 0{,}031$ для кожного): для MCI різниця Березанський − Тилігульський зросла приблизно у 2,3 раза між 2018–2020 і 2023–2025 рр. (рис. 7а). Після BH-корекції в родині з десяти різницевих рядів ці тенденції незначущі (мінімальне $q = 0{,}078$); для red–green NDTI та FAI аналогічної тенденції не виявлено, а міжліманна різниця WST у 2023–2025 рр. зменшилася порівняно з 2018–2020 рр. (табл. 4). Отже, міжрічні зміни оптичних характеристик виразніше проявляються в Березанському лимані, однак статистично підтверджено насамперед тренди окремих показників усередині цієї водойми, а не посилення самого міжліманного контрасту.

Середня JJA WST за 2018–2025 рр. становила 26,87 °C у Березанському і 26,51 °C у Тилігульському лимані; парна різниця незначуща ($p=0{,}3125$). У 2023–2025 рр. WST Березанського була нижчою, ніж у 2018–2020 рр., попри вищі значення оптичних показників. Отже, термічні дані не підтримують пояснення стійкого міжліманного оптичного контрасту лише різницею середньої температури поверхні.

Жодна з восьми перевірених характеристик термічного блоку – середня, максимальна, P90 і P95 WST, частки площі з WST ≥ 28 і ≥ 30 °C, тривалість періоду з WST ≥ 25 °C і швидкість весняного прогрівання – не мала значущої міжліманної різниці після BH-корекції (мінімальне $q = 0{,}188$). Тривалість періоду з WST ≥ 25 °C в обох лиманах збігалася (2,62 місяця). Лише весняне прогрівання (травень → липень) було дещо швидшим у Березанському лимані (4,80 проти 4,34 °C/міс; 7 років із 8; $p = 0{,}023$), але після корекції ця відмінність не підтвердилася ($q = 0{,}188$).

За місячними даними травень–жовтень проста кореляція зонального NDCI з WST є значущою в обох лиманах, але різної сили: $\rho = +0{,}74$ ($p < 0{,}0001$) у Тилігульському та $\rho = +0{,}30$ ($p = 0{,}036$) у Березанському. Обидві величини мають виражений спільний сезонний хід, і після переходу до аномалій від місячної кліматології зв’язок різко слабшає: до $\rho = +0{,}29$ у Тилігульському ($p = 0{,}046$; слабкий і граничний) та $\rho = +0{,}12$ у Березанському ($p = 0{,}409$). Отже, значна частина вихідного зв’язку зумовлена

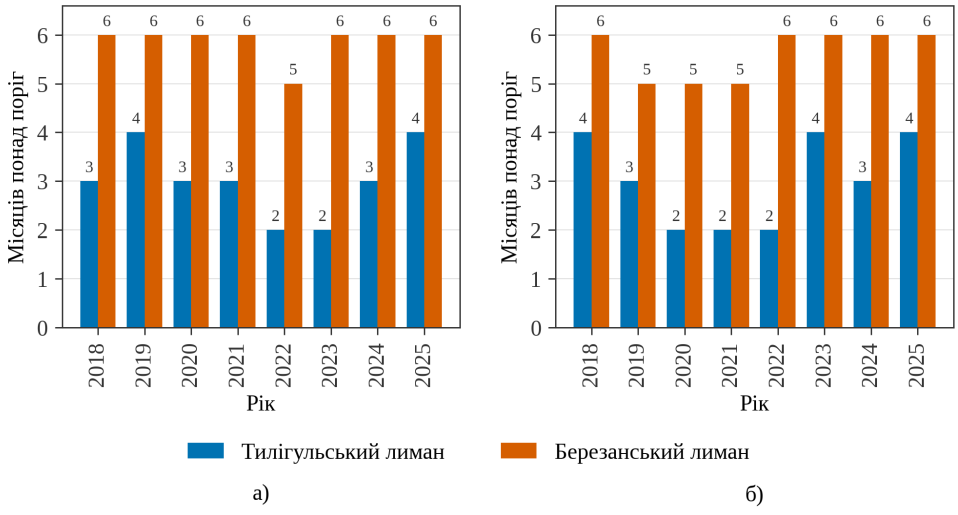


Рис. 6. Кількість місяців травня–жовтня з перевищенням спільного опорного рівня (багаторічної медіани Тилігульського лиману): а) NDCI, опорний рівень 0,0114; б) каламутність-проксі, опорний рівень 5,93

ISSN: 2306-9716 (Print), ISSN: 2664-6110 (Online)

Таблиця 4

Міжрічні зміни вибраних показників у межах кожного лиману, VI–VIII 2018–2025 рр. (BH-корекція в межах 12 оптичних показників кожного лиману)

Блок	Показник	Лиман	2018–2020	2023–2025	Δ	τ	q (BH)
1	NDCI	Березанський	0,0584	0,1103	+0,0519	+0,357	0,367
1	NDCI	Тилігульський	0,0217	0,0298	+0,0081	+0,143	0,905
1	MCI	Березанський	0,00891	0,01388	+0,00497	+0,786	0,033
1	MCI	Тилігульський	0,00506	0,00511	+0,00005	−0,214	0,905
1	MPH	Березанський	0,00694	0,01246	+0,00552	+0,714	0,034
1	MPH	Тилігульський	0,00350	0,00380	+0,00030	−0,071	0,905
2	CDOM-проксі	Березанський	2,378	2,642	+0,264	+0,857	0,021
2	CDOM-проксі	Тилігульський	2,178	2,193	+0,015	−0,143	0,905
2	Каламутність-проксі	Березанський	9,94	14,99	+5,05	+0,714	0,034
2	Каламутність-проксі	Тилігульський	7,15	7,55	+0,40	−0,071	0,905
2	PC-проксі	Березанський	89,7	141,0	+51,3	+0,714	0,034
2	PC-проксі	Тилігульський	56,3	50,1	−6,2	−0,071	0,905
4	WST, °C	Березанський	27,06	26,69	−0,37	−0,500	–
4	WST, °C	Тилігульський	26,47	26,43	−0,04	−0,357	–

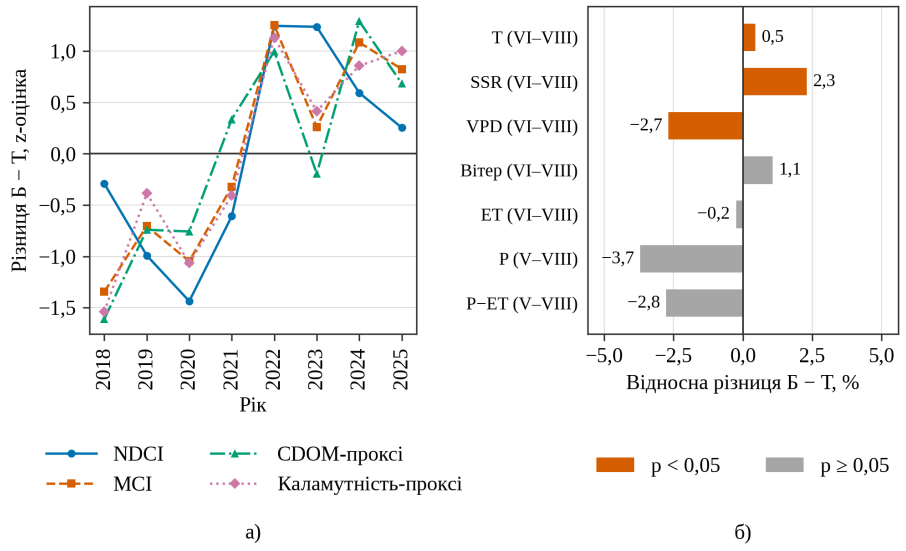


Рис. 7. Міжлиманний контраст у 2018–2025 рр.:
а) стандартизовані парні різниці Березанський − Тилігульський для NDCI, MCI, CDOM- і каламутність-проксі;
б) відносні парні відмінності вибраних змінних ERA5-Land (p – до BH-корекції)

спільним сезонним ходом. Різниця коефіцієнтів між лиманами за блоковим bootstrap становить +0,167 (95 % довірчий інтервал [−0,110; +0,515]) і значущості не досягає (p = 0,216).

Висновок стійкий до виключення 2019 р., коли водна маска термальних даних Тилігульського лиману охоплювала лише 46,2 % полігона: середня парна різниця WST зменшується з +0,359 до +0,131°C і залишається незначущою (p = 0,578).

За спільною площинно-зваженою шкалою пороги NDCI становили 0,0078 і 0,0634. У Березанському лимані нижча категорія відсутня, а вища охоплює 69,2 % акваторії проти 7,4 % у Тилігульському (проміжна – 30,8 і 57,6 %, нижча в Тилігульському – 34,9 %), хоча розподіли частково перекриваються.

Власні для кожного лиману межі категорій характеризують внутрішню просторову організацію, а не абсолютний міжлиманний рівень. В обох водоймах частка вищої категорії збільшується від гирла до вершини й досягає у вершинній зоні 55,4 % у Тилігульському та 86,6 % у Березанському лимані (у гирловій – 19,0 і 11,5 %, у центральній – 24,9 і 16,2 %; рис. 8).

Вища власна категорія NDCI також концентрується вздовж берегової лінії: смуга завширшки 100 м займає 11,0 % акваторії Тилігульського і 11,4 % Березанського лиману, але містить відповідно 32,0 і 40,8 % пікселів вищої категорії, тобто в 2,9 і 3,6 раза більше за частку своєї площі. У Березанському лимані суцільні внутрішні осередки вищої катего-

рії зосереджені у вершинній зоні; у Тилігульському, крім вершинної зони, вища категорія утворює поздовжню смугу вздовж осі акваторії в південній (гирлово-центральній) частині (рис. 8).

Узагальнення результатів дає узгоджену картину. Міжлиманний контраст проявляється одночасно у трьох вимірах – рівні оптичного сигналу, його сезонній тривалості та просторовому охопленні акваторії, – і в усіх трьох Березанський лиман відрізняється від Тилігульського в одному напрямі. Водночас регіональний атмосферний фон і температура поверхні води двох лиманів суттєво не різняться. Отже, пояснення контрасту слід шукати насамперед у властивостях самих лиманних систем, а спектральна структура контрасту показує, що відмінності найвиразніше проявляються в діапазонах, чутливих до поглинальних оптично активних компонентів.

Важливим екологічним контекстом порівняння є навантаження з водозборів. За Планом управління річковим басейном річок Причорномор'я евтрофікація належить до головних водно-екологічних проблем району, сільськогосподарські розподілені джерела формують близько 78 % емісії азоту, а розораність водозборів перевищує 85 %; басейн Тилігулу належить до найбільших за абсолютною емісією азоту через свою площу [7]. Високе навантаження з розораних водозборів, таким чином, характерне для обох лиманів, однак воно трансформується у водоймах різної морфометрії.

Тилігульський лиман удвічі довший за Березанський, а його середня глибина в 1,6 раза більша (≈5,4 проти ≈3,3 м; табл. 1); південна улоговина сягає ≈22,2 м [13]. Більший об'єм води здатний розбавляти речовину, що надходить з водозбору, а в глибшій частині улоговини менша частка водної товщі перебуває під впливом ресуспензії донних відкладів. Це узгоджується з тим, що підвищений сигнал у Тилігульському лимані зосереджений у мілководній (переважно < 4 м [13]) вершинній частині, куди надходить стік р. Тилігул, тоді як у глибшій південній частині акваторії він значно нижчий. Березанський лиман у середньому значно мілкіший, і умови, сприятливі для підвищеного сигналу, поширюються вздовж усієї його осі, що відображає рівномірно високий поздовжній профіль (рис. 3). Зниження сигналу в напрямку гирла в обох лиманах (рис. 3, 5) узгоджується з розбавленням лиманних вод морськими поблизу сполучення з морем.

Показово, що вищий оптичний сигнал має саме Березанський лиман, а не Тилігульський, фактичний водообмін якого з морем після реконструкції каналу виявився обмеженим [13]. Отже, морське сполучення саме по собі не визначає оптичного стану лиману. Сукупність результатів вказує на істотне значення локальних властивостей системи – мілководності, співвідношення об'єму водойми та надходження речовини і внутрішньоводоймової трансформації речовини, зокрема за мінімального прісного надходження влітку [14, 15] і регіонального дефіциту прісноводного балансу [2]. З цим узгоджується те, що значущі додатні тренди пігмент-чутливих (MCI, MPH), речовинно-чутливих і CDOM-проксі встановлено лише для мілководнішого Березанського лиману, де міжрічні зміни оптичного стану проявляються виразніше.

Концентрація вищої категорії NDCI у 100-метровій прибережній смузі (частка її пікселів у 2,9–3,6 раза перевищує частку площі смуги) та у вершинних

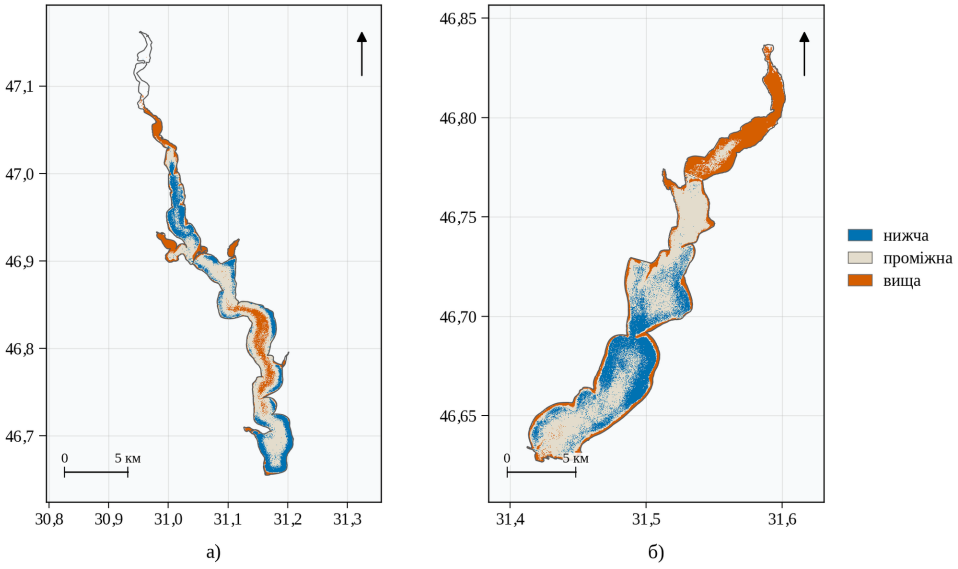


Рис. 8. Відносні категорії NDCI за власним розподілом кожного лиману, багаторічний композит VI–VIII 2018–2025 рр.: а) Тилігульський лиман (межі 0,0043 і 0,0230); б) Березанський лиман (межі 0,0621 і 0,0828)

ISSN: 2306-9716 (Print), ISSN: 2664-6110 (Online)

зонах має безпосереднє природоохоронне значення. Саме мілководні прибережні й вершинні ділянки поєднують літоральні біотопи, важливі для природоохоронного статусу обох лиманів [3, 4], і найвиразніші прояви підвищеного оптичного сигналу, тому їх доцільно розглядати як індикаторні ділянки для виявлення змін оптичного стану.

Відсутність статистично значущої різниці регіонального атмосферного форсингу (рис. 7б) доповнює цю картину: дві сусідні акваторії перебувають у подібному регіональному полі температури, опадів, радіації та вітру, але демонструють стійко різний оптичний стан. Різна сила сезонного зв'язку NDCI з WST у двох лиманах відповідає їхньому сезонному ходу: у Тилігульському лимані пігментний максимум збігається з літнім максимумом температури води й спадає разом з нею восени, тоді як у Березанському підвищений NDCI зберігається й у вересні–жовтні, коли вода вже охолоджується. Отже, сезонна динаміка пігмент-чутливого сигналу Березанського лиману не зводиться до термічного циклу й підкреслює значення локальних властивостей функціонування водойми – режиму морського сполучення, зарегульованості приток, часу утримання води, мілководності та внутрішньоводоймової трансформації речовини.

Основні обмеження дослідження пов'язані з інтерпретацією оптичних показників, тривалістю часового ряду та просторовим масштабом допоміжних даних. Для Sentinel-2 Level-2A не застосовували спеціалізованої атмосферної корекції для водних поверхонь, а синхронних натурних вимірювань за 2018–2025 рр. для калібрування оптичних проксі немає, тому супутникові показники не ототожнювали з концентраціями хлорофілу-a, TSS чи CDOM, класами трофності або фактом «цвітіння» води. Високий сигнал у прибережній смузі та вершині Тилігульського лиману може містити внесок рослинності, донного відбиття й сусіднього суходолу, який порогова маска повністю не усуває. Просторовий масштаб ERA5-Land не забезпечує незалежного опису локальних атмосферних умов кожного лиману, тому відсутність статистично значущих відмінностей за цими змінними не означає тотожності локальних умов. Вісім років спостережень дають змогу оцінити стійкість парної міжлиманної різниці, але обмежують висновки щодо довгострокових трендів. Відсутність синхронних гідрометричних і п'єзометричних даних також не дає змоги безпосередньо визначити механізми формування міжлиманного контрасту, зокрема внесок водообміну, стратифікації та перемішування.

Головні висновки

За синхронними спостереженнями 2018–2025 рр. Березанський лиман стійко відрізнявся від Тилігульського вищими значеннями пігмент- і речовинно-чутливих показників: для семи з восьми показників першої кореляційної групи перевага зберігалася в усі вісім років (q = 0,0104). Контраст фіксують red-edge показники та CDOM-проксі, але не red-green NDTI, тобто міжлиманні відмінності найвиразніше проявляються в спектральних діапазонах, чутливих до поглинальних оптично активних компонентів води. За сезонним ходом аналітичних блоків виокремлено речовинно-каламутний, пігментний і фоновий типи оптичного сигналу.

Екологічно важливою є не лише величина міжлиманного контрасту, а його тривалість і просторове охоплення. За основним опорним рівнем підвищений оптичний сигнал у Березанському лимані зберігався в середньому 5,88 місяця на рік проти 3,00 у Тилігульському; різниця становила 2,75–3,75 місяця за всіх альтернативних порогів. Спільний опорний рівень NDCI перевищували 99,4 % акваторії Березанського і 10,0 % Тилігульського лиману. Отже, у Березанському лимані підвищені значення оптичних показників охоплюють більшу частину теплого сезону і майже всю акваторію, що означає триваліший період змінених оптичних умов, потенційно важливий для світлового режиму мілководних біотопів і сезонного функціонування водної екосистеми.

Сезонна динаміка свідчить, що речовинно-каламутний і пігментний сигнали не є проявами одного синхронного процесу. Каламутність-проксі в обох лиманах досягала максимуму в червні, а пігмент-чутливий сигнал проявлявся пізніше. У Тилігульському лимані NDCI мав виражений серпневий максимум зі спадом восени; у Березанському підвищені значення зберігалися до жовтня. Така послідовність указує на сезонну зміну внеску різних оптично активних компонентів і обґрунтовує окремі натурні спостереження на початку літа та в пізньолітньо-осінній період.

Просторова структура оптичного стану в обох водоймах характеризується концентрацією підвищених значень у вершинних і прибережних мілководних ділянках. За власною шкалою кожного лиману частка вищої категорії зростає від гирла до вершини, досягаючи 55,4 % у Тилігульському та 86,6 % у Березанському лимані, а прибережна смуга завширшки 100 м, що займає близько 11 % площі, концентрує відповідно 32,0 і 40,8 % пікселів цієї категорії. За спільним опорним рівнем підвищений сигнал у Тилігульському лимані зосереджений переважно у вершинній зоні, тоді як у Березанському охоплює практично всю акваторію. Вершинні та прибережні ділянки є пріоритетними для подальшого екологічного моніторингу.

Відсутність значущих міжлиманних відмінностей регіонального атмосферного форсингу після BH-корекції (мінімальне q = 0,102) і досліджених характеристик WST показує, що стійкий оптичний контраст не пояснюється лише відмінностями регіональної погоди або температури водної поверхні й має розглядатися в контексті локальних властивостей функціонування лиманних систем.

У Тилігульському лимані значущих монотонних трендів оптичних показників упродовж

2018–2025 рр. не встановлено. У Березанському значущі додатні тренди виявлено для MCI, MPH, каламутність-, CDOM- і фікоціанін-орієнтованого проксі, що свідчить про спрямовані міжрічні зміни окремих компонентів оптичного стану.

Результати дають підстави диференціювати програму польового моніторингу. Для Березанського лиману доцільно охоплювати спостереженнями період від початку літа до осені та всю поздовжню вісь акваторії; для Тилігульського особливу увагу слід приділяти пізньолітньому максимуму, вершинній мілководній частині та локальним прибережним осередкам. У визначених зонах доцільно поєднувати супутникові та натурні спостереження за основними гідрофізичними, гідрохімічними й біологічними показниками.

Перспективи використання результатів дослідження

Перспективним є використання встановлених просторово-часових закономірностей для оптимізації програм екологічного моніторингу Тилігульського та Березанського лиманів, зокрема для вибору ділянок, сезонів і частоти натурних спостережень, а також інформаційного супроводу природоохоронних заходів.

Література

1. Developments in Earth observation for the assessment and monitoring of inland, transitional, coastal and shelf-sea waters / Tyler A. N. et al. Science of the Total Environment. 2016. Vol. 572. P. 1307–1321. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.020.
2. Тучковенко Ю. С., Хохлов В. М., Лобода Н. С. Вплив змін клімату на водний баланс квазізакритих лиманів північно-західного Причорномор'я. Український гідрометеорологічний журнал. 2022. № 29. С. 32–47. DOI: https://doi.org/10.31481/uhmj.29.2022.03.
3. Про заходи щодо охорони водно-болотних угідь, які мають міжнародне значення : постанова Кабінету Міністрів України від 23 листоп. 1995 р. № 935. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/935-95-%D0%BF (дата звернення: 02.10.2026).
4. Екологічна мережа. Управління екології та природних ресурсів Миколаївської обласної державної адміністрації : веб-сайт. URL: https://ecolog.mk.gov.ua/ua/pzf/econet/ (дата звернення: 24.09.2026).
5. Про затвердження лімітів спеціального використання водних біоресурсів загальнодержавного значення у Чорному морі із затоками, причорноморських лиманах, річці Дунай, пониззі річки Дністер (з озерами, рукавом Турунчук) та Дністровському лимані для здійснення промислового рибальства та дослідного вилову на 2026 рік : наказ М-ва економіки, довкілля та сільського господарства України від 10 жовт. 2025 р. № 703. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z1516-25 (дата звернення: 26.09.2026).
6. Про схвалення Водної стратегії України на період до 2050 року : розпорядження Кабінету Міністрів України від 9 груд. 2022 р. № 1134-р. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1134-2022-%D1%80 (дата звернення: 26.09.2026).
7. План управління річковим басейном річок Причорномор'я на 2025–2030 роки : затв. розпорядженням Кабінету Міністрів України від 1 листоп. 2024 р. № 1079-р. URL: https://davr.gov.ua/fls18/PURBPrychornomorya7_ukr.pdf (дата звернення: 21.09.2026).
8. Комплексна програма охорони довкілля Миколаївської області на 2021–2027 роки : затв. рішенням Миколаївської обласної ради від 23 груд. 2020 р. № 16. URL: https://www.mk-oblrada.gov.ua/UserFiles/decreeProject/161711060160632649 72b7a.pdf (дата звернення: 26.09.2026).
9. Регіональний центр моніторингу довкілля: загальна інформація. Управління екології та природних ресурсів Миколаївської обласної державної адміністрації : веб-сайт. URL: https://ecolog.mk.gov.ua/ua/standovk/cent/ (дата звернення: 26.09.2026).
10. Регіональний ландшафтний парк «Тилігульський». Управління екології та природних ресурсів Миколаївської обласної державної адміністрації : веб-сайт. URL: https://ecolog.mk.gov.ua/ua/RLP/tyligulskyi/ (дата звернення: 26.09.2026).
11. Протокол онлайн-засідання басейнової ради річок Причорномор'я від 3 черв. 2025 р. № 2. Державне агентство водних ресурсів України : веб-сайт. URL: https://davr.gov.ua/protokol-onlajnzasidannya-basejnovoi-radi-richok-prichornomorya-vid-03062025--2 (дата звернення: 26.09.2026).
12. Tuchkovenko Y., Tuchkovenko O., Khokhlov V. Modelling water exchange between coastal elongated lagoon and sea: influence of the morphometric characteristics of connecting channel on water renewal in lagoon. EUREKA: Physics and Engineering. 2019. № 5. P. 37–46. DOI: https://doi.org/10.21303/2461-4262.2019.00979.
13. Зміни показників гідроекологічного стану Тилігульського лиману після реконструкції з'єднуючого з морем каналу / Тучковенко Ю. С. та ін. Український гідрометеорологічний журнал. 2026. № 36. С. 89–108. DOI: https://doi.org/10.32782/uhj.36.2026.07.
14. Decline of unique Pontocaspian biodiversity in the Black Sea Basin: A review / Gogaladze A. et al. Ecology and Evolution. 2021. Vol. 11, № 19. P. 12923–12947. DOI: https://doi.org/10.1002/ece3.8022.
15. Наконечна Ю. О. Сучасні морфологічні та гідроекологічні характеристики р. Березань. Агроекологічний журнал. 2022. № 4. С. 16–26. DOI: https://doi.org/10.33730/2077-4893.4.2022.273245.
16. Mishra S., Mishra D. R. Normalized difference chlorophyll index: A novel model for remote estimation of chlorophyll-a concentration in turbid productive waters. Remote Sensing of Environment. 2012. Vol. 117. P. 394–406. DOI: https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.10.016.
17. Detection of intense plankton blooms using the 709 nm band of the MERIS imaging spectrometer / Gower J., King S., Borstad G., Brown L. International Journal of Remote Sensing. 2005. Vol. 26, № 9. P. 2005–2012. DOI: https://doi.org/10.1080/01431160500075857.
18. Matthews M. W., Bernard S., Robertson L. An algorithm for detecting trophic status (chlorophyll-a), cyanobacterial-dominance, surface scums and floating vegetation in inland and coastal waters. Remote Sensing of Environment. 2012. Vol. 124. P. 637–652. DOI: https://doi.org/10.1016/j.rse.2012.05.032.

19. Hu C. A novel ocean color index to detect floating algae in the global oceans. Remote Sensing of Environment. 2009. Vol. 113, № 10. P. 2118–2129. DOI: https://doi.org/10.1016/j.rse.2009.05.012.
20. Validation of Water Quality Monitoring Algorithms for Sentinel-2 and Sentinel-3 in Mediterranean Inland Waters with In Situ Reflectance Data / Sòria-Perpinyà X. et al. Water. 2021. Vol. 13, № 5. Art. 686. DOI: https://doi.org/10.3390/w13050686.
21. Mar Menor lagoon (SE Spain) chlorophyll-a and turbidity estimation with Sentinel-2 / Zhan Y. et al. Limnetica. 2022. Vol. 41, № 2. P. 305–323. DOI: https://doi.org/10.23818/limn.41.18.
22. Assessing the Reliability of Sentinel-2 for Turbidity Estimation in a Shallow Coastal Lagoon / Castro A., Pereira H., Dias J. M., Lopes C. L. Remote Sensing. 2026. Vol. 18, № 13. Art. 2176. DOI: https://doi.org/10.3390/rs18132176.
23. Towards Reliable High-Resolution Satellite Products for the Monitoring of Chlorophyll-a and Suspended Particulate Matter in Optically Shallow Coastal Lagoons / Martin S. et al. Remote Sensing. 2025. Vol. 17, № 20. Art. 3430. DOI: https://doi.org/10.3390/rs17203430.
24. Яцик А. В. Березанський лиман. Енциклопедія Сучасної України / редкол.: І. М. Дзюба, А. І. Жуковський, М. Г. Железняк та ін. ; НАН України, НТШ. Київ : Інститут енциклопедичних досліджень НАН України, 2003. Т. 2. DOI: https://doi.org/10.5281/zenodo.19870621.
25. Поствоєнний розвиток природно-заповідного фонду Миколаївщини / Скоробогатов В. М. та ін. Миколаїв ; Київ ; Чернівці : Друк Арт, 2023. 224 с. (Conservation Biology in Ukraine ; вип. 33). URL: https://uncg.org.ua/wp-content/uploads/2023/11/pzf-mykola_2023_compressed.pdf (дата звернення: 30.09.2026).
26. Слюсар О. І. Березань. Енциклопедія Сучасної України / редкол.: І. М. Дзюба, А. І. Жуковський, М. Г. Железняк та ін. ; НАН України, НТШ. Київ : Інститут енциклопедичних досліджень НАН України, 2003. Т. 2. DOI: https://doi.org/10.5281/zenodo.19870598.
27. Xu H. Modification of normalised difference water index (NDWI) to enhance open water features in remotely sensed imagery. International Journal of Remote Sensing. 2006. Vol. 27, № 14. P. 3025–3033. DOI: https://doi.org/10.1080/01431160600589179.
28. Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS / Rouse J. W. Jr., Haas R. H., Schell J. A., Deering D. W. Third Earth Resources Technology Satellite-1 Symposium. Washington : NASA, 1974. Vol. 1, Sect. A. P. 309–317. (NASA SP-351). URL: https://ntrs.nasa.gov/citations/19740022614 (дата звернення: 02.10.2026).
29. Classification of ponds from high-spatial resolution remote sensing: Application to Rift Valley Fever epidemics in Senegal / Lacaux J.-P. et al. Remote Sensing of Environment. 2007. Vol. 106, № 1. P. 66–74. DOI: https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.07.012.
30. Fedorovsky O. D., Khyzhniak A. V., Tomchenko O. V. Assessing aquatic environment quality of the urban water bodies by system analysis methods based on integrating remote sensing data. Space Science and Technology. 2021. Vol. 27, № 5. P. 11–18. DOI: https://doi.org/10.15407/knit2021.05.011.
31. Use of Sentinel 2 – MSI for water quality monitoring at Alqueva reservoir, Portugal / Potes M. et al. Proceedings of the International Association of Hydrological Sciences. 2018. Vol. 380. P. 73–79. DOI: https://doi.org/10.5194/piahs-380-73-2018.
32. Rikimaru A., Roy P. S., Miyatake S. Tropical forest cover density mapping. Tropical Ecology. 2002. Vol. 43, № 1. P. 39–47.
33. ERA5-Land: a state-of-the-art global reanalysis dataset for land applications / Muñoz-Sabater J. et al. Earth System Science Data. 2021. Vol. 13, № 9. P. 4349–4383. DOI: https://doi.org/10.5194/essd-13-4349-2021.
34. Benjamini Y., Hochberg Y. Controlling the false discovery rate: a practical and powerful approach to multiple testing. Journal of the Royal Statistical Society. Series B (Methodological). 1995. Vol. 57, № 1. P. 289–300. DOI: https://doi.org/10.1111/j.2517-6161.1995.tb02031.x.

Дата першого надходження статті до видання: 05.10.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 04.11.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 23.11.2026

УДК 556.18:627.4(091)
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.6-69.23

ІСТОРИЧНІ МЕТОДИ ЗАТРИМАННЯ ВОДИ В РІЧКОВИХ ДОЛИНАХ СВІТУ

Пасічник М.Д. (orcid.org/0000-0001-9378-6302),
Григорійчук В.В. (orcid.org/0000-0002-8875-4354)
Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича
вул. Коцюбинського, 2, 58012, м. Чернівці
m.pasichnyk@chnu.edu.ua, v.hryhoriychuk@chnu.edu.ua

Узагальнено світовий досвід затримання води в річкових долинах за допомогою поперечних дамб (Querdämme), бун, систем басейнів, переривчастих дамб, поперечних перепон у ярах і сучасних проникних бар'єрів, щоб визначити, за яких природних умов ці методи можна застосовувати, а за яких вони неефективні або ризиковані. Застосовано порівняльний аналіз інженерних праць XIX – початку XX століття, офіційних проєктних матеріалів і сучасних польових та чисельних досліджень. Розглянуто роботи на р. Дюранс, зрошення лук через підпір у Німеччині, заплавне господарство з протоками-«фоками» на Тисі, басейнове зрошення в долині Нілу, saai dams у Південній Африці, джессур у Тунісі, переривчасті дамби касумі-тей в Японії та паводкові накопичувальні басейни в США. Одна й та сама конструкція в різних долинах може виконувати різні функції: накопичувати воду або лише спрямовувати її назад у русло. Показано, що затримання води забезпечує поєднання перепони, місткості та способу випуску, а можливість реалізувати це поєднання визначає тип річкової долини. Басейнові системи й заплавне господарство історично склалися на середніх ділянках рівнинних меандруючих річок з широкими заплавами та регулярними повенями. У вузьких врізаних долинах гірських річок паводки проходять швидко, місткість обмежена, а крупні наноси швидко замулюють накопичувальні ділянки. На конусах виносу нестійке русло унеможливлює тривале утримання води, і перепони тут передусім керують паводком. Оскільки умови затримання води змінюються вздовж річки від верхніх до нижніх ділянок, придатність методу слід оцінювати для конкретної ділянки долини, а не загалом для річки. Проникні піщано-галечникові відклади зменшують здатність басейнів утримувати поверхневу воду. Буни переважно спрямовують течію і самостійно воду не накопичують. Умови застосування методів узагальнено для шести типів річкових долин. Сформульовано умови добору методу затримання води залежно від типу долини та водогосподарського завдання. Відповідність принципам природоорієнтованих рішень визначається не віком або матеріалом споруди, а екологічними результатами. *Ключові слова:* затримання води, тип річкової долини, поперечна дамба, буна, заплавне господарство, гірські річки, історія гідротехніки, природоорієнтовані рішення.

Historical Methods of Water Retention in the World's River Valleys. Pasichnyk M., Hryhoriichuk V.
The paper summarises global experience of water retention in river valleys using transverse dikes (Querdämme), groynes, basin systems, discontinuous levees, transverse barriers in gullies and modern leaky barriers to determine under which natural conditions these methods can be applied and when they are ineffective or risky. Nineteenth- and early twentieth-century engineering works, official project documents and recent field and numerical studies are compared. The cases include the works on the Durance River, meadow irrigation by impoundment in Germany, the floodplain economy based on "fok" channels on the Tisza, basin irrigation in the Nile valley, saai dams in South Africa, jessour in Tunisia, kasumi-tei discontinuous levees in Japan and flood retarding basins in the USA. The same structure may perform different functions in different valleys, either storing water or merely returning it to the channel. For each case, documented structures, design intentions and measured effects are distinguished. Water retention is shown to depend on a combination of a barrier, storage capacity and a means of release, while the type of river valley determines whether this combination can be achieved. Basin systems and floodplain economies historically developed on the middle reaches of lowland meandering rivers with wide floodplains and regular floods. In narrow incised mountain valleys floods pass quickly, storage is limited and coarse sediment rapidly silts up retention areas. On alluvial fans an unstable channel prevents long-term water retention, and barriers there mainly control floods. Since retention conditions change along a river from its upper to its lower reaches, the suitability of a method should be assessed for a specific valley reach rather than for the river as a whole. Permeable sand and gravel deposits reduce the ability of basins to hold surface water. Groynes mainly redirect flow and do not store water on their own. Conditions for applying the methods are summarised for six types of river valleys. Conditions for selecting a retention method according to valley type and water management task are formulated. Compliance with the principles of nature-based solutions is determined not by the age or material of a structure but by its ecological outcomes. *Key words:* water retention, river valley type, transverse dike, groyne, floodplain management, mountain rivers, hydraulic engineering history, nature-based solutions.

Постановка проблеми. Затримання води після інтенсивних опадів і паводків має значення для зменшення швидкого поверхневого стоку, підтримання вологих оселищ та забезпечення водою сільського господарства. Історичний досвід показує, що ці завдання вирішували за допомогою невисоких земляних перепон, систем окремих басейнів, бун, водопропусків і споруд для керування надходженням та випуском води. Звернення до такого досвіду дає змогу зрозуміти, які конструктивні принципи можна використати в сучасних умовах і які функції різних споруд слід оцінювати окремо.

© Пасічник М.Д., Григорійчук В.В., 2026
Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY 4.0

Європейські рекомендації щодо природних заходів водоутримання (природоорієнтованих рішень, nature-based solutions, NbS) розглядають накопичення, уповільнення стоку та інфільтрацію як взаємопов'язані можливості управління водою [1]. Історичні споруди становлять для цього важливий технічний матеріал. Проте перенесення давньої конструкції у сучасний проєкт потребує перевірки її впливу на водний режим, наноси, оселища і можливість проходження водних організмів.

Перенесення досвіду рівнинних заплав на гірські долини або навпаки без урахування тривалості паводків, ширини заплави, транспорту наносів і проникності відкладів може призвести до неефективних або небезпечних рішень.

Актуальність проблеми. Кліматичні зміни посилюють потребу в цьому аналізі. Gudmundsson та співавтори встановили глобальний вплив антропогенної зміни клімату на річковий стік, водночас показавши територіальну неоднорідність змін [2]. Rodell і Li пов'язали посилення глобальних екстремумів водного циклу з підвищенням температури [3]. Дослідження Porkka та співавторів засвідчує поширення відхилень водного циклу за межі доіндустріальної мінливості [4]. Отже, актуальність водоутримання зумовлена поєднанням періодів нестачі води з епізодами її надлишкового надходження.

Зв'язок авторського доробку з важливими науковими та практичними завданнями. Стаття пов'язана з практичним завданням добору заходів природного водоутримання (natural water retention measures, NWRM), які Європейська комісія пропонує як частину природоорієнтованих рішень для управління водними ресурсами [1]. Воно потребує розуміння, за яких природних умов окремі заходи здатні затримувати воду, а за яких лише керують паводком або взагалі неефективні. Науковим завданням є критичне зіставлення історичного й сучасного світового досвіду затримання води та визначення меж його перенесення між річковими долинами різного типу.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Конструкції й призначення історичних споруд описано в інженерних працях XIX – початку XX століття [5; 6; 7; 8; 9; 10; 11]. Традиційні системи затримання води досліджують і сучасними методами – геоморфологічною реконструкцією заплавного господарства [12], польовими спостереженнями за переривчастими дамбами [13] і вимірюванням вологозапасів за греблями в ярах [14]. Сучасні праці зосереджені на проникних бар'єрах і природному управлінні паводками [15; 16; 17], поповненні підземних вод [18], відновленні заплав [19] та його впливі на меженний стік [20]. Більшість цих праць описує досвід конкретної долини; умови перенесення його на долини іншого типу окремо не узагальнено.

Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Аналіз публікацій відображає, що наразі чітко не визначено, як тип річкової долини обмежує застосування відомих методів затримання води. Також, у яких долинах можливе тривале накопичення, а в яких перепони здатні лише керувати паводком. Потребує уточнення й розмежування функцій споруд, подібних за формою і матеріалом, оскільки поперечна орієнтація перепони чітко не свідчить про її водоутримувальне призначення, а участь бун поки окремо не визначена. Для історичних об'єктів залишаються невідомими об'єм, тривалість зберігання, фактичні втрати та зміна роботи після накопичення осаду.

Мета статті – на основі зіставлення історичного та сучасного світового досвіду визначити, за яких природних умов різні типи споруд можуть забезпечувати затримання води в річкових долинах і коли їх застосування недоцільне. Основні завдання: уточнити терміни та функції споруд; узагальнити приклади з долин різного типу; розмежувати безпосереднє накопичення води і керування течією; встановити зв'язок між типом долини та придатністю методу; сформулювати умови добору методу для природоорієнтованих рішень.

Новизна. Придатність методів затримання води розглянуто через тип річкової долини. Історичні та сучасні споруди дев'яти регіонів світу зіставлено за єдиним набором ознак: конструкція, первісна мета, механізм роботи з водою, вплив на наноси, тип долини і статус свідчення. На цій основі узагальнено умови застосування методів для шести типів долин. Показано, що водоутримувальну функцію визначає поєднання перепони, місткості та способу випуску, а можливість реалізувати це поєднання – ширина заплави, тривалість паводку, транспорт наносів і проникність відкладів.

Методологічне значення. Стаття є порівняльним історико-технічним оглядом. Основу становлять інженерні праці XIX – першої половини XX століття, офіційні описи споруд і проєктні матеріали, а також сучасні публікації (польові та чисельні дослідження традиційних систем і проникних бар'єрів). Історичні джерела використано для встановлення конструкції, заявленої мети і описаного способу роботи. Сучасні дослідження залучено для перевірки окремих гідрологічних механізмів і меж їхнього застосування.

Для кожного прикладу визначено також тип річкової долини. Виділено шість типів: вузькі врізані долини гірських річок; конуси виносу та ділянки з нестійким руслом; середні ділянки рівнинних меандруючих річок із широкими заплавами; пониззя з тривалим затопленням; яри й тимчасові водотоки посушливих височин; малі водозбори височин. Основою поділу є ознаки, від яких залежить затримання води – ширина днища й заплави, похил, тривалість паводку, крупність і проникність відкладів, стійкість русла. Подібний поділ на верхні врізані ділянки, конуси виносу, середні меандруючі та нижні ділянки застосовано в геоморфологічній реконструкції заплавного господарства [12].

Запропонований підхід дає змогу оцінювати не лише ефективність споруди, а й межі перенесення досвіду між долинами різного типу.

Викладення основного матеріалу. Німецьке Querdamm означає поперечну дамбу; Querdämme є формою множини. У цій статті термін використано для поперечних земляних або комбінованих перепон, які можуть ділити територію на окремі басейни чи стримувати перетікання води. Значення визначає опис конкретного об'єкта. Назву Querdamm не слід автоматично застосовувати до будь-якої поперечної споруди або вважати доказом її водоутримувального призначення.

Буна, німецькою Buhne, французькою épi, англійською groyne або spur dike, – споруда, яка виходить від берега в річку й спрямовує потік. У німецькій інженерній літературі та пізніших інженерних описах буни розглядаються як елементи регулювання течії [5; 6]. Їхня назва, форма і матеріал можуть відрізнятися між країнами, тому тотожність термінів є наближеною, бо функцію встановлюють за планом, описом і режимом роботи.

Під затриманням води розуміємо подовження її перебування в системі порівняно зі швидким проходженням потоку. Тимчасове накопичення з наступним випуском відповідає поняттю detention, триваліше збереження води для використання чи підтримання вологих умов – retention. У конкретній споруді ці функції можуть поєднуватися. Саме накопичення поверхневої води, її інфільтрація в ґрунт та поповнення підземних вод є різними процесами, які мають розглядатися окремо.

Поперечна дамба працює як водоутримувальна споруда тоді, коли з обох боків або з одного її боку є простір для накопичення води, а шлях відтоку обмежений або керований. У річковій долині можливе поєднання з природними підвищеннями, береговими валами чи іншими дамбами. Так утворюється окремий басейн або послідовність ділянок, кожна з яких має власний водний режим. Дамба без доступного простору для накопичення може виконувати передусім функції керування потоком. Найпростіша конструкція – земляний вал з широкою основою та укосами, поверхню якого захищають дерниною, каменем, фашинами або дерев'яними елементами відповідно до навантаження води та можливості догляду.

Робочий цикл басейну включає надходження води, накопичення, тимчасове зберігання та випуск. Вода може входити через канал, отвір, шлюз або переливатися через понижену ділянку гребеня. Випуск здійснюють через водопропуск, регульований затвор, перелив чи проникну частину перепони. Якщо вода залишається в басейні після спаду паводку, подальші втрати визначаються фільтрацією, випаровуванням, використанням і наявними шляхами поверхневого відтоку. Приклад поділу території на басейни для сезонного господарського використання розглядав Antipa [7].

Поділ на кілька басейнів дає змогу керувати водою поетапно, але робить систему залежною від справності водопропусків і узгодженого керування. Уповільнення течії відповідно, спричиняє відкладання наносів. Для історичного землеробства це було бажаним результатом, але в накопичувальному басейні осад поступово вже займає робочий об'єм.

Таблиця 1 узагальнює функціональні відмінності на основі історичних описів і сучасної інженерної літератури [1; 6; 7; 8; 17]. Характеристики споруд встановлюють відповідно для конкретної території.

Буна має берегову частину, тіло споруди та виступний кінець. Її можуть розташовувати поперечно або під кутом до течії, будувати окремо чи серіями. До історичних матеріалів належать камінь, деревина і фашини. У пізніший час застосовували також шпунтові конструкції та інші інженерні рішення. Copeland розрізняє проникні й непроникні буни та описує їх як засіб захисту берегів, спрямування течії і створення умов для можливого осадження наносів [6].

Таблиця 1

Конструкції та механізми затримання води

Тип споруди	Основна конструкція	Спосіб роботи з водою	Вплив на наноси
Поперечна дамба Querdamm	Земляний або комбінований вал; водопропуск чи перелив	Утримує воду в окремому басейні за наявності місткості та обмеженого випуску	Уповільнення сприяє осадженню; осад займає частину місткості
Система басейнів	Кілька валів, сполучні канали та затвори	Розподіляє воду між ділянками; дає змогу визначати строки наповнення і спорожнення	Може розподіляти дрібні наноси між басейнами
Буна	Споруда від берега в потік; суцільна або проникна	Спрямовує течію; самостійне тривале накопичення н е є типовою функцією	Змінює перенесення наносів; можливе відкладання біля берега
Проникний дерев'яний бар'єр	Колоди або гілки з отворами для проходження води	Створює тимчасовий підпір і поступовий випуск	Може затримувати плавник та частину наносів
Паводковий накопичувальний басейн	Територія накопичення, обмежувальна споруда, випуск	Приймає частину паводкового об'єму та віддає її пізніше	Потребує контролю осаду і стану випуску

ISSN: 2306-9716 (Print), ISSN: 2664-6110 (Online)

У французькому досвіді першої половини XIX століття помітне поєднання керування течією та тимчасового затримання паводкової води. Fiard aîné у праці 1832 року описав роботи на Дюрансі біля La Saulce, розпочаті 1825 року. Він описав систему поперечних épis і низької поздовжньої споруди, які разом із берегом утворювали окремі басейни. Після паводку вода могла залишатися в них і зникати через фільтрацію або випаровування, осадження дрібних наносів сприяло господарському освоєнню території. Цей опис є прямим історичним свідченням механізму тимчасового накопичення, але не містить сучасного водного балансу [8].

План місцевості в таблиці 512 до цієї праці (рисунок 1) показує розміщення елементів системи. Як видно, окремий конструктивний елемент не визначає водний режим усього басейну [8].

Непроникна буна переважно відхиляє воду навколо свого кінця, проникна пропускає частину потоку крізь конструкцію. Між бунами виникають ділянки повільної та обертальної течії, проте уповільнений рух у відкритому потоці ще не означає збереження значного об'єму після спаду паводку. Для безпосереднього накопичення потрібна додаткова геометрія басейну або регулювання випуску. Так, на Дюрансі воду після паводку утримувала система поперечних épis, берега й низької поздовжньої споруди, а не сама буна [8]. Тому для бун оцінюють зміну течії, захист берега й наноси, а для басейнових перепон – ще й об'єм, час зберігання та режим випуску.

Німецькомовна інженерна література початку XX століття відображає усталене використання бун як споруд керування потоком. Стаття Buhnen у технічному лексиконі Otto Lueger описує цей клас споруд і його матеріальні варіанти [5]. Її значення для дослідження полягає в уточненні технічної традиції – поперечні елементи могли служити регулюванню течії без окремого завдання довготривалого збереження води.

Інший напрям, вже німецької практики пов'язаний не з регулюванням русел, а зі зрошенням лук. У посібнику L. Vincent 1846 року підпірні споруди названо обов'язковою частиною будь-якої зрошувальної системи – як для підняття води до потрібного рівня, так і для регулювання її надходження [11]. Окремий розділ присвячено накопичувальним басейнам з валами. Автор вважав нездійсненним накопичення паводкової й талої води на весь сезон зрошення, оскільки для цього басейн мав би бути надзвичайно глибоким, проте допускав накопичення частини води на посушливі періоди та для невеликих джерел. Для валів він наводив конкретні правила: гребінь на 0,3-0,5 м вище розрахункового рівня, глинистий ґрунт, пологий укіс із дерновим покриттям і запасний водоскид [11].

Діючим прикладом цього є луки в долині Квайху (Queich) у Верхньорейнській низовині – 450 га лук

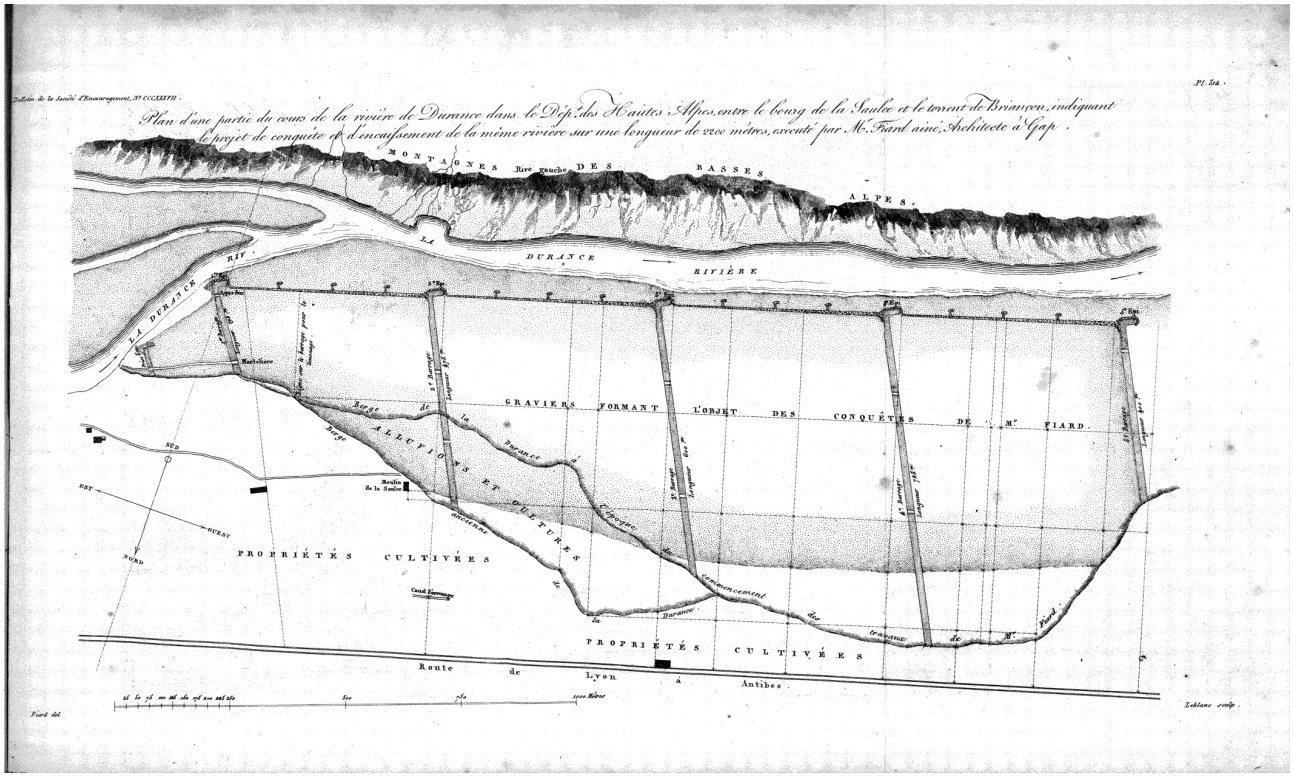


Рис. 1. Історичний план споруд на Дюрансі біля La Saulce: поперечні елементи разом із берегом і поздовжньою спорудою обмежують окремі басейни (Fiard aîné, 1832, табл. 512 [8])

семи громад зрошують, підпираючи річку греблями й розподіляючи воду канавами із затворами. Підпір триває 2-3 доби, луки зрошують у квітні-травні та липні-серпні за спільним графіком від верхніх ділянок до нижніх, щоб використовувати підпір від вищих громад; коли рівень річки знижується до межі мінімального стоку, зрошення припиняють [21]. Традиційне зрошення семи європейських країн, зокрема Німеччини, у 2023 році внесено до Репрезентативного списку нематеріальної культурної спадщини людства ЮНЕСКО [22]. Цей приклад демонструє кероване короткочасне затримання води з урахуванням вимог до мінімального стоку без тривалого накопичення.

Інший підхід до заплавних вод запропонував Grigore Antipa у монографії 1912 року про територію затоплення нижнього Дунаю. Він розглядав організацію господарського використання води і території через басейни, канали та керовані сполучення. Поперечні дамби в такій системі мали розділяти окремі ділянки, забезпечуючи можливість керування наповненням і збереженням води для сезонних потреб [7], відображаючи проєктну концепцію басейнового управління.

Ближчу до природного режиму форму заплавного водоутримання описує угорська література про середньовічне заплавне господарство на Тисі та Дунаї. «Фоком» називали протоку, якою під час повені вода з річки надходила в заплавні пониження й озера, а на спаді поверталася назад; на цьому водообміні ґрунтувалися рибальство, сінокоси, пасовища, заплавні ліси й сади [12]. Kohán виділяє два гідрологічні типи таких систем – зі змінним напрямком течії та пересиханням проток у найсухіший період і з постійним однонапрямленим стоком, що з'єднував річку з великими болотами [12]. Водночас він наголошує, що, крім догляду за протоками, надійних свідчень свідомого керування водою немає, тож систему не можна беззастережно вважати цілеспрямованою водогосподарською спорудою [12].

Поза Європою тривалу традицію мав басейновий полив у долині Нілу. У другому виданні праці R. H. Brown 1912 року описано використання валів, каналів і керованого водообміну для затримання паводкової води на сільськогосподарських ділянках [9]. Вода перебувала в басейнах протягом визначеного господарським циклом часу. Потреба в таких спорудах була пов'язана з сезонністю надходження води та потребою забезпечити зволоження полів.

У тій самій праці Brown описує saai dams у Південній Африці поблизу річки Zak. Поперечні перепони у vlei, тобто місцевих пониженнях з тимчасовим надходженням води, використовували для її затримання, а перед сівбою воду випускали [9]. Це ілюстрація функціонального аналога керованого басейнового водоутримання. Відмінність природних умов не дозволяє переносити режим його роботи безпосередньо на європейську річкову долину, проте послідовність накопичення та випуску добре показує інженерний принцип.

Подібний принцип у посушливій гірській місцевості реалізують джессур на плато Матмата-Дахар у Тунісі. Це земляні греблі заввишки 2-5 м і завдовжки 15-50 м упоперек ярів з боковими або центральними кам'яними водоскидами. При цьому, позаду греблі формується тераса для вирощування культур, а вище – власний водозбір. Греблі розташовані ланцюгом уздовж яру, і після сильних злив вода переливається в наступну. Водоскиди здебільшого мають висоту лише близько 50 см, що навмисно обмежує місткість кожної ланки. За греблями накопичуються мул і дрібний пісок. Після зливи 10-12 листопада 2017 року ґрунт за греблею до глибини 1,25 м містив 410,3 мм вологи проти 224,6 мм у сусідньому яру без греблі; влітку 2018 року доступна для рослин волога за греблею перевищувала 55 мм, тоді як у яру її вже не було [14]. Система спрацьовувала лише після злив понад 20 мм за добу, а сильна злива 2017 року пошкодила частину гребель у районі дослідження.

Японська традиційна технологія касумі-тей (переривчасті дамби) – має два різновиди з різними функціями. На конусах виносу бурхливих річок короткі дамби розташовували щільно, щоб фіксувати русло й повертати паводкову воду в річку після прориву дамб. На пологих рівнинних річках дамби оточували заплаву й залишалися розірваними в нижньому кінці, тож паводкова вода заходила на неї зворотним потоком, тимчасово затримувалася і поверталася в річку на спаді без насосів чи спеціальних споруд [13]. На річці Мацуура під час повені серпня 2019 року заплавна система в Окавано площею близько 0,16 км² утримала, за розрахунком авторів, близько 378 тис. м³ води при місткості до 421 тис. м³; завдяки малій швидкості течії рисові поля майже не постраждали [13]. Дата спорудження системи невідома, автори припускають її існування з XVIII століття.

Американський приклад початку XX століття пов'язаний із Miami Conservancy District у штаті Огайо. Офіційний план 1916 року передбачав затримання паводкової води земляними дамбами у retarding basins і її поступове проходження через випуски [10]. Завданням було зменшити паводкове навантаження нижче за течією.

Історичні приклади показують різні підстави для спорудження поперечних перепон. Серед них – сезонне зволоження земель, керування паводковою водою, використання наносів, захист берегів і навігація.

Сучасні програми природного управління паводками використовують поєднання заходів у водозборі – сповільнення поверхневого стоку, тимчасове накопичення, збільшення часу контакту води з ґрунтом та підтримання водно-болотних оселищ. Європейські рекомендації NWRM наголошують на доборі заходів з урахуванням кількох вигод і місцевих умов [1]. Досвід може підказати спосіб організа-

Таблиця 2

Історичні водозатримні споруди та їхнє застосування

Місце та джерело	Конструкція і первісна мета	Водоутримання та наноси	Тип долини
Дюранс Франція 1825–1832 [8]. Авторський опис робіт і оригінальний план	Поперечні éрiс і низька поздовжня споруда; використання паводкових вод і наносів	Тимчасове накопичення в басейнах; фільтрація, випаровування та осадження	Не вказано
Німецькомовна інженерна школа 1905 [5]. Технічний лексикон	Буни різної будови; спрямування потоку	Зміна течії та перенесення наносів	Великі судноплавні річки
Зрошувані луки, Німеччина 1846; 2024 [11; 21]. Інженерний посібник; опис діючої системи	Підпірні греблі, канави, обваловані басейни; зрошення лук	Короткочасний підпір і розподіл води (2-3 доби); басейни доцільні в горбистій місцевості	Рівнинні та горбисті долини
Нижній Дунай 1912 [7]. Проєктна концепція	Басейни, поперечні дамби та канали; сезонне господарське використання	Кероване надходження і збереження води	Рівнинна заплава
Тиса і Дунай, Угорщина середньовіччя [12]. Реконструкція за картами XVIII–XIX ст.	Протоки «фок» між річкою і заплавними пониженнями; рибальство й заплавне господарство	Тимчасове заповнення понижень і повернення води на спаді	Середні ділянки меандруючих рівнинних річок
Єгипет і Південна Африка 1912 [9]. Опис практик у виданні інженерної праці	Басейнові вали та saai dams; зволоження земель перед вирощуванням культур	Затримання води, наступний випуск; можливе накопичення осаду	Рівнинна долина Нілу; посушливі пониження
Плато Матмата-Дахар, Туніс джессур [14]. Польові вимірювання 2017–2018 рр.	Ланцюги земляних гребель 2–5 м з водоскидами; тераси для культур	Затримання стоку й наносів, накопичення вологи в ґрунті	Яри посушливої височини
Річка Мацуура, Японія касумі-тей [13]. Польові спостереження 2019 р.	Переривчасті дамби; захист від паводків і зволоження полів	Заплавний тип: тимчасове накопичення; тип конусів виносу: повернення води в русло	Рівнинна заплава; конуси виносу
Басейн Great Miami США 1916 [10]. Офіційний план системи захисту	Земляні дамби та випуски; захист від паводків	Тимчасове накопичення та дозований відтік	Рівнинна долина

ції накопичення та випуску, але конкретні параметри визначають за сучасними даними.

Організованим прикладом є проєкт Slowing the Flow at Pickering в Англії, де разом з іншими заходами застосовано 129 дерев'яних бар'єрів у водозборі Pickering Beck і 38 у River Seven, 187 перепон із вересових тюків та два дослідні дерев'яні вали [15]. Польові вимірювання у Wilde Brook засвідчили швидке наповнення біля проникних бар'єрів під час підйому паводку й повільніший випуск на спаді. При цьому, для одного бар'єра збільшення накопичення сягало 102 м³ за досліджену подію [16]. Чисельне моделювання показує, що робота такої перепони залежить від її конструктивних характеристик, отже проникність є проєктною властивістю [17].

Триваліше перебування води на проникній поверхні може збільшувати інфільтрацію й поповнення підземних вод [18], але не гарантує його: значення мають проникність ґрунту, попередня вологість, рівень підземних вод, замулення і випаровування. Комплексне відновлення заплав поєднує водне регулювання з підтриманням оселищ [19], проте посилення тимчасового накопичення не обов'язково збільшує меженний стік [20]. Тому зменшення паводкового піка, інфільтрація, тривале збереження води й підтримання стоку в сухий період потребують окремих критеріїв оцінювання.

Відповідність природоорієнтованим рішенням визначається способом взаємодії з екосистемою. Позитивна оцінка потребує підтримання оселищ, належного водообміну, можливості проходження організмів та уникнення неприйнятного впливу на сусідні території. Дерев'яна або земляна споруда не стає природоорієнтованою лише завдяки природному матеріалу. Історична система, створена для господарського використання, також потребує сучасної екологічної переоцінки.

Для практичного застосування доцільно починати з конкретного водного завдання. Якщо потрібно затримати паводковий об'єм, визначають доступну місткість і випуск. Якщо метою є зволоження оселища, задають бажану сезонність і тривалість перебування води. Якщо йдеться про інфільтрацію, перевіряють ґрунтові й підземні умови. Лише після цього обирають тип перепони, матеріал та спосіб догляду. Така послідовність відповідає логіці NWRM [1] і запобігає добору споруди тільки за історичною назвою.

Зіставлення розглянутих прикладів показує, що спільний принцип водоутримання – перепона, місткість і спосіб випуску, реалізується по-різному

залежно від типу річкової долини. Визначальними є ширина днища й заплави, похил, тривалість паводку, крупність і проникність алювію, а також стійкість русла. Kohán пов'язує поширення середньовічного заплавного господарства саме із середніми ділянками меандруючих річок за континентального клімату з регулярними повенями у вегетаційний період [12].

У вузьких, сильно врізаних долинах верхніх ділянок річок заплава має малу площу, а паводки проходять швидко, тому такі долини непридатні для заплавного господарства з тривалим утриманням води [12]. Водночас у межах однієї гірської долини вузькі врізані ділянки можуть чергуватися з розширеними днищами, тому умови змінюються від ділянки до ділянки. Так, на розширених ділянках днища можливе локальне затримання води, на врізаних – переважно керування течією. Крупні наноси швидко зменшують місткість будь-якої накопичувальної ділянки, а великі швидкості потоку збільшують навантаження на перепони.

На конусах виносу русло швидко змінюється й інтенсивно заповнюється наносами, що перешкоджає формуванню стійкої системи заплавних проток [12]. Японський досвід показує, що переривчасті дамби на конусах виносу виконували іншу функцію, ніж на заплавах – вони фіксували русло й повертали паводкову воду в річку, тоді як тимчасове накопичення забезпечував заплавний тип дамб на річках із пологим похилом [13]. Тому для конусів виносу доцільно говорити про керування паводком, а не про його затримання.

Найсприятливіші умови для басейнового водоутримання мають середні ділянки рівнинних меандруючих річок із широкими заплавами. Саме тут склалися заплавне господарство з «фоками» на Тисі [12], басейнова організація території затоплення нижнього Дунаю [7], заплавні переривчасті дамби в Японії [13] та паводкові накопичувальні басейни в долині Great Miami [10]. До регулювання річок навіть невелике підвищення рівня затоплювало тут значні площі й тимчасово зберігало воду до проходження паводку. На Кіш-Шаррет амплітуда коливань рівня, за оцінкою Kohán, не перевищувала 1,5–2 м [12]. Водночас у таких долинах більшої ваги набувають втрати на випаровування, ризик перезволоження прилеглих земель і відкладання дрібних наносів.

У пониззях, де наноси відкладаються постійно, а затоплення тривале, заплавне господарство переходить у болотне [12]. Тут доцільніше говорити про збереження й відновлення водообміну з водно-болотними оселищами [19], ніж про керовані басейни.

У ярах і тимчасових водотоках посушливих височин ефективні ланцюги невеликих гребель із водоскидами, як джессур [14] і saai dams [9]. Їхня місткість навмисно обмежена, а дія залежить від інтенсивних злив, які трапляються рідко й водночас можуть руйнувати греблі [14]. На малих водозборах височин основним інструментом є комплекси невеликих проникних перепон [15; 16; 17].

Наскрізною умовою для всіх типів долин є проникність відкладів. Ще Vincent застерігав від спорудження накопичувальних басейнів на глибоко залеглих проникних пісках, у яких вода просочується, і наводив приклад греблі ставка, повз яку вода пішла крізь схили долини, тож проєкт довелося залишити [11]. Він же вважав басейни вигідними лише в горбистій місцевості, де природні підвищення частково замінюють штучні вали [11]. Для поверхневого затримання висока проникність піщано-галечникових відкладів є обмеженням, проте, водночас вона сприяє інфільтрації [18].

У таблиці 3 не встановлені кількісні межі, оскільки ширину заплави, похил і тривалість паводку, за яких метод стає ефективним, потрібно визначати для конкретної долини. Для всіх типів долин окремо враховують проникність відкладів.

Розглянуті приклади підтверджують, що одна й та сама конструкція в різних долинах виконує різні функції. Переривчасті дамби на рівнинній заплаві накопичують воду, а на конусі виносу лише спрямовують її назад у русло [13], невеликі греблі в ярах посушливих височин утримують вологу в ґрунті [14], тоді як у широкій рівнинній долині для помітного ефекту потрібні системи басейнів і проток [12]. Тому оцінювати придатність методу слід не за назвою чи формою споруди, а за поєднанням умов долини та водогосподарського завдання.

Обмеження огляду пов'язані з неоднаковою повнотою джерел, бо історичні автори описували переважно конструкції й господарські потреби. Типізація долин узагальнює обмежене число прикладів і має якісний характер.

Головні висновки. Історичний досвід Європи та інших регіонів світу підтверджує тривале застосування поперечних перепон і басейнових систем для керування водою. Їх споруджували відповідно до місцевих потреб – сезонного зволоження земель, затримання паводкових об'ємів, використання наносів, захисту берегів і навігації.

Querdämme можуть забезпечувати водоутримання, коли входять до системи з доступною місткістю та визначеним способом випуску. Поперечна орієнтація і природні будівельні матеріали самі по собі не визначають гідрологічного результату. Буни – це споруди керування течією. Вони можуть створювати прибережні ділянки повільнішого руху води та впливати на осадження наносів. Безпосереднє накопичення залежить від поєднання бун з басейнами, перепонами або іншими елементами системи.

Придатність методів затримання води визначає тип річкової долини. Найсприятливіші умови для систем басейнів, поперечних дамб і заплавного господарства мають середні ділянки рівнинних меандруючих річок з широкими заплавами та регулярними повенями. У вузьких врізаних доли-

Таблиця 3

Умови застосування методів затримання води

Тип долини	Визначальні умови	Придатні методи	Обмеження
Вузькі врізані долини гірських річок	Великі похили, швидке проходження паводку, крупні наноси, мала площа заплави; чергування врізаних і розширених ділянок [12]	Локальне затримання на розширених ділянках днища; невеликі проникні перепони на притоках	Басейнові системи й заплавне господарство: мала місткість, короткий паводок, швидке замулення
Конуси виносу, ділянки з нестійким руслом	Швидка зміна русла, інтенсивне відкладання наносів [12]	Переривчасті дамби для фіксації русла й повернення паводкових вод у річку [13]	Тривале утримання води, стаціонарні басейни
Середні ділянки рівнинних меандруючих річок	Широка заплава, регулярні тривалі повені, невелика амплітуда рівня [12]	Системи басейнів і поперечних дамб, заплавні протоки, заплавні переривчасті дамби, паводкові накопичувальні басейни, підпір для зрошення лук [7; 10; 12; 13; 21]	Втрати на випаровування, перезволоження прилеглих земель, замулення; потрібен керований водообмін
Пониззя з тривалим затопленням	Постійне відкладання наносів, тривале заболочення [12]	Збереження й відновлення водообміну з водно-болотними оселищами [19]	Керовані басейни з наповненням і спорожненням
Яри й тимчасові водотоки посушливих височин	Рідкісні інтенсивні зливи, тонкі ґрунти	Ланцюги земляних гребель із водоскидами [9; 14]	Дія лише після сильних злив; руйнування під час екстремальних злив [14]
Малі водозбори височин	Швидкий стік, невеликі об’єми води	Комплекси проникних дерев’яних бар’єрів та інших невеликих перепон [15; 16; 17]	Малий об’єм окремої перепони; ефект лише сукупності споруд

нах гірських річок тривале затримання обмежують мала місткість, швидке проходження паводку й крупні наноси, тому тут можливе лише локальне затримання на розширених ділянках днища. На конусах виносу перепони виконують передусім функцію керування паводком. У ярах посушливих височин ефективні ланцюги невеликих гребель з водоскидами. Проникні піщано-галечникові відклади зменшують здатність басейнів утримувати поверхневу воду.

Сучасні проникні бар’єри та паводкові накопичувальні басейни продовжують частину історичних інженерних принципів, але їхні польові результати не можна автоматично переносити на інші споруди та водозбори. Адаптація історичних методів до природоорієнтованих рішень потребує спільної оцінки водного балансу, наносів і екологічних результатів, зокрема підтримання оселищ і належного водообміну.

Перспективи використання результатів дослідження. Дослідницькою гіпотезою є можливість адаптації невисоких басейнових перепон і проникних бар’єрів для місцевих завдань водоутримання. Перевірка має передбачати спостереження до та після втручання і, де можливо, порівняння з ділянкою без споруди. Потрібні вимірювання надходження та випуску, рівнів, об’єму, тривалості зберігання, ґрунтової вологи, підземного водного обміну й стану оселищ. Окремо визначають, як догляд і замулення впливають на роботу системи.

Для гірських річок першочерговим завданням є виділення в долинах ділянок, придатних для локального затримання води, та оцінка їхньої місткості з урахуванням транспорту наносів.

Література

1. A guide to support the selection, design and implementation of natural water retention measures in Europe: capturing the multiple benefits of nature-based solutions / European Commission, Directorate-General for Environment. Luxembourg : Publications Office of the European Union, 2015. DOI: https://doi.org/10.2779/761211
2. Globally observed trends in mean and extreme river flow attributed to climate change / L. Gudmundsson et al. Science. 2021. Vol. 371, no. 6534. P. 1159–1162. DOI: https://doi.org/10.1126/science.aba3996
3. Rodell M., Li B. Changing intensity of hydroclimatic extreme events revealed by GRACE and GRACE-FO. Nature Water. 2023. Vol. 1. P. 241–248. DOI: https://doi.org/10.1038/s44221-023-00040-5
4. Notable shifts beyond pre-industrial streamflow and soil moisture conditions transgress the planetary boundary for freshwater change / M. Porkka et al. Nature Water. 2024. Vol. 2. P. 262–273. DOI: https://doi.org/10.1038/s44221-024-00208-7
5. Lueger O. Buhnen. Lexikon der gesamten Technik und ihrer Hilfswissenschaften / hrsg. von O. Lueger. 2., vollständig neu bearbeitete Aufl. Stuttgart und Leipzig : Deutsche Verlags-Anstalt, [1905]. Bd. 2 : Biegungsachse bis Dollieren. S. 391. URL: https://digital.ub.uni-paderborn.de/ihd/content/zoom/7929536 (дата звернення: 06.10.2026)
6. Copeland R. R. Bank protection techniques using spur dikes. Vicksburg, Mississippi : U. S. Army Engineer Waterways Experiment Station, 1983. 32 p. (Miscellaneous Paper ; HL-83-1). URL: https://usace.contentdm.oclc.org/digital/collection/p266001coll1/id/5675 (дата звернення: 06.10.2026).

7. Antipa G. Das Überschwemmungsgebiet der unteren Donau: sein heutiger Zustand und die Mittel zu seiner Verwertung. Bukarest : Graphisches Institut Carol Göbl, 1912. 272 S. URL: https://restitutio.bcub.ro/items/das-uberschwemmungsgebiet-der-unteren-donau (дата звернення: 06.10.2026).
8. Fiard aîné. Mémoire sur les moyens d'encaisser les rivières. Bulletin de la Société d'Encouragement pour l'Industrie Nationale. 1832. 31e année, no. CCCXXXVII (juillet). P. 230–243. Pl. 512–513. URL: https://cnum.cnam.fr/pgi/redir.php?ident=BSPI.31&onglet=c (дата звернення: 06.10.2026).
9. Brown R. H. Irrigation: its principles and practice as a branch of engineering. 2nd ed., rev. London : Constable & Company Ltd, 1912. XV, 301 p. URL: https://archive.org/details/irrigationpractice00browrich (дата звернення: 06.10.2026).
10. Morgan A. E. Report of the Chief Engineer Arthur E. Morgan submitting a plan for the protection of the district from flood damage. Vol. I. Dayton, Ohio : Miami Conservancy District, 1916. URL: https://www.mcdwater.org/uploads/2025-02-28/67c21d6679b28463639/16-5.pdf (дата звернення: 06.10.2026).
11. Vincent L. Der rationelle Wiesenbau. Berlin : Veit, 1846. XII, 210 S. URL: http://mdz-nbn-resolving.de/urn:nbn:de:bvb:12-bsb10299443-2 (дата звернення: 12.10.2026).
12. Kohán Z. A tradicionális középkori ártéri gazdálkodás geomorfológiai környezete. Földrajzi Értesítő. 2003. Évf. 52, füz. 1–2. Old. 5–21. URL: https://hungarian-geography.hu/konyvtar/kiadv/FE2003/FE20031-2_5-21.pdf (дата звернення: 12.10.2026).
13. Teramura J., Shimatani Y. Advantages of the Open Levee (Kasumi-Tei), a Traditional Japanese River Technology on the Matsuura River, from an Ecosystem-Based Disaster Risk Reduction Perspective. Water. 2021. Vol. 13, no. 4. Article 480. DOI: https://doi.org/10.3390/w13040480
14. Benefits of Water-Harvesting Systems (Jessour) on Soil Water Retention in Southeast Tunisia / M. Calianno et al. Water. 2020. Vol. 12, no. 1. Article 295. DOI: https://doi.org/10.3390/w12010295
15. Slowing the Flow at Pickering. Final Report: Phase II / T. Nisbet, P. Roe, S. Marrington et al. London : Department for Environment, Food and Rural Affairs, 2015. 32 p. Project RMP5455. URL: https://cdn.forestresearch.gov.uk/2022/02/fr_stf_pickering_p2_may2015.pdf (дата звернення: 06.10.2026).
16. Field-based monitoring of instream leaky barrier backwater and storage during storm events / V. Muhawenimana, E. Follett, I. Maddock, C. A. M. E. Wilson. Journal of Hydrology. 2023. Vol. 622. Article 129744. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2023.129744
17. Alzabari F., Wilson C. A. M. E., Ouro P. Hydrodynamics of In-Stream Leaky Barriers for Natural Flood Management. Water Resources Research. 2024. Vol. 60, no. 12. Article e2024WR038117. DOI: https://doi.org/10.1029/2024WR038117
18. Groundwater recharge from overbank floods / R. C. Doble, R. S. Crosbie, B. D. Smerdon et al. Water Resources Research. 2012. Vol. 48. Article W09522. DOI: https://doi.org/10.1029/2011WR011441
19. An interdisciplinary overview of levee setback benefits: Supporting spatial planning and implementation of riverine nature-based solutions / C. B. van Rees et al. WIREs Water. 2024. Vol. 11, no. 6. Article e1750. DOI: https://doi.org/10.1002/wat2.1750
20. Coupled Hydrological/Hydraulic Modelling of River Restoration Impacts and Floodplain Hydrodynamics / H. M. Clilverd, J. R. Thompson, C. M. Heppell et al. River Research and Applications. 2016. Vol. 32, no. 9. P. 1927–1948. DOI: https://doi.org/10.1002/rra.3036
21. Köhler T., Keller P., Hilsendegen P. Die Queichwiesen: Sieben Gemeinden, 450 ha Wässerwiesen und ein gemeinsamer Terminplan : Steckbriefe Wasserrückhalt. Ansbach : Deutscher Verband für Landschaftspflege, 2024. 9 S. URL: https://www.waesserwiesen.dvl.org/fileadmin/user_upload_waesserwiesen/Steckbriefe/Steckbriefe_Final/Steckbrief_Queichwiesen.pdf (дата звернення: 12.10.2026).
22. Traditional irrigation: knowledge, technique, and organization : nomination file No. 01979 / UNESCO Intangible Cultural Heritage. 2023. URL: https://ich.unesco.org/en/RL/traditional-irrigation-knowledge-technique-and-organization-01979 (дата звернення: 12.10.2026).

Дата першого надходження статті до видання: 20.10.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 04.11.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 23.11.2026

УДК 556.314:553.7
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.6-69.24

ГІДРОГЕОЛОГІЧНІ ТА ГІДРОХІМІЧНІ АСПЕКТИ РОЗРОБКИ КОНДИЦІЙ НА МІНЕРАЛЬНІ ВОДИ РОДОВИЩ ПІДВИЩЕНОЇ КАТЕГОРІЇ СКЛАДНОСТІ

Погребний А.Л.[1] (orcid.org/0009-0003-6095-2572),
Яковлєв В.В.[2] (orcid.org/0000-0003-2637-6594),
Цуркан О.І.[1] (orcid.org/0000-0002-7816-5425),
Олійник Н.П.[1] (orcid.org/0000-0002-9470-5612),
Дмитренко Т.В.[3] (orcid.org/0000-0002-0447-644X)
[1]ДНТ «Український науково-дослідний інститут реабілітації та курортології Міністерства охорони здоров'я України»
пров. Джевецького, 6, 65014, м. Одеса
[2]Інститут геологічних наук Національної академії наук України
вул. Олеся Гончара, 55Б, 01054, м. Київ
[3]Харківський національний університет міського господарства імені О.М. Бекетова
вул. Чорноглазівська, 17, 61002, м. Харків
pgrb@ukr.net, otsurkan75@gmail.com, oleynik_gidro@ukr.net,
yakovlev030157@gmail.com, tetyana.dmytrenko@kname.edu.ua

Практичне застосування мінеральних вод вимагає стабільного якісного складу, який визначає їхні лікувальні властивості. Існує певна категорія родовищ зі складними гідрогеологічними, гідрохімічними та гірничо-геологічними умовами, формування мінеральних вод у яких має ускладнений характер, що може призводити до нестабільності хімічного складу води під час експлуатації. Стаття присвячена вивченню особливостей гідрогеологічних умов формування мінеральних вод та їхніх змін на п'яти родовищах: Шаянському та Лісарнянському (Карпатська складчаста система), Новотроїцькому та Поліхівському (зона зчленування Дніпровсько-Донецької западини та Українського кристалічного масиву), а також Жобринському (Волино-Подільський артезіанський басейн).

Дослідження базується на аналізі даних геологічних підприємств України щодо геолого-економічної оцінки запасів мінеральних вод та матеріалів медико-біологічної оцінки, виконаних ДНТ «Український науково-дослідний інститут реабілітації та курортології МОЗ України». Автори проаналізували часові ряди спостережень динаміки водовідбору та змін у якісному складі (мінералізації, основних макрокомпонентів, специфічних біологічно активних компонентів та сполук). Також було визначено склад вод суміжних природних резервуарів (інших водоносних горизонтів та поверхневих вод), що мають фільтраційний зв'язок з експлуатаційним горизонтом, та розглянуто конструктивні особливості каптажів. За результатами аналізу встановлено природні та техногенні причини змін якості мінеральних вод. Надані рекомендації щодо можливого регулювання складу мінеральних вод можна застосувати для ідентифікації та вирішення проблем зміни якісного складу на інших родовищах під час їхньої експлуатації. *Ключові слова:* кондиції мінеральних вод, експлуатація мінеральних вод, зміна якості мінеральних вод, Жобринське, Лісарнянське, Поліхівське, Солонолиманське, Шаянське родовища мінеральних вод.

Hydrogeological and water chemistry aspects of developing requirements for mineral waters from challenging water-bearing fields. Pohrebnyi A., Yakovlev V., Tsurkan O., Oliinyk N., Dmytrenko T.

The practical use of mineral waters requires a stable chemical composition, as this determines their therapeutic properties. A specific category of mineral water sources is characterised by complex hydrogeological, hydrochemical, and mining-geological conditions; the formation of these sources involves intricate processes that can result in instability in the chemical composition of water during exploitation. This article examines the specific hydrogeological conditions governing the formation of mineral waters and the changes therein across five sources: Shayan and Lisarnia (Carpathian fold system), Novotroitsk and Polykhiv (the junction zone between the Dnieper-Donets Depression and the Ukrainian Crystalline Massif), and Zhobryn (Volhynia-Podolia artesian basin).

The study is grounded on the analysis of data on the geological and economic assessment of mineral water reserves from Ukrainian geological enterprises and the medical and biological assessment reports produced by the State-owned Non-Profit Company "Ukrainian Research Institute of Rehabilitation and Balneology of the Ministry of Health Care of Ukraine". The authors analysed time series of observations of water extraction dynamics and shifts in qualitative composition of waters (salt content, main macrocomponents, specific biologically active components and compounds). The water chemistry of adjacent natural reservoirs (other aquifers and surface waters) having a filtration connection with the operational horizon was also determined, and the design features of the intake structures were considered. According to the results of the analyses, natural and man-made causes of shifts in the quality of mineral waters were established. The recommendations provided on the possible regulation of the composition of mineral waters can be used to identify and solve problems of shifts in the qualitative composition at other mineral water sources during their exploitation. *Key words:* mineral water requirements, mineral water exploitation, shifts in mineral water quality, Zhobryn, Lisarnia, Polykhivka, Solonyi Lyman, Shaian mineral water sources.

© Погребний А.Л., Яковлєв В.В., Цуркан О.І., Олійник Н.П., Дмитренко Т.В., 2026
Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY 4.0

Постановка проблеми. Геологічне середовище України включає всі основні геологічні структури земної кори (платформні, гірськоскладчасті, перехідні), до яких приурочені родовища мінеральних вод різної категорії складності [1]. Одним із головних питань при геолого-економічній оцінці експлуатаційних запасів мінеральних вод (МВ) є вивчення їх якісного складу та його прогноз. Ефективність і доцільність тривалих медико-біологічних досліджень мінеральних вод для їхнього практичного використання цілком залежать від наявності достовірного прогнозу якості цих вод.

Як в Україні, так і на міжнародному рівні існує чітке розуміння критичної важливості стабільності хімічного складу мінеральних вод до початку їхнього комерційного використання. Це не просто рекомендація, а жорстка вимога, зумовлена міркуваннями безпеки та терапевтичної ефективності [2–5].

Проте в низці випадків досягнення стабільного якісного складу мінеральних вод є проблематичним через складність геологічних і гідрохімічних умов або недосконаліть конструкції каптажних споруд. Це зумовлює необхідність з'ясування причин зміни якості мінеральних вод під час експлуатації родовищ зі складними умовами формування, що приурочені до різних геологічних структур.

Актуальність дослідження. Результати численних спостережень свідчать, що проникнення солоної води в підземні джерела прісної води поблизу узбережжя залежить від кількох ключових чинників. Цей процес, відомий як сольове вторгнення, посилюється, коли обсяг води, що викачується зі свердловин, перевищує природне поповнення водоносного горизонту. Також значну роль відіграють особливості будови та розташування свердловин, а також геологічні характеристики самого водоносного горизонту. Ця проблема є глобальною та широко документованою в різних регіонах світу, що визначає актуальність прогнозування якості мінеральних вод при підготовці їхніх експлуатаційних запасів.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Дослідження є складовою частиною комплексних науково-дослідних робіт, спрямованих на охорону та раціональне використання підземних вод України. Отримані результати пов'язані з виконанням нормативно-правових завдань Водного кодексу України [6], Кодексу України про надра [7], Водної стратегії України на період до 2050 року [8], а також Закону України «Про питну воду та питне водопостачання» [9]. Практична реалізація запропонованих підходів сприяє забезпеченню екологічної безпеки регіонального водокористування та збереженню ресурсів підземних мінеральних вод під час їхнього освоєння.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Як зазначено вище, окреслена проблема має глобальний характер і детально висвітлена у світовій науковій практиці. Зокрема, вона спостерігається у Мексиці, де детальний огляд показує її масштаби у 17 прибережних штатах [10]. Вторгнення морської води, спричинене надмірним видобутком підземних вод, зафіксовано також у Південній Америці [11] та Австралії [12]. В Африці численні випадки проникнення морської води в прибережні водоносні горизонти зареєстровані, наприклад, у Марокко [13–16], Тунісі [17], Алжирі [18] та Дар-ес-Саламі [19, 20]. У Європі ця проблема добре задокументована вздовж узбережжя Північного [21, 22] та Середземного морів, включаючи архіпелаги Егейського моря [23–25].

Отже, актуальним є питання розробки та впровадження ефективних підходів для обґрунтування кондицій на мінеральні води родовищ підвищеної категорії складності.

Мета дослідження – встановлення причин зміни якісного складу мінеральних вод, що виникають під час експлуатації родовища зі складними умовами формування мінеральних вод, приурочених до різних геологічних структур.

Завданнями роботи є: 1. Аналіз отриманих матеріалів щодо особливостей геологічної будови, гідрогеологічних умов та динаміки якісного складу мінеральних вод родовищ, що досліджувалися. 2. Визначення причини змін показників якісного складу мінеральних вод: мінералізації, вмісту основних макрокомпонентів і специфічних біологічно активних компонентів та сполук під час експлуатації родовищ. 3. Формулювання висновків (в кожному випадку окремо) щодо усунення природних чи техногенних причин змін якості мінеральних вод.

Методологічне або загальнонаукове значення. Робота сприяє вдосконаленню методологічних підходів до оцінки та прогнозування динаміки якісного складу мінеральних вод у складних гідрогеологічних умовах. Виявлені закономірності та ефективні рішення для одного родовища можуть бути застосовані як модель для прогнозування та управління якістю МВ на інших родовищах зі схожими геологічними та гідрогеологічними умовами.

Викладення основного матеріалу. В даній статті розглянуті особливості природних умов формування та технічні аспекти експлуатації мінеральних вод п'яти родовищ: Шаянського та Лісарнянського (Закарпатська область), що знаходяться в межах Карпатської складчастої системи; Новотроїцького та Поліхівського (Дніпропетровська область), які розташовані в зоні зчленування південно-західного борту Дніпровсько-Донецької западини й Українського кристалічного масиву; а також Жобринського (Рівненська область), що розташоване у межах Волино-Подільського артезіанського басейну (рис. 1).

Для дослідження стабільності якості мінеральних вод та встановлення причин її змін, авторами було проведено комплексний аналіз даних, що включав:

1. ***Визначення та використання кондицій мінеральних вод.*** Дослідження базувалося на розумінні «кондицій мінеральних вод» – сукупності

 ISSN: 2306-9716 (Print), ISSN: 2664-6110 (Online)

встановлених вимог до їх якості. Особлива увага приділялася «Довідці про кондиції на мінеральні води», яка є обов'язковою частиною документації для затвердження запасів у Державній комісії України по запасах корисних копалин та отримання спеціального дозволу на користування надрами. Цей документ, що розробляється під час геолого-економічної оцінки експлуатаційних запасів, містить ключові показники якості МВ та рекомендований напрямок їхнього практичного використання згідно з медичним (бальнеологічним) висновком.

2. ***Збір та опрацювання вихідних даних.*** Для повноцінного аналізу були опрацьовані значні обсяги інформації, зокрема:

– бази даних геологічних підприємств України. Ці дані були отримані в процесі геолого-економічної оцінки запасів мінеральних вод на досліджуваних родовищах. Вони включали інформацію про геологічну будову, гідрогеологічні умови родовищ, на яких спостерігається зміна хімічного складу води;

– матеріали медико-біологічної оцінки МВ. Ці матеріали були виконані ДНП «Український науково-дослідний інститут реабілітації та курортології МОЗ України», що дозволило оцінити відповідність якості вод стандартам та їхню потенційну терапевтичну ефективність.

3. ***Методи аналізу.*** Застосовані методи дослідження включали:

– аналіз геологічної будови та гідрогеологічних умов родовищ: детально вивчалися геологічні розрізи, структурні особливості (розломи, тріщини), а також умови формування, живлення та дренажу водоносних горизонтів, де спостерігалися зміни хімічного складу води;

– аналіз часових рядів спостережень: зміни обсягів водовідбору зі свердловин, показників якісного складу МВ, включаючи мінералізацію, вміст основних макрокомпонентів (наприклад, Na^+, K^+, Ca^{2+}, Mg^{2+}, Cl^-, SO_4^{2-}, HCO_3^-) та специфічних біологічно активних компонентів та сполук (наприклад, Br, CO_2, H_3BO_3, Fe^{2+}+Fe^{3+}, H_2SiO_3);

– визначення складу води суміжних природних резервуарів: досліджувався хімічний склад вод інших водоносних горизонтів та поверхневих вод, які могли мати гідравлічний (фільтраційний) зв'язок з експлуатаційним горизонтом. Це дозволило ідентифікувати потенційні джерела впливу на якість МВ;

– розгляд конструктивних особливостей каптажів: аналізувалися проєктні та фактичні дані щодо конструкції свердловин (глибина, діаметр, матеріали обсадки, розташування фільтрів, цементування) для виявлення можливих недоліків, що сприяють зміні складу води.

На основі проведеного комплексного аналізу було сформульовано висновки щодо типових причин зміни якісних показників мінеральних вод у процесі



Рис. 1. Карта-схема розташування досліджених родовищ

експлуатації родовищ. Це дозволило запропонувати заходи щодо стабілізації цих показників у межах необхідних кондицій, що сприятиме сталому та ефективному використанню мінеральних вод.

Шаянське родовище мінеральних вод відноситься до третьої групи з дуже складною геологічною будовою. В геоструктурному відношенні родовище приурочено до південно-західної частини Солотвинської западини Закарпатського внутрішнього прогину. Через специфічність своєї геолого-структурної будови ця частина басейну являє собою складну гідравлічну систему з дуже анізотропними гідродинамічними й гідрохімічними параметрами. Головним елементом геологічної будови східної частини родовища є куполовидне інтрузивне тіло гранодіорит-порфірів (гора Великий Шаян), розбите тектонічними порушеннями. Мінеральні води родовища приурочені до зон тектонічних розривів регіонального характеру, які перетинають осадову товщу порід неогену та інтрузивні тіла. Основні запаси мінеральних вод пов'язані з зонами тектонічних порушень у масивах гранодіорит-порфірів (рис. 2).

Формування мінеральних вод Шаянського родовища обумовлене змішуванням підземних вод різного генезису. У верхній частині розрізу залягають прісні гідрокарбонатні кальцієві або натрієво-кальцієві води з мінералізацією переважно до 0,5 г/л. У нижній частині, в умовах утрудненого водообміну, мінералізація вод може досягати 10–15 г/л.

В таких умовах режим експлуатації підземних вод може суттєво вплинути на якісні показники мінеральних вод. При певному водовідборі зі свердловин компенсація їх витрат відбувається внаслідок поповнення із зони активного водообміну, що призводить до опріснення глибинних вод.

На даний час Шаянське родовище розробляється на трьох водозабірних ділянках: свердловини №№ 242-р та 4-К (санаторій «Шаян») та свердловина № 2-Д (ТОВ «Аква»).

Водозабірні ділянки між собою гідравлічно не пов'язані, оскільки розділяються водотривкими глинистими відкладами панонського ярусу та монолітними практично непроникними масивами магматичних порід.

За період експлуатації ділянки Шаянського родовища (1989–2019 рр.), де розташована свердловина № 242-р, мінералізація води знизилась з 4,0–4,4 г/л до 1,5–3,0 г/л, що призвело до необхідності перегляду кондиційних показників якості.

Аналіз графічних даних (рис. 3) свідчить, що збільшення водовідбору зі свердловини призводить до зменшення мінералізації води, вочевидь, внаслідок підтягування прісної води із зони активного водообміну.

На сучасному етапі води свердловини № 242-р охарактеризовано як вуглекислі кремнієві гідрокарбонатні натрієві з загальною мінералізацією 1,5–3,5 г/л. Подібна залежність хімічного складу МВ від обсягів водовідбору спостерігалася також і по свердловині № 4-К [26].

У свердловині № 2-Д при проведенні дослідних робіт (2020–2021 рр.) з переоцінки експлуатаційних запасів з обсягом водовідбору 31,4 м^3/добу також простежувалося поступове зниження загальної мінералізації води, внаслідок чого водовідбір було зменшено до 21,5 м^3/добу. Корегування водовідбору призвело до стабілізації гідрохімічних показників мінеральних вод, що було підтверджено семимісячним безперервним відкачуванням [27].

Мінеральні води свердловини № 2-Д класифіковано як вуглекислі кремнієві гідрокарбонатні, хло-

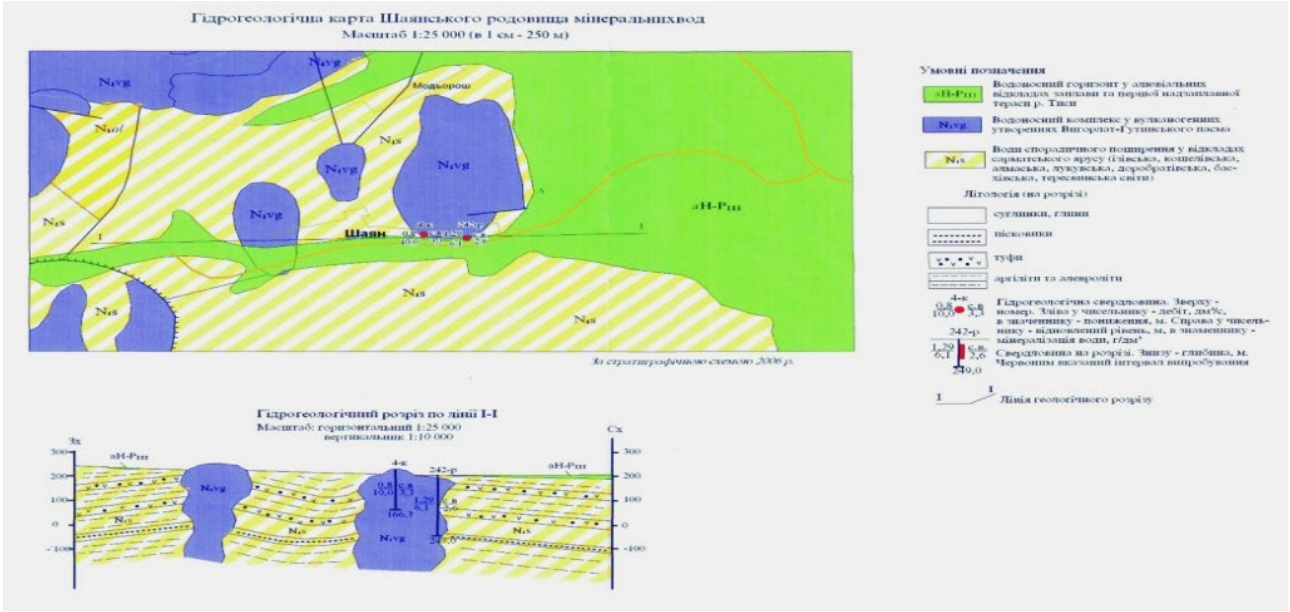


Рис. 2. Фрагмент гідрогеологічної карти Шаянського родовища мінеральних вод (за матеріалами ТОВ «Аква»)

 ISSN: 2306-9716 (Print), ISSN: 2664-6110 (Online)

ридно-гідрокарбонатні натрієві з мінералізацією 1,5–3,5 г/л, що містять ортоборну кислоту у межах концентрацій 10,0–70,0 мг/л.

Отримання стабільних показників якості МВ у свердловинах після корегування режиму та величини водовідбору дало змогу визначити кондиції щодо Шаянського родовища.

Таким чином, кондиції МВ Шаянського родовища залежать і можуть регулюватися величиною водовідбору.

Лісарнянське родовище за гідрогеологічним районуванням розташоване в південно-західній частині Закарпатського артезіанського басейну і характеризується складною гідравлічною системою з дуже анізотропними гідродинамічними та гідрохімічними параметрами. В межах покривного комплексу, а також донеогенових відкладах фундаменту, підземні води в більшості випадків розвинені спорадично і приурочені до зон тектонічної тріщинуватості або кори вивітрювання (туфів, андезитів, туфітів, андезито-дацитів).

Мінеральні води Лісарнянського родовища, які розкрито свердловиною № 11-Т в інтервалі глибин 560,0–1289,5 м, пов'язані з вулканогенними утвореннями вигорлатської світи неогену. Товщу порід представлено пошаровим заляганням андезитів, андезито-базальтів і туфів (рис. 4).

Продуктивний водоносний горизонт – напірний, води є самовиливними з дебітом 4,0–10,37 м^3/добу. Температура води на усті свердловини становить 19,0–21,0°С.

Гідродинамічні умови ділянки Лісарнянського родовища певним чином впливають на якісний склад мінеральних вод. Загальна мінералізація вод може коливатися у досить широких межах – від 0,76 г/л до 2,85 г/л, що ускладнює віднесення їх до певної бальнеологічної групи.

За результатами дослідних робіт [28] встановлено, що мінеральна вода Лісарнянського родовища має стабільні мінералізацію, макрокомпонентний склад і вміст метакремнієвої кислоти у режимі самовиливу і відкачування з

положенням п'єзометричного рівня від 22,05 м над устям до 3,8 м нижче устя й дебітом не нижче 4,0 м^3/добу. Закриття ж устя свердловини або природне зниження рівня призводить до припинення самовиливу та суттєвого підвищення мінералізації води.

Причиною збільшення мінералізації води в режимі закритої засувки є домінування тиску підземної води у тріщинах більш глибоких горизонтів. Інші тріщини з прісною водою при закритій засувці через відносно менший тиск води в них поглинають мінералізовану воду, і таким чином, при періодичному відкритті засувки ми маємо мінералізовану воду зі штучно утвореної інтрузії.

При відрегульованому режимі водовідбору мінеральні води мають стабільні показники якості й характеризуються як кремнієві слабко-маломінералізовані хлоридно-гідрокарбонатні натрієві.

Отже, для запобігання можливих змін складу мінеральних вод свердловини № 11-Т Лісарнянського родовища, її експлуатація має бути чітко врегульована за вищенаведеними гідродинамічними параметрами, відносно яких було розроблено кондиції та медичні показники щодо внутрішнього використання МВ у лікувальній практиці.

Поліхівське родовище у геоструктурному відношенні розташоване в зоні зчленування південно-західного борту Дніпровсько-Донецької западини й Українського кристалічного масиву. В районі родовища виділяють три структурні поверхи: нижній – докембрійський кристалічний фундамент, на ділянці залягає на дуже значних глибинах. Середній поверх

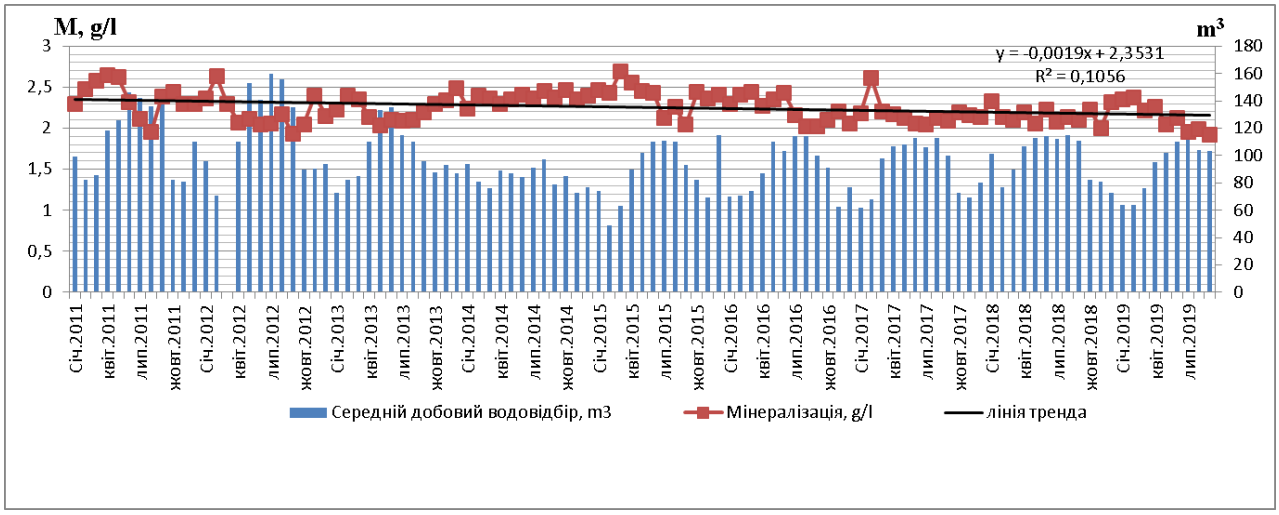


Рис. 3. Коливання загальної мінералізації МВ свердловини № 242-р залежно від обсягів відбору води (дані отримані авторами)

складений породами юрського, тріасового, девонського і кам'яновугільного віків, які розділені тектонічними порушеннями на ряд опущених і піднятих блоків різних порядків. Середній і нижній структурні поверхи відносяться до області ускладненого водообміну. Верхній структурний поверх, представлений утвореннями палеогенової й четвертинної систем, відноситься до зони активного водообміну. Наявні водоносні горизонти являють собою єдину водоносну товщу з єдиними умовами формування підземних вод, зі слабким гідравлічним взаємозв'язком із нижче залягаючими водоносними горизонтами.

Ділянка Поліхівського родовища розташована на території санаторію «Сонячний» (с. Вербки, Дніпропетровська область), гідромінеральні ресурси якого представляють природні лікувальні води двох типів з різним напрямком використання – для питного лікування (свердловина № 1375) та зовнішнього застосування (свердловина № 1359).

Свердловинами № 1375 та № 1359 розкрито водоносні горизонти й комплекси відповідно у відкладах палеогенової та кам'яновугільної систем, тобто пов'язані з різними зонами водообміну, що безпосередньо впливає на якість підземних вод.

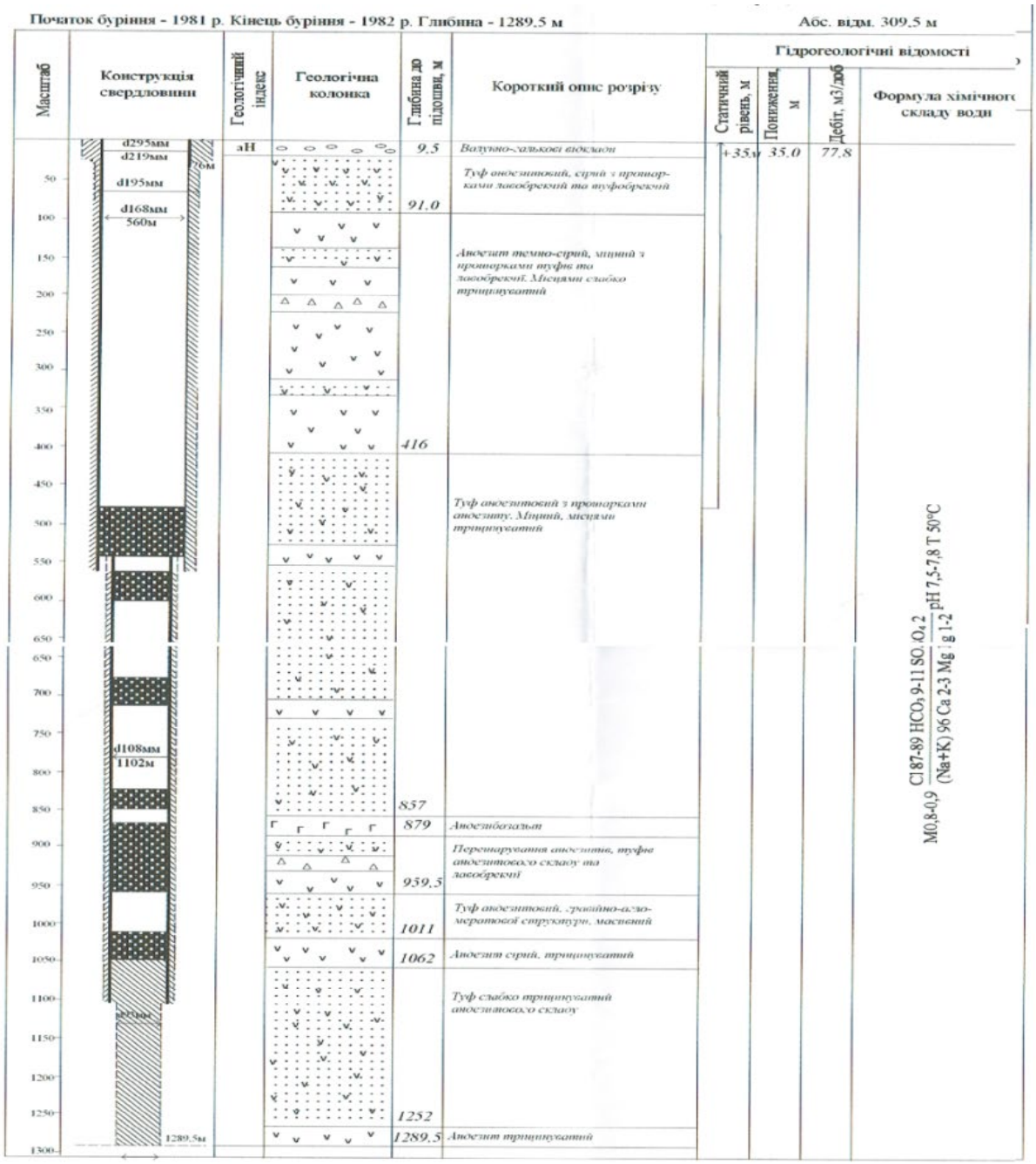


Рис. 4. Геологічний розріз та конструкція свердловини № 11-Т Лісарнянського родовища мінеральних вод

Впродовж експлуатації Поліхівського родовища хімічний склад МВ у свердловині № 1375 зазнав змін, які було виражено перерозподілом аніонів при стабільних показниках загальної мінералізації води [29]. Так, з 2020 р. хлоридний натрієвий склад води змінився на сульфатно-хлоридний, гідрокарбонатно-сульфатно-хлоридний натрієвий при мінералізації вод від 1,94 г/л до 2,46 г/л, що проілюстровано на рис. 5 і 6.

Причиною зміни хімічного складу вод могла бути недосконала конструкція свердловини (рис. 7). Так, при будівництві свердловини № 1375 для підвищення водопритоку у середній частині водовмісних бучацьких пісків була вимита каверна. Вірогідно, у процесі експлуатації відбулося розширення лійки (винос піску) до покрівлі горизонту, яка представлена міцним пісковиком. Це призвело до водопритоку з горизонту пісковику, в якому циркулюють води з суттєво більшим вмістом сульфатів.

З метою перевірки цієї гіпотези виконано хімічний аналіз води річки Самари, що протікає поблизу санаторію «Сонячний», де розташована свердловина № 1375. У результаті було виявлено, що річкові води практично однотипні таким у свердловині (сульфатно-хлоридні), але їх мінералізація у 2 рази більша (3,97 г/л). У покрівлі бучацького водоносного горизонту залягає регіональний водотрив у відкладах київської світи середнього еоцену, який при зниженні п'єзометричного рівня у робочій свердловині не забезпечує повної ізоляції експлуатаційного горизонту від річкових вод.

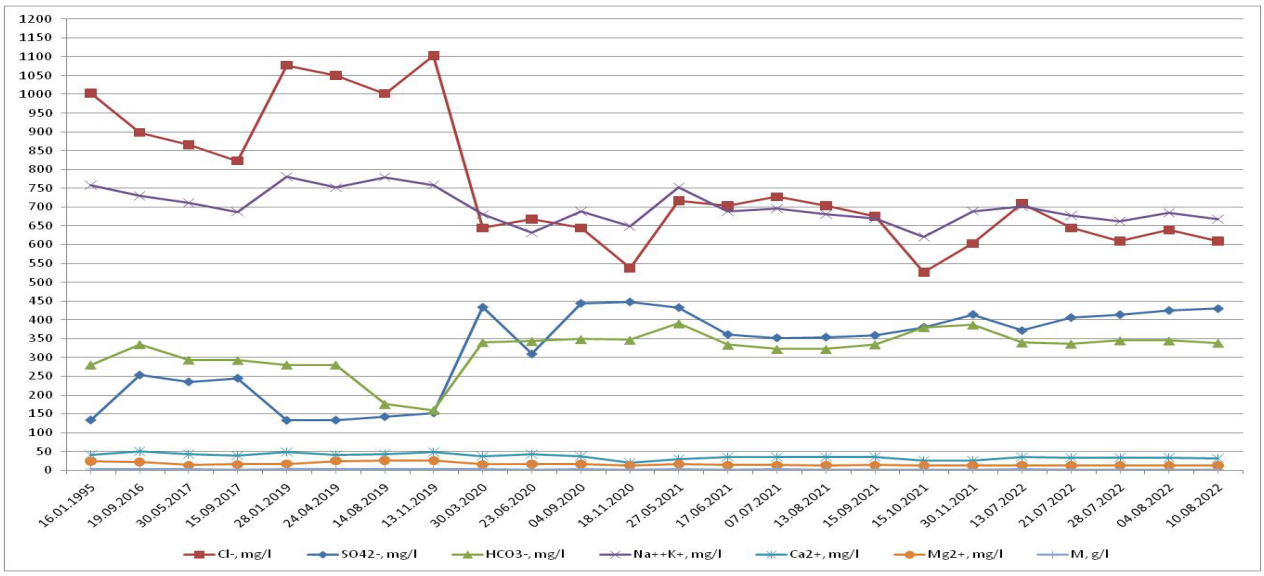


Рис. 5. Коливання загальної мінералізації та вмісту макрокомпонентів у мінеральних водах свердловини № 1375 Поліхівського родовища мінеральних вод

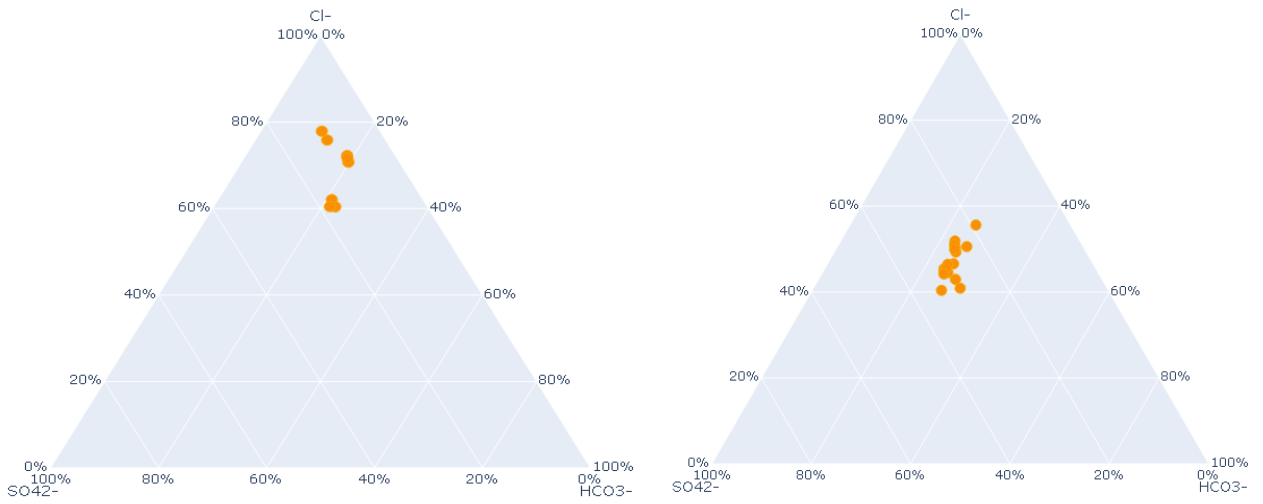


Рис. 6. Трикутна діаграма співвідношення аніонів у хімічному складі мінеральних вод Поліхівського родовища до (а) та після (б) 2020 року

Враховуючи зміни, що відбулися, а саме підвищення вмісту сульфат-іонів та зниження вмісту хлорид-іонів, а також можливість розвитку цього процесу надалі, показники кондицій складу МВ свердловини № 1375 було дещо розширено, але у межах їх ефективної біологічної дії.

Не менш складна ситуація склалася і при розробці кондицій на мінеральні води свердловини № 25е (с. Новотроїцьке, Дніпропетровська область)

Солонолиманського родовища, яке в геоструктурному відношенні також розташоване в зоні зчленування південно-західного борту Дніпровсько-Донецької западини й Українського кристалічного щита.

Свердловиною № 25е розкрито продуктивний водоносний комплекс у відкладах бучацького ярусу еоцену та дронівської світи нижнього тріасу (рис. 8). Водовмісну товщу порід складають піски еоцену, які залягають в інтервалі глибин 51,0–62,0 м, та піщано-галечні утворення тріасу в інтервалі 62,0–67,0 м. В покрівлі бучацького ярусу залягає потужна товща мергелястих глин київської світи еоцену, тобто водоносний комплекс захищено від водоносних горизонтів, які залягають вище. В підошві горизонту залягають відклади тріасу. Між відкладами двох різновікових товщ немає водотриву, тобто водоносні горизонти гідравлічно пов'язані.

Під час проведення геолого-економічної переоцінки експлуатаційних запасів мінеральних вод Солонолиманського родовища по свердловині № 25е було зафіксовано поступове зростання загальної мінералізації вод від 5,0 г/л до 15,0 г/л (довготривале відкачування), що змінює напрямок можливого використання МВ для лікувальних цілей – з внутрішнього на зовнішній [30]. Причиною цих змін була конструкція свердловини, якою сумісно каптовано підземні води різного складу у водоносних горизонтах бучацького ярусу еоцену та дронівської світи нижнього тріасу. Надалі мінералізація підземних вод з цієї свердловини змінювалася залежно від режиму водовідбору. Підвищення мінералізації пов'язане з підтоком більш

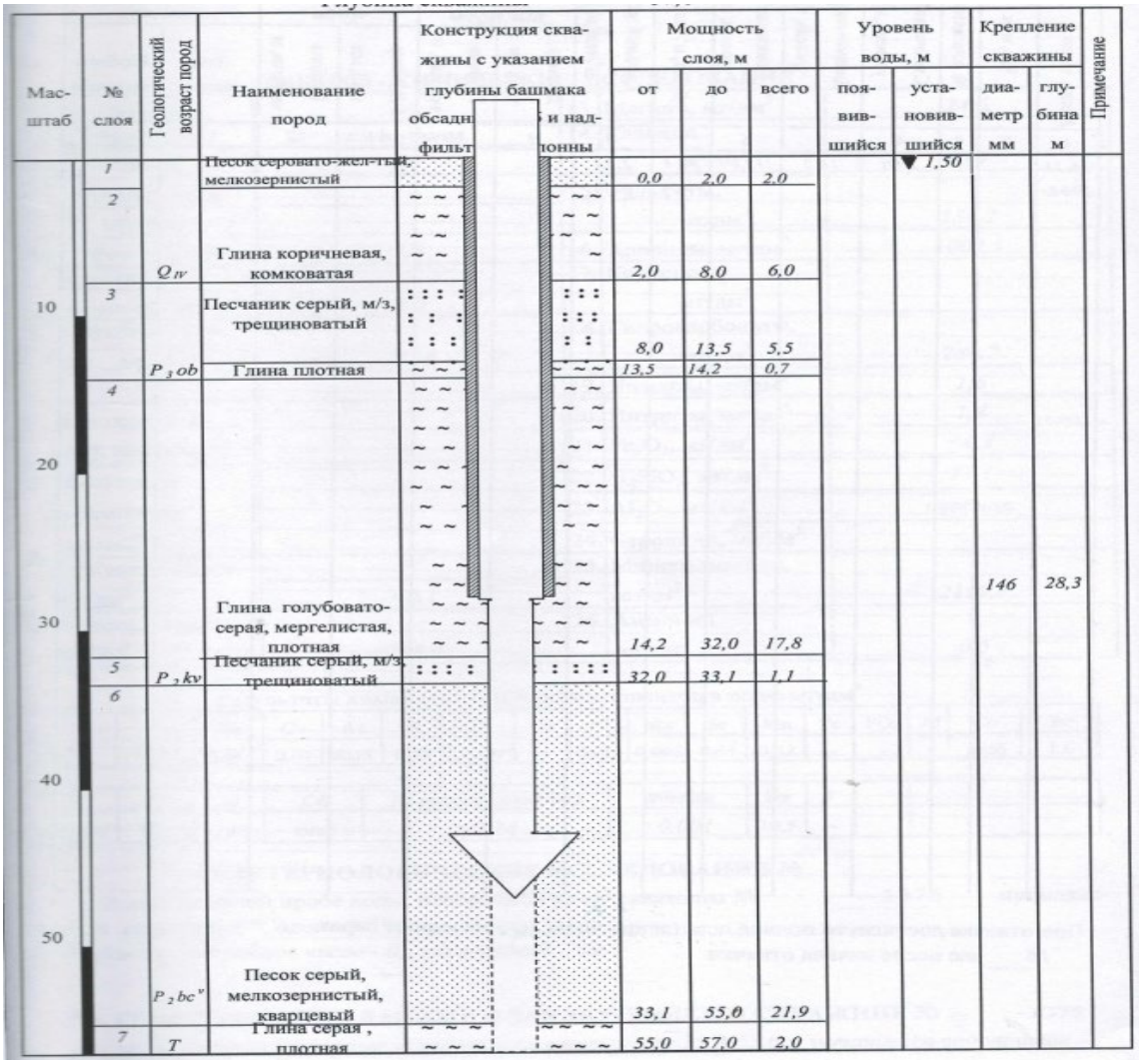


Рис. 7. Геологічний розріз та конструкція свердловини № 1375 Поліхівського родовища мінеральних вод

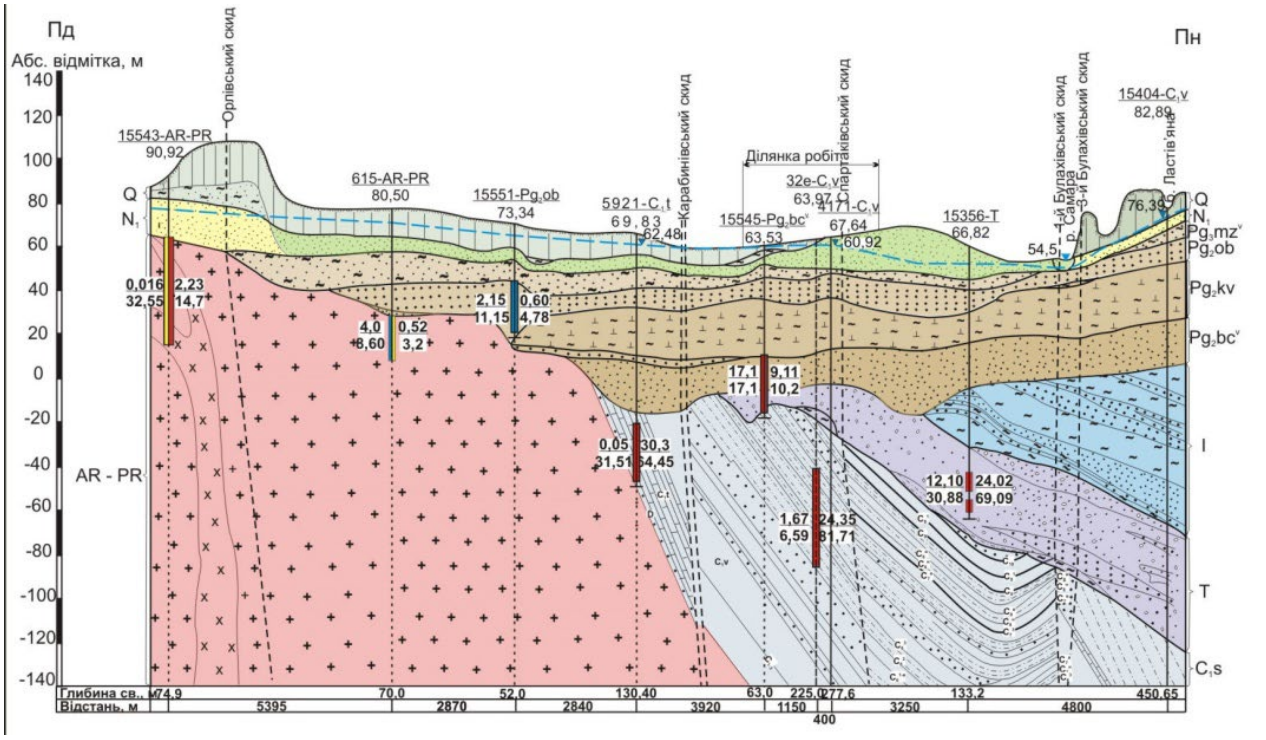


Рис. 8. Геологічний розріз Солоноліманського родовища мінеральних вод (за матеріалами ТОВ «Укргеологія», м. Київ)

мінералізованих вод з водоносного горизонту у відкладах дронівської світи нижнього тріасу.

З метою раціонального використання природних лікувальних ресурсів розроблено кондиції, які передбачають можливість комплексного використання мінеральних вод у лікувальній практиці як для внутрішнього, так і для зовнішнього застосування при дотриманні певних вимог Технологічної схеми експлуатації родовища – тобто регулювання експлуатаційного дебіту.

Жобринське родовище. Гідрогеологічні умови ділянки родовища визначаються її розташуванням в межах Волино-Подільського артезіанського басейну (рис. 9). Продуктивний водоносний комплекс, який розкрито в межах родовища, пов'язаний з товщею теригенних відкладів поліської серії середнього та верхнього рифею. Водовмісна товща представлена ритмічним перешаруванням теригенних порід – пісковиків, аргілітів та алевролітів. Наявність пачок аргілітів розділяє комплекс на окремі водоносні горизонти. Водозбагаченість відкладів залежить від ступеня тріщинуватості пісковиків та наявності непроникних шарів між ними, що зумовлює утворення в однорідній за літологічним складом товщі різних, не пов'язаних між собою водоносних горизонтів.

Схематично у складі поліських відкладів виділяються три водоносні горизонти. Перший – пов'язаний з верхньою частиною поліських відкладів, який містить переважно прісні води, характеризується високою водозбагаченістю і має розвиток до глибини 541,0–709,0 м. Другий горизонт як за водозбагаченістю, так і за хімічним складом води займає проміжне положення між горизонтами прісних та розсільних вод та залягає в інтервалах глибин 709,0–750,0 м. Третій водоносний горизонт приурочений до нижньої частини розрізу поліських відкладів, містить високонапірні хлоридні натрієві розсоли й розвинутий в інтервалі глибин 820,0–1200,0 м.

Верхні водоносні горизонти мають гідравлічний зв'язок. Живлення їх здійснюється за рахунок інфільтрації атмосферних опадів і перетікання з інших водоносних горизонтів. Водоносний горизонт середньої частини поліських відкладів відокремлений від нижньої частини потужним водотривким горизонтом, і його живлення значною мірою відбувається внаслідок латерального перетікання із суміжних територій.

На ділянці Жобринського родовища водоносний комплекс у відкладах рифею розкрито свердловиною № 2ре (с. Жобрин, Рівненська область) в трьох інтервалах глибин: 833–870 м, 930–974 м та 1060–1066 м (рис. 10) [31].

За узагальненою характеристикою МВ відносяться до бромних залізистих високомінералізованих-розсольних хлоридних натрієвих.

Об'єднаний каптаж декількох інтервалів залягання водовмісних порід з різним хімічним складом призводить до значних коливань загальної мінералізації вод (від 30,0 г/л до 60,0 г/л) та вмісту біологічно

активних компонентів, що потребує спеціальних підходів до режиму експлуатації свердловини для забезпечення потрібної їхньої лікувальної дії.

На даний час МВ свердловини № 2ре використовуються в санаторії «Червона калина» у розведеному стані для зовнішнього застосування, але не виключається можливість їх використання і в природному стані, а також у розведенні для внутрішнього застосування.

Отже, щодо МВ зі свердловини № 2ре Жобринського родовища були розроблені комплексні кондиції з перспективою розширення спектру медичного використання МВ.

Головні висновки. Проведений аналіз чітко демонструє, що зміна хімічного складу мінеральних вод під час експлуатації свердловин є прямим наслідком переходу режиму функціонування родовища з природного на техногенний. Цей перехід призводить до зміни напрямків руху підземних вод і порушення природного водного балансу експлуатаційного водоносного горизонту. Тобто, зміни в хімічному складі води відбуваються внаслідок підтягування води з суміжних водоносних горизонтів або водотривів. Темп цих змін безпосередньо залежить від режиму експлуатації, ємнісних і фільтраційних характеристик водоносних горизонтів і водотривів:

1. На родовищах з малою ємністю водоносних порід зміни хімічного складу води відбуваються за короткий період. Прикладом є Лісарнянське родовище, де суттєві зміни складу води після припинення самовиливу та його відновлення відбулися у межах місяця.

2. На родовищах з великою ємністю експлуатаційних горизонтів (наприклад, порово-пластовий бучацький горизонт Поліхівського родовища) суттєві зміни складу МВ, незалежно від джерела некондиційних вод, розтягуються на багато років.

Окрім ємності, темп зміни якості води суттєво залежить від конструктивних особливостей каптажних споруд (свердловин). Так, якщо свердловинами відкривається два водоносних горизонти (як у Солонолиманському та Жобринському родовищах) або більше окремих зон водопритоків (як у Лісарнянському родовищі), то зміни складу води відбуваються у малопрогнозованому режимі. Це підкреслює необхідність постійного та ретельного контролю якісних показників мінеральних вод.

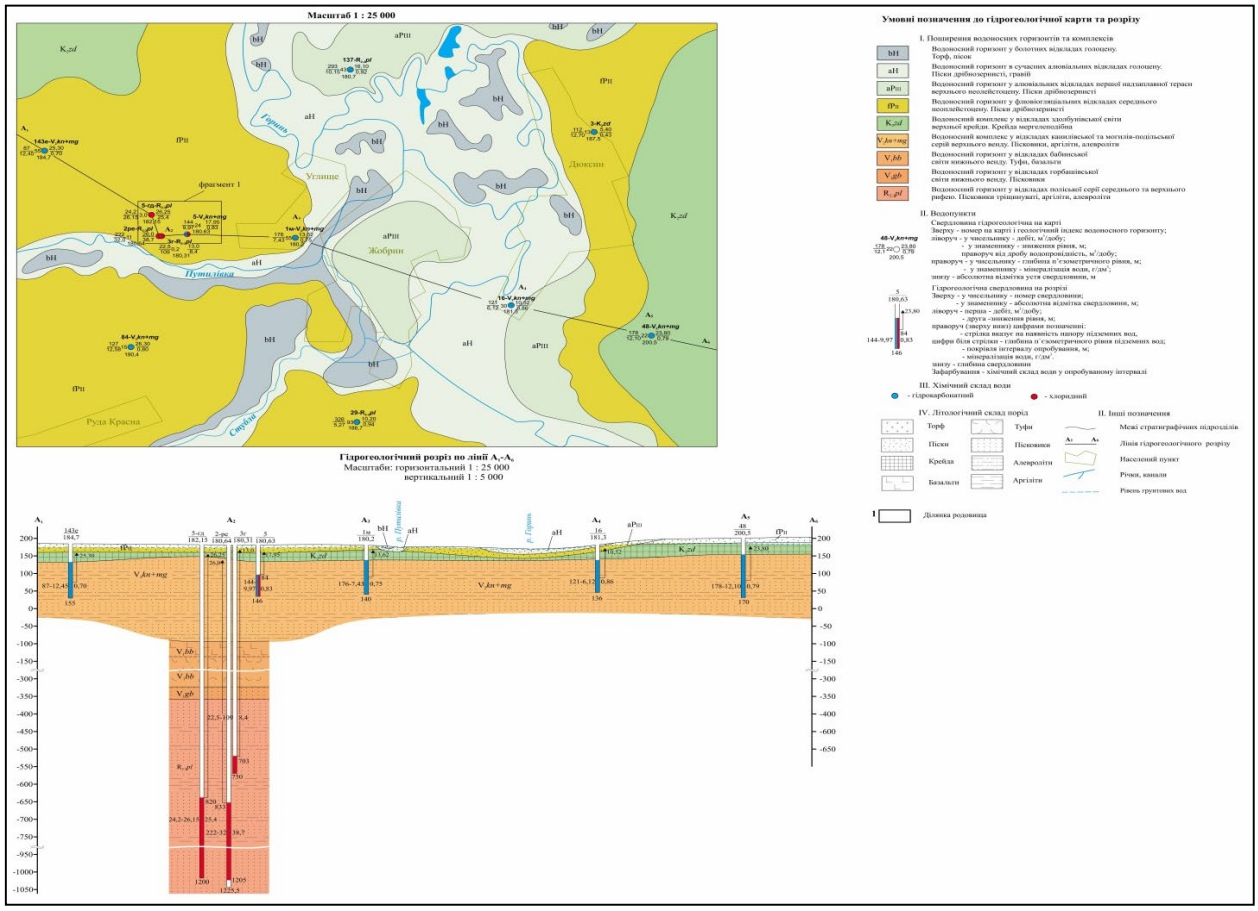


Рис. 9. Гідрогеологічна карта з розрізом ділянки Жобринського родовища мінеральних вод (за матеріалами ДП «Українська геологічна компанія», м. Рівне)

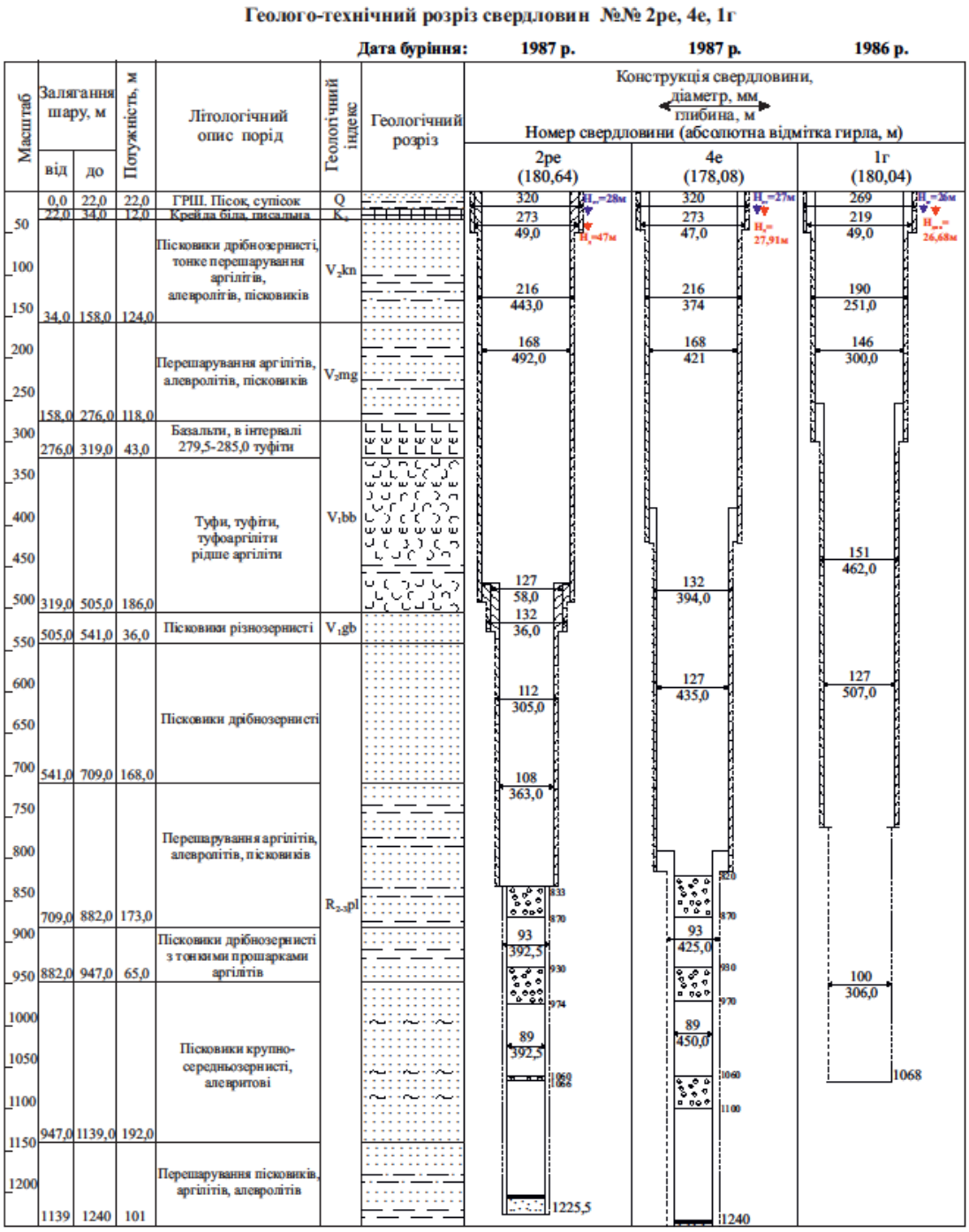


Рис. 10. Геологічний розріз і конструкція свердловини № 2ре

Попри складність прогнозування в таких випадках, наявність матеріалів достатньо тривалої експлуатації родовищ надає можливість:

1. Прогнозувати якісні характеристики підземних вод на основі аналізу часових рядів даних.

2. Розробляти рекомендації щодо раціональних режимів експлуатації, які мінімізуватимуть небажані зміни складу води.

3. Формулювати обґрунтовані кондиції якісного складу мінеральних вод, адаптовані до динамічних умов експлуатації родовищ підвищеної категорії складності.

Таким чином, для забезпечення стабільної якості МВ необхідно враховувати як гідрогеологічні характеристики родовища (ємність, фільтраційні характеристики, взаємозв'язок горизонтів), так і технічні особливості каптажних споруд, впроваджуючи безперервний моніторинг та адаптивні режими експлуатації.

Перспективи використання результатів дослідження. Отримані результати дослідження та сфор-

мульовані рекомендації можуть бути використані надрокористувачами й проєктними організаціями для стабілізації якісного складу мінеральних вод і запобігання їхньому техногенному забрудненню. Крім того, розроблений комплексний підхід слугуватиме методологічною базою під час проведення геолого-економічної оцінки та моніторингу аналогічних родовищ зі складними умовами формування мінеральних вод, приурочених до різних геологічних структур.

Література

1. Про затвердження Інструкції із застосування Класифікації запасів і ресурсів корисних копалин державного фонду надр до родовищ мінеральних підземних вод : Наказ Міністерства екології та природних ресурсів України від 14 берез. 2002 р. № 32. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0320-02 (дата звернення: 05.09.2026).
2. Про затвердження Порядку здійснення медико-біологічної оцінки якості та цінності природних лікувальних ресурсів, визначення методів їх використання : Наказ Міністерства охорони здоров'я України від 02 черв. 2003 р. № 243. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0752-03 (дата звернення: 07.09.2026).
3. Petraccia L., Liberati G., Masciullo S. G., Grassi M., Fraioli A. Water, mineral waters and health. *Clinical Nutrition*. 2006. Vol. 25, № 3. P. 377–385. DOI: https://doi.org/10.1016/j.clnu.2005.10.002
4. Directive 2009/54/EC of the European Parliament and of the Council of 18 June 2009 on the exploitation and marketing of natural mineral waters (Recast) (Text with EEA relevance). *Official Journal of the European Union*. 2009. L 164. P. 45–58. URL: http://faolex.fao.org/docs/pdf/eur88493.pdf (дата звернення: 10.09.2026).
5. Quattrini S., Pampaloni B., Brandi M. L. Natural mineral waters: chemical characteristics and health effects. *Clinical Cases in Mineral and Bone Metabolism*. 2017. Vol. 13, № 3. P. 173–180. DOI: https://doi.org/10.11138/ccmbm/2016.13.3.173
6. Водний кодекс України : Закон України від 06 черв. 1995 р. № 213/95-ВР. *Відомості Верховної Ради України*. 1995. № 24. Ст. 189. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/213/95-вр (дата звернення: 10.09.2026).
7. Кодекс України про надра : Закон України від 27 лип. 1994 р. № 133/94-ВР. *Відомості Верховної Ради України*. 1994. № 36. Ст. 340. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/132/94-вр (дата звернення: 10.09.2026).
8. Водна стратегія України на період до 2050 року : Розпорядження Кабінету Міністрів України від 09 груд. 2022 р. № 1134-р. *Урядовий кур'єр*. 2022. № 267. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1134-2022-р (дата звернення: 12.09.2026).
9. Про питну воду та питне водопостачання : Закон України від 10 січ. 2002 р. № 2918-III. *Відомості Верховної Ради України*. 2002. № 16. Ст. 112. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2918-14 (дата звернення: 12.09.2026).
10. Zha X., Hernandez H., Padilla F., et al. Status of seawater intrusion in Mexico: A review. *Journal of Hydrology: Regional Studies*. 2025. Vol. 57. Art. 102189. DOI: https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2025.102189
11. Bocanegra E., Da Silva G. C., Custodio E., et al. State of knowledge of coastal aquifer management in South America. *Hydrogeology Journal*. 2010. Vol. 18. P. 261–267. DOI: https://doi.org/10.1007/s10040-009-0520-5
12. Werner A. D. A review of seawater intrusion and its management in Australia. *Hydrogeology Journal*. 2010. Vol. 18. P. 281–285. DOI: https://doi.org/10.1007/s10040-009-0465-8
13. Steyl G., Dennis I. Review of coastal-area aquifers in Africa. *Hydrogeology Journal*. 2010. Vol. 18. P. 217–225. DOI: https://doi.org/10.1007/s10040-009-0545-9
14. Chaouni Alia A., El Halimi N., Walraevens K. Investigation de la salinisation de la plaine de Bou-Areg (Maroc nord-oriental). *Freshwater Contamination* / IAHS Publication. 1997. Vol. 243. P. 211–220. URL: https://biblio.ugent.be/publication/270355
15. El Halimi N., Chaouni Alia A., Beeuwsaert E., Walraevens K. Hydrogeological and Geophysical Investigation for Characterizing the Groundwater Reservoir in Saidia Plain (north-eastern Morocco). *Water*. 2018. Vol. 10, № 2. Art. 143. DOI: https://doi.org/10.3390/w10020143
16. Lamrini A., Beeuwsaert E., Walraevens K. Contribution to the characterization of the Martil Coastal Aquifer System. Development of Water Resource Management Tools for Problems of Seawater Intrusion and Contamination of Fresh-Water Resources in Coastal Aquifers / Walraevens, K. (ed.). Gent : Ghent University, 2000. P.76-81. URL: https://biblio.ugent.be/publication/139857
17. Kouzana L., Ben Mammou A., Felfoul M. S. Seawater intrusion and associated processes: Case of the Korba aquifer (Cap-Bon, Tunisia). *Comptes Rendus Géoscience*. 2009. Vol. 341, № 1. P. 21–35. DOI: https://doi.org/10.1016/j.crte.2008.09.008
18. Imerzoukene S., Walraevens K., Feyen J. Salinization of the coastal and eastern zones of the alluvial and unconfined aquifer of the Mitidja Plain (Algeria). *Proceedings of the 13th Salt Water Intrusion Meeting* (Cagliari, Italy, 5–9 June 1994). Cagliari, 1994. P. 163–175. URL: http://www.swim-site.nl/pdf/swim13/20120516104646388.pdf
19. Van Camp M., Mjemah I. C., Alfarrah N., Walraevens K. Modeling approaches and strategies for data-scarce aquifers: Example of the Dar es Salaam aquifer in Tanzania. *Hydrogeology Journal*. 2013. Vol. 21. P. 341–356. DOI: https://doi.org/10.1007/s10040-012-0908-5
20. Walraevens K., Mjemah I. C., Mtoni Y., Van Camp M. Sources of salinity and urban pollution in the Quaternary sand aquifers of Dar es Salaam, Tanzania. *Journal of African Earth Sciences*. 2015. Vol. 102. P. 149–165. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2014.11.003
21. Oude Essink G. H. P. Saltwater intrusion in 3D large-scale aquifers: a Dutch case. *Physics and Chemistry of the Earth, Part B: hydrology, oceans and atmosphere*. 2001. Vol. 26. P. 337–344. DOI: https://doi.org/10.1016/S1464-1909(01)00016-8
22. Vandenbohede A., Walraevens K., De Breuck W. What does the interface on the fresh-saltwater distribution map of the Belgian coastal plain represent? *Geologica Belgica*. 2015. Vol. 18, № 1. P. 31–36. URL: https://biblio.ugent.be/publication/8030743
23. Alcala F. J., Custodio E. Using the Cl/Br ratio as a tracer to identify the origin of salinity in aquifers in Spain and Portugal. *Journal of Hydrology*. 2008. Vol. 359, № 1/2. P. 189–207. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.06.028
24. Custodio E. Coastal aquifers of Europe: An overview. *Hydrogeology Journal*. 2010. Vol. 18, № 1. P. 269–280. DOI: https://doi.org/10.1007/s10040-009-0496-1

25. De Montety V., Radakovitch O., Vallet-Coulomb C. Origin of groundwater salinity and hydrochemical processes in a confined coastal aquifer: Case of the Rhône delta (Southern France). *Applied Geochemistry*. 2008. Vol. 23, issue 8. P. 2337–2349. DOI: https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2008.03.011
26. Бабов К. Д., Погребний А. Л. Обґрунтування довідки про кондиції на мінеральні води свердловин № 4-К та № 242-Р с. Шаян Хустського району Закарпатської області на етапі переоцінки експлуатаційних запасів ділянки Шаянського родовища : звіт / ДУ «Укр. НДІ МР та К МОЗ України». Одеса, 2019. 91 с. № держреєстрації: 0119U003542.
27. Цуркан О. І., Погребний А. Л. Обґрунтування довідки про кондиції на мінеральні води свердловини № 2-Д с. Шаян Хустського району Закарпатської області (ділянка Шаянського родовища) на етапі переоцінки експлуатаційних запасів : звіт / ДУ «Укр. НДІ МР та К МОЗ України». Одеса, 2022. 44 с. № держреєстрації: 0121U114033.
28. Бабов К. Д., Цуркан О. І., Погребний А. Л. Обґрунтування та розробка довідки про кондиції на мінеральні води свердловини № 11-Т Лісарнянського родовища Мукачівського району Закарпатської області : звіт / ДУ «Укр. НДІ МР та К МОЗ України». Одеса, 2020. 42 с. № держреєстрації: 0120U003531.
29. Цуркан О. І., Погребний А. Л. Обґрунтування довідки про кондиції на мінеральні води свердловин № 1375 та № 1359 с. Вербки Павлоградського району Дніпропетровської області : звіт / ДУ «Укр. НДІ МР та К МОЗ України». Одеса, 2022. 71 с. № держреєстрації: 0121U112707.
30. Цуркан О. І., Олійник Н. П. Обґрунтування довідки про кондиції на мінеральні води свердловини № 25е с. Новотроїцьке Новомосковського району Дніпропетровської області : звіт / ДУ «Укр. НДІ МР та К МОЗ України». Одеса, 2021. 47 с. № держреєстрації: 0119U003528.
31. Бабов К. Д., Цуркан О. І., Погребний А. Л. Обґрунтування довідки про кондиції на мінеральні води свердловини № 2ре с. Жобрин Рівненського району Рівненської області на етапі повторної оцінки експлуатаційних запасів : звіт / ДУ «Укр. НДІ МР та К МОЗ України». Одеса, 2021. 42 с. № держреєстрації: 0120U003430.

Дата першого надходження статті до видання: 20.10.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 04.11.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 23.11.2026

UDC 628.33
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.6-69.25

ENVIRONMENTAL ASPECTS OF WATER TREATMENT AT MODERN INDUSTRIAL ENERGY FACILITIES

Fedenko Yu.M. (orcid.org/0000-0002-8599-1717)
Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute
Peremogy Ave., 37, 03056, Kyiv
fedenkoyura@ukr.net

The need for water treatment in industrial applications is extremely pressing, both to ensure reliable and highly efficient production and to create favorable environmental conditions for operations. In today's rapidly evolving world, increasingly stringent requirements are being imposed on the quality of water for various purposes. Depending on the intended use of the water, these requirements are regulated by various normative documents: national standards, technical specifications, and so on. When planning and subsequently implementing water treatment technologies at enterprises, it is necessary to address several complex and important challenges. One such challenge is ensuring maximum efficiency of the technological process, that is, ensuring production conditions that enable the manufacture of products of the required quality and in sufficient quantities. Technological advancements, including those in water treatment, primarily affect the production cost of finished goods. Therefore, Ukrainian and, undoubtedly, global enterprises strive to equip their production facilities with advanced water treatment and purification systems that ensure high-quality treated water while remaining economically viable. Thus, the efficiency of water treatment and water preparation, along with a stable water supply, are important aspects of modern, highly efficient, and advanced manufacturing operations. High water consumption is characteristic of virtually all industrial sectors. Each industrial enterprise is equipped with an industrial water treatment system that precisely meets the water quality requirements of its specific sector. Thus, to ensure strict compliance of water quality with the necessary technological parameters of a given enterprise, it is extremely important to implement an effective and, at the same time, economically viable industrial water treatment system. *Key words:* water treatment, pollutants, industrial needs, energy enterprises, industry-specific enterprise.

Екологічні аспекти водопідготовки на сучасних промислових підприємствах енергетичного профілю. Феденко Ю.М.
Необхідність підготовки води для промислових потреб є вкрай актуальною, як для забезпечення надійного і високоефективного виробництва, так і для створення сприятливих екологічних умов його роботи. В сучасному світі, який динамічно розвивається, до якості води різного призначення висуваються все більш жорсткі вимоги. Ці вимоги регламентуються, в залежності від сфери використання води, різноманітними нормативними документами: державними стандартами, технічними умовами тощо. Під час планування і подальшого впровадження на підприємствах технологій водоочищення необхідно вирішувати низку складних і важливих завдань. Одним із таких завдань є забезпечення максимальної ефективності технологічного процесу, тобто забезпечення таких умов функціонування виробництва, завдяки яким можливо випускати продукцію належної якості і в достатній кількості. Розвиток технологій, зокрема й водних, в першу чергу відбивається на собівартості готової продукції. Тому українські і, безперечно, світові підприємства намагаються забезпечити свої виробничі потужності такими передовими системами водопідготовки та водоочищення, які б забезпечували високу якість очищеної води і при цьому були б економічно обґрунтованими. Таким чином, ефективність водоочищення та водопідготовки разом із стабільним водозабезпеченням та водопостачання є важливими аспектами сучасних високоефективних і передових виробництв. Активне споживання води характерне практично для всіх промислових галузей. Кожне галузеве підприємство оснащується такою промисловою системою водопідготовки, яка точно відповідає вимогам до якості води в певному сегменті. Таким чином, для досягнення суворої відповідності якості води необхідним технологічним параметрам певного підприємства, є вкрай важливим реалізувати ефективну і в той же час економічно обґрунтовану промислову водопідготовку. *Ключові слова:* водопідготовка, полютанти, промислові потреби, підприємство енергетичного профілю, галузеве підприємство.

Introduction. At first glance, the term "water treatment" seems simple and straightforward. However, it encompasses a wide variety of tasks and methods for addressing them. Industrial water treatment is of great importance for nearly all of today's technological processes, which are focused on maximizing the quality and full utilization of resources. It must be highly efficient, comprehensive, and professional. It encompasses a wide range of water treatment technologies for both drinking and industrial purposes. Water is treated to remove iron, softened, disinfected, and its taste and odor characteristics are improved, while the concentration of pesticides, radioactive contaminants, and other substances is reduced. The capacity of an industrial water treatment system can range from 100 liters to several hundred cubic meters per hour. Water is supplied to industrial facilities from various sources: rivers, lakes, groundwater, municipal water mains, and so on. Water treatment systems can be operated both within the city and outside its boundaries [1]. The main thing is that they effectively remove substances of various sizes dissolved in the water, and that the facility receives an effluent that meets all requirements, regulations, and standards. The following types of water treatment are distinguished:

© Fedenko Yu.M., 2026
Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY 4.0

local. Shallow water treatment addresses specific technological processes according to their characteristics and requirements. It involves the removal of iron and mechanical impurities using regenerative treatment methods, often combined with settling and filtration. Not all impurities are removed because of this treatment; general treatment. This method handles virtually all impurities and provides comprehensive water supply to all areas of the enterprise, including wastewater treatment. Water that has undergone such treatment is discharged into water bodies, so its purification must prevent harm to the ecosystem. In addition, water treatment is generally divided into domestic and industrial categories. Domestic water treatment (which should be noted, is somewhat simpler and less costly) is characterized by a pronounced regional principle (proximity of consumers and service specialists, and territorial ties to watersheds). It is not uncommon for there to be specific technological nuances not typical of other regions. Industrial water treatment is a completely different matter, more complex and, naturally, more expensive [2, 3]. There are no standard solutions here. This is a case where individual qualitative and quantitative parameters take priority. This field has its own specific characteristics and requires a professional approach. Regional factors are of little significance. Guarantees for all necessary parameters are specified in a personalized contract. This allows us to achieve a balance in the quality-practice-price chain. Industrial water treatment must ensure precise compliance with technological requirements, considering the quality parameters of the source water, including filtration rate, contact time, redundancy of technical equipment, safety of use, and so on.

Review and analysis of the main pollutants in water used for the energy sector. The key challenges of water treatment at industrial facilities are determined by the composition of the water supply. Considering this, let's consider two points: Water hardness, or the content of dissolved alkaline earth metals, primarily calcium and magnesium referred to as hardness salts. Hardness salts are particularly hazardous in processes involving water heating. Because of them, the surfaces of equipment in general, and heating elements in particular, become coated with a hard deposit that is difficult to remove and, over time, turns into scale (calcium deposits that adhere firmly and gradually increase in volume) [4, 5].

This is precisely what leads to reduced thermal conductivity, increased fuel and energy consumption, overheating of equipment, rapid breakdowns, and emergencies. To remove scale that has already been formed, it is necessary to purchase and use special cleaning agents. Acid solutions work quite well for this task, including hydrochloric, sulfuric, sulfamic, orthophosphoric, adipic, and several other acids dissolved in water at specific concentrations. Less aggressive cleaning gels are also effective. However, each cleaning session entails new expenses and downtime. Moreover, if something is done incorrectly (for example, choosing a cleaner incompatible with the equipment's materials or miscalculating concentration), it can accelerate equipment failure [6–8].

The best solution to this problem on an industrial scale is the installation of special water-softening filters. Presence of corrosive impurities. Corrosive impurities, various gases, acids, and salts, including sulfates, chlorides, oxygen, carbon dioxide, and others, when present in excess, catalyze corrosion processes on the surfaces of machinery and in piping systems, leading to rapid clogging and damage. Such problems are addressed through various types of degassing, comprehensive water treatment, pH adjustment, iron removal, and demineralization. In general, for the most effective water treatment at industrial facilities, it is important to have a thorough understanding of all possible types of contaminants that affect water quality and the methods for combating them: mechanical. Fine, insoluble impurities in the form of silt, sand, clay, and sludge [9].

The presence of inert debris degrades the quality and organoleptic properties of the water and adversely affects its physical and chemical parameters. Over time, suspended particles form a sediment that blocks the cross-sections of water supply pipes, leading to system failures. Mechanical impurities are removed through sedimentation and filtration. The equipment used for this purpose (settling tanks and filters) can vary widely, but the principle of operation is the same: mechanical sedimentation under the influence of gravity and pressure filtration; chemical methods. Dissolved substances present in water in significant quantities (the hardness salts, as well as iron and organic compounds). Bringing salt levels down to acceptable values in industrial water treatment focuses on mandatory treatment with ion-exchange resins, which results in the removal of excess calcium and magnesium ions from the water (softening). To remove iron, manganese, or non-ferrous metal ions, oxidation is carried out by bubbling oxygen into the water, followed by the precipitation of insoluble forms at the bottom of the tank or reservoir [10–12].

The process is accelerated using coagulants, which aggregate fine particles into larger particles that can be filtered or settled. To remove organic impurities, oxidation is performed using ozone, chlorine, and other powerful oxidizing agents. Surfactants are effectively removed by sorption filters, such as those containing activated carbon. Mineralization is normalized using reverse osmosis technology, which is based on the membrane principle. The pore size of the membranes is so small that only water molecules and dissolved gases can pass through them. This acts as an excellent barrier against mineral impurities. These impurities remain in special compartments until they are discharged into the drainage system; bacterial contaminants. This refers to bacteria and microbes that can cause infectious diseases in humans and animals [13, 14].

Chlorine, fluorine, and ozone are most used for water disinfection. One of the common, relatively new options is ultraviolet treatment, which effectively eliminates pathogenic microorganisms; radioactive contaminants. These are ions of radioactive metals (strontium, cesium, osmium) that contaminate the water. Fortunately, such contaminants are quite rare. When it comes to typical industrial water treatment, the decontamination stage is not included. This issue is addressed infrequently, not universally, and, for the most part, on a case-by-case basis [15].

The operations of power generation companies inherently require enormous amounts of water. This is arguably the most water-intensive industrial sector. Most of the water (more than 90%) is used to operate various cooling systems (turbine condensers, air and oil coolers, etc.). It serves as a heat transfer fluid and is often the working fluid in power plants. It is used to generate steam. For different types of boilers and operating pressures, the quality of the feedwater affects the quality of the water in the boiler after evaporation (boiler water) in different ways, as well as the frequency of blowdowns, which in turn determines the likelihood of salt deposits forming on the inner surfaces of the tubes, deposits that lead to excessive gas consumption. If the power generation system includes turbine units, the requirements for feedwater are even higher, as deposits may also form on the turbine blades during electricity generation [16].

Effective water treatment in such cases prevents or at least minimizes the overconsumption of natural gas required to generate the necessary energy. Wastewater at power facilities consists of any water flows removed from the cycle. This includes not only discharge water from cooling systems, but also water from steam generation systems, spent chemical solutions used for flushing and equipment preservation, regeneration and rinse streams from water treatment plants, materials containing petroleum products, as well as solutions and suspensions generated during the cleaning of heating surfaces [17]. The primary objective of water treatment at power plants is water desalination (partial or deep), the purpose of which is to remove impurities that cause deposits on heat exchange surfaces and equipment corrosion. Technological methods used include neutralization, flotation, sorption, coagulation, and flocculation. Water mixtures are settled, dewatered, and disinfected. Mechanical and biochemical treatment are also relevant here [18]. However, ion exchange technologies and evaporators are currently considered somewhat outdated in this context. Among their drawbacks are environmental unfriendliness, high energy consumption, and low automation. The latest trend is membrane-based technological solutions based on the principles of nanofiltration and reverse osmosis, or combined systems integrated with traditional methods [19–21].

Choosing the right technology is the most important prerequisite for the reliable operation of power plants, savings on operating costs, and a reduction in harmful environmental impacts. Thermal power plants naturally face heightened safety requirements, which depend in no small part on the quality of feedwater and recirculating water [22]. Proper water treatment is one of the key factors in preventing inefficiency and hazards. When performed correctly, it creates a barrier against scale formation, corrosion, and iron oxide deposits, thereby helping to address significant operational challenges.

Conclusions. The quality of water used by industrial enterprises largely determines the quality of the products they manufacture. Water purity must be monitored. If the water does not meet technical requirements, the production area dedicated to water treatment must be improved. Various filters (sedimentation, adsorption, mechanical), continuous-action water softening systems, dosing systems, disinfection systems, and other equipment are essential for achieving high-quality results.

Water contaminants can be highly diverse, and the choice of a water treatment method for a specific industrial facility depends primarily on the intended use of the water within its production facilities.

At thermal power plants, heightened safety requirements are naturally imposed, which depend in no small part on the quality of feedwater and recirculating water. Proper water treatment is one of the key factors in preventing inefficiency and hazards. When performed correctly, it creates a barrier against scale formation, corrosion, and iron oxide deposits, thereby helping to solve significant operational challenges.

References

1. Li X., He Y., Liu Z. Water-energy nexus in thermal power plants: A comprehensive review of water treatment technologies. *Energy Conversion and Management*. 2019. Vol. 198. P. 111802. DOI: 10.1016/j.enconman.2019.111802.
2. Schinkel L., Corominas L., Risch E. Water management and treatment strategies in the energy sector: A global perspective. *Water Research*. 2020. Vol. 175. P. 115689. DOI: 10.1016/j.watres.2020.115689.
3. Zhang Y., Wang L., Zhao X. Advanced membrane technologies for produced water treatment in oil and gas production. *Journal of Membrane Science*. 2021. Vol. 620. P. 118854. DOI: 10.1016/j.memsci.2021.118854.
4. El-Ghonemy A.M. Performance analysis of solar thermal water desalination systems. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 2012. Vol. 16. P. 1184–1201. DOI: 10.1016/j.rser.2011.11.004.
5. Brodie R., Cooper P. Zero liquid discharge systems for coal-fired power plants: Technical and economic evaluation. *Applied Thermal Engineering*. 2017. Vol. 114. P. 820–829. DOI: 10.1016/j.applthermaleng.2016.12.012.
6. Fendhafiz M., Al-Ghamdi S.G. Environmental footprint of water treatment technologies in thermal power plants. *Journal of Cleaner Production*. 2019. Vol. 209. P. 1312–1325. DOI: 10.1016/j.jclepro.2019.209.1312.

7. Vengosh A., Jackson R.B. A critical review of the risks to water resources from unconventional shale gas development and hydraulic fracturing. *Environmental Science & Technology*. 2014. Vol. 48. P. 8334–8348. DOI: 10.1021/es405118y.
8. Chen X., Wang Y., Zhang L., Liu H. Advanced membrane processes for produced water purification in the oil and gas industry: A review. *Desalination*. 2023. Vol. 668. P. 121245. DOI: 10.1016/j.desal.2023.121245.
9. Abdelfattah I., El-Shamy A.M. Review on the escalating imperative of zero liquid discharge (ZLD) technology for sustainable water management and environmental resilience. *Journal of Environmental Management*. 2023. Vol. 348. P. 119280. DOI: 10.1016/j.jenvman.2023.119280.
10. Zhang Y., Li P., Xu J., Zhao M. Forward osmosis and membrane distillation hybrid systems for oilfield produced water reuse. *Desalination*. 2023. Vol. 549. P. 116340. DOI: 10.1016/j.desal.2023.116340.
11. Sharma P., Tripathi S., Chandra R. Phytoremediation integrated with electrochemical treatment for heavy metal removal from coal power plant effluents. *Journal of Water Process Engineering*. 2023. Vol. 51. P. 103411. DOI: 10.1016/j.jwpe.2023.103411.
12. Martinez J., Leon E., Baena-Moreno F. Techno-economic analysis of a membrane-hybrid process as a novel low-energy alternative for zero liquid discharge systems. *Energy Conversion and Management*. 2023. Vol. 280. P. 116801. DOI: 10.1016/j.enconman.2023.116801.
13. Patel S., Desai K., Mehta R. Synergistic catalytic ozonation for recalcitrant organic removal from petroleum refinery wastewater. *Separation and Purification Technology*. 2023. Vol. 306. P. 122610. DOI: 10.1016/j.seppur.2023.122610.
14. Liu K., Dong H., Zhao L. Energy-efficient capacitive deionization for low-salinity boiler feedwater production. *Water Research*. 2023. Vol. 230. P. 119560. DOI: 10.1016/j.watres.2023.119560.
15. Li H., Zhao Y., Sun Q., Wang X. Membrane distillation for Produced Water treatment in unconventional energy extraction: Performance and scaling control. *Desalination*. 2024. Vol. 571. P. 117105. DOI: 10.1016/j.desal.2024.117105.
16. Rahman M.M., Islam M.S., Kim J. Electrochemical degradation of organic contaminants in oil-field produced water: Mechanism and energy efficiency. *Chemical Engineering Journal*. 2024. Vol. 480. P. 148120. DOI: 10.1016/j.cej.2024.148120.
17. Zhao L., Zhou Y., Chen M. Solar-driven interfacial evaporation for zero liquid discharge in energy-intensive wastewater treatment. *Nano Energy*. 2024. Vol. 120. P. 109150. DOI: 10.1016/j.nanoen.2024.109150.
18. Park J.H., Kim S.H., Choi Y. Electrodialysis reversal process for scaling prevention in geothermal energy water treatment. *Geothermics*. 2024. Vol. 116. P. 102840. DOI: 10.1016/j.geothermics.2024.102840.
19. Kim D., Lee S., Park C. Microfiltration-reverse osmosis pilot system for high-purity makeup water generation in gas-turbine combined cycle power plants. *Desalination and Water Treatment*. 2025. Vol. 318. P. 100240. DOI: 10.1080/19443994.2025.100240.
20. Al-Qahtani M., Al-Jazairi S., Al-Ghamdi A. Advanced oxidation and membrane bioreactor hybrid treatment for produced water recycling in steam-assisted gravity drainage operations. *Fuel*. 2025. Vol. 358. P. 130110. DOI: 10.1016/j.fuel.2025.130110.
21. Huang G., Wang X., Liu C. Recent advances in zero discharge treatment technologies for desulfurization wastewater in coal-fired power plants. *Processes*. 2025. Vol. 13, No. 4. P. 982. DOI: 10.3390/pr13040982.
22. Fernandez-Perez A., Ruiz-Gomez M., Lopez-Lopez A. Integration of green hydrogen production with industrial wastewater purification in the power sector. *International Journal of Hydrogen Energy*. 2025. Vol. 52. P. 415–426. DOI: 10.1016/j.ijhydene.2025.415.

Дата першого надходження статті до видання: 06.10.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 04.11.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 23.11.2026

УДК 574:556.11
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.6-69.26

ЕФЕКТИВНІСТЬ ВИКОРИСТАННЯ РИБ БІОМЕЛІОРАТОРІВ (HYPOPHTHALMICHTHYS MOLITRIX, ТА ГИБРИДУ H. molitrix × H. nobilis) ДЛЯ ЗМЕНШЕННЯ ОРГАНІЧНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ПРИДУНАЙСЬКИХ ОЗЕР

Шекк П.В. (orcid.org/0000-0002-2789-0854)
Моторна Т.В. (orcid.org/ 0009-0001-0610-7605)
Одеський національний університет імені І.І. Мечникова
вул. Львівська, 15, 65016, м. Одеса
shekk@ukr.net, motornaya.t@gmail.com

Придунайські озера України, яка включає озера Ялпуг, Кугурлуй, Катлабух, Китай, Кагул, Картал, Саф'яни є унікальним природним комплексом нижнього Дунаю.

У 1960-х роках, після обвалування заплави, озера втратили природний зв'язок з Дунаєм. В результаті їх антропогенної трансформації спостерігається прогресуюче евтрофування, бурхливий розвиток фітопланктону, макрофітів, накопичення органічної речовини, скорочення біорізноманіття іхтіофауни.

Перспектива повної деградації озер, потребує невідкладних заходів щодо оздоровлення цих гідроекосистем.

Для поліпшення екологічного стану озер актуальним є покращення гідролого-гідрохімічного режиму, та вилучення надлишків органіки які накопичуються у водоймах в результаті погіршення водообміну.

Найбільшу частину первинної продукції Придунайських озер складає фітопланктон, який утворює основну частину органічної речовини.

Проведено порівняльну оцінку ефективності утилізації фітопланктону білим товстолобиком та гібридом білого і строкатого товстолобиків. Визначено, що за вегетаційний період асимільована частина продукції фітопланктону озер білим товстолобиком (приріст маси) складе 8600, а гібридною формою – 7644 т. Вся інша частина вилученої продукції використовується на підтримуючий енергетичний обмін (R) та незасвоєну частину раціону (F).

Асимільована білим товстолобиком частина органічної речовини фітопланктону в озерах складе 3086,4, а гібридом – 2880,7 т.

Встановлено, що білий товстолобик є більш перспективним для рекультивації дунайських озер. Раціон якого 70–90% складається з фітопланктону, що дозволяє утилізувати значну частину органічної продукції мікроводоростей.

Риб-меліораторів можна розглядати як перспективний інструмент для управління органічною речовиною та трофічним станом озер Дунаю, але не як незалежний засіб усунення органічного забруднення.

Для Придунайських озер важливо перейти від практики необгрунтованого «зариблення» до контрольованої біомеліорації, де щільність і видовий склад полікультури риб – біомелііораторів визначаються станом кормової бази. *Ключові слова:* Придунайські озера, екологічний стан, біологічна меліорація, Hypophthalmichthys molitrix, гібрид (H. molitrix+ H. Nobilis), вилучення органічної речовини.

The efficiency of using biomeliorator fish (Hypophthalmichthys molitrix, and the hybrid of H. molitrix + H. nobilis) to reduce organic pollution in the Danubian lakes. Shekk P., Motorna T.

Danube Lakes of Ukraine, which include Lakes Yalpuh, Kuhurlui, Katlabukh, Kytai, Kahul, Kartal, and Safyan, form a unique natural complex of the Lower Danube.

In the 1960s, following the diking of the floodplain, the lakes lost their natural connection with the Danube. As a result of this anthropogenic transformation, progressive eutrophication, rapid development of phytoplankton and macrophytes, accumulation of organic matter, and a decline in the biodiversity of the ichthyofauna have been observed.

The prospect of total degradation of the lakes necessitates urgent measures for the rehabilitation of these hydroecosystems. To improve the ecological status of the lakes, enhancing the hydrological and hydrochemical regime, as well as removing the excess organic matter that accumulates in the water bodies due to deteriorated water exchange, is of current importance.

Phytoplankton constitutes the largest part of the primary production of the Danube lakes, forming the bulk of the organic matter. A comparative assessment of the efficiency of phytoplankton utilization by silver carp and a hybrid of silver and bighead carp was conducted. It was determined that over the growing season, the assimilated portion of the lakes' phytoplankton production by silver carp (weight gain) will amount to 8,600 tons, and by the hybrid form – 7,644 tons. All the remaining part of the removed production is spent on maintenance energy metabolism (R) and the unassimilated portion of the ration (F).

The organic matter of phytoplankton assimilated by silver carp in the lakes will amount to 3,086.4 tons, while that of the hybrid will be 2,880.7 tons. It was established that silver carp is more promising for the reclamation of the Danube lakes. Its diet consists of 70–90% phytoplankton, which allows for the utilization of a significant portion of the organic production of microalgae.

Biomanipulation fish can be considered a promising tool for managing organic matter and the trophic state of the Danube lakes, but not as an independent means of eliminating organic pollution. For the Danube lakes, it is important to transition from the practice of unsubstantiated «stocking» to controlled biomelioration, where the density and species composition of the biomanipulation fish polyculture are determined by the state of the forage base. *Key words:* Danube lakes, ecological status, biological melioration, Hypophthalmichthys molitrix, hybrid (H. molitrix + H. nobilis), organic matter removal.

© Шекк П.В., Моторна Т.В., 2026
Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY 4.0

Постановка проблеми Придунайські озера України є унікальним природним комплексом регіону нижнього Дунаю. Ця найбільша в Україні система природних заплавних водойм включає озера Ялпуг, Кугурлуй, Катлабух, Китай, Кагул, Картал, Саф'яни та низку більш дрібних водойм.

Ще на початку XX століття озера вільно сполучалися з Килійським гирлом Дунаю. Під час весняно-літніх паводків дунайська вода через природні протоки надходила до озер, забезпечуючи оновлення водних мас, міграцію гідробіонтів перенесення наносів та поживних речовин. У період межені надлишок води повертався до русла Дунаю, що підтримувало динамічну рівновагу цих унікальних гідроекосистем [1, 2].

Після обвалування заплави, у 1960-х роках, озера втратили природний зв'язок з Дунаєм, що докорінно змінило характер їх функціонування. З цього часу, великі Придунайські озера перетворились у водосховища. Їх наповнення і водообмін, з того часу, залежать від роботи шлюзів, каналів, насосних станцій та обсягів води які відбирались на іригацію та господарські потреби.

Основним джерелом поповнення запасів води залишається Дунай. У багатоводні роки частка дунайської води у водному балансі деяких озер складає 70–80%. У маловодні роки зростає роль атмосферних опадів, але в умовах півдня України їх сума, менша за випаровування, що зумовлює дефіцит природного водного балансу [3].

В результаті антропогенної трансформації озер змінилися їх гідрологічний та гідрохімічний режими та склад біоти. Зросли: забруднення, евтрофікація, мінералізація вод, відбувається прогресуюче накопичення органічної речовини. Подальше посилення цих факторів здатне привести до повної деградації озер, що потребує невідкладних заходів з оздоровлення цих гідроекосистем [4, 5].

Актуальність дослідження В останні роки, в результаті зарегулювання стоку Дунаю, інтенсивного господарського використання, кліматичних змін та трансформації гідрологічного режиму, екологічний стан придунайських озер значно погіршився. Серед найважливіших проблем – евтрофування, замулення, дефіцит розчиненого у воді кисню, пов'язаний бурхливим розвитком фітопланктону (в першу чергу ціанобактерій) заростання макрофітами, накопичення органічної речовини, скорочення біорізноманіття іхтіофауни, заміні цінних аборигенних видів на малоцінні та зниження рибопродуктивності [6, 7].

Вирішення проблеми подальшої деградації озерних екосистем потребує комплексного підходу, спрямованого на нормалізацію гідрологічного режиму, покращення якості водного середовища зменшення евтрофікації та накопичення органіки.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями Роботу виконували протягом 2021–2025 рр. відповідно до Національної програми екологічного оздоровлення басейну р. Дунай та поліпшення екологічного стану Придунайських водойм. Тема є складовою частиною науково-дослідної роботи кафедри водних біоресурсів та аквакультури екологічного-метеорологічного факультету Одеського національного університету ім. І. І. Мечнікова (до 2024 р. Одеського державного екологічного університету) в межах науково-дослідної теми : «Сучасний стан та перспективи розвитку аквакультури Одеського регіону в умовах кліматичних змін». Під час аналізу попередніх наукових доробок було детально розглянуто праці, присвячені інтеграції екологічного підходу до оздоровлення Придунайських озер в умовах кліматичних змін [1, 2, 3, 4, 6, 7].

Аналіз останніх досліджень і публікацій Для підвищення рибопродуктивності та вирішення проблеми зростаючої евтрофікації та органічного забруднення, у 1960-х рр. почались роботи з інтродукції у Придунайські озера рослиноїдних риб китайського рівнинного комплексу: білого амура, білого та строкатого товстолобиків. Інтродукція в озера риб – біомеліораторів повинна була збільшити рибопродуктивність, та поліпшити екологічний стан водойм [7,8,9].

Впровадження рослиноїдних риб в іхтіоценози озер, дійсно забезпечило зростання рибопродуктивності у наступний період. В деяких озерах у 1970 –1990-х рр. вона зросла до 100–150 кг/га, а в окремі роки навіть до 200 кг/га і більше.

Разом з тим, стихійне, інтенсивне зариблення рослиноїдними рибами крім позитивного впливу на екосистему озер, мало низку небажаних наслідків.

Суттєвий негативний вплив принесло вселення білого амура, необґрунтовано висока щільності посадки якого привела до майже повного знищення зануреної рослинності на окремих ділянках водойм. Втрата нерестових субстратів фітофільних риб, скорочення площ укриттів для гідробіонтів, зменшення біорізноманіття безхребетних, посилення ерозії берегів, зростання каламутності та прискорення вторинного зворотного надходження біогенних речовин із донних відкладів, це далеко не повний перелік негативних наслідків такого непродуманого впливу [9, 10].

Необґрунтоване зариблення білим товстолобиком привело до зміни видового складу мікроводоростей, в результаті чого виникли умови для збільшення частки синьо-зелених водоростей у фітопланктоні. Посилило ці тенденції інтродукція в озера строкатого товстолобика. Інтенсивне споживання великих форм планктонних ракоподібних (дафній, босмін, моїн) цим видом, знизило їх вплив на фітопланктон, що стимулювало розвиток дрібноклітинних водоростей та ціанобактерій. Все це привело до трансформація трофічної структури екосистем [10].

Досвід отриманий при експлуатації придунайських озер наприкінці XX – на початку XXI століття, показав, що надмірна та необґрунтована інтродукція рослиноїдних риб – меліораторів замість позитивного екологічного ефекту може призводити до

спрощення структури біоценозів і порушення екологічної рівноваги, посилення евтрофікації та органічного забруднення водойм.

Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми Сьогодні, для поліпшення екологічного стану придунайських озер актуальним є вирішення двох основних проблем: покрашення гідролого-гідрохімічного режиму, та вилучення надлишків органіки які накопичуються в озерах в результаті погіршення їх водообміну і сприяють їх органічному забрудненню та евтрофікації [11].

Пріоритетним напрямом нормалізації гідролого-гідрохімічного режиму Придунайських озер слід вважати відновлення регульованого екологічно обґрунтованого водообміну з Дунаєм у поєднанні з оптимізацією водного та сольового балансів, реконструкцією гідротехнічних споруд, зниженням зовнішнього біогенного навантаження та організацією адаптивного моніторингу. У разі маловодості Дунаю необхідним є використання примусового закачування води за допомогою насосних станцій. Такий підхід відповідає висновкам досліджень Ялпуга-Кугурлуя, Катлабуха та інших Придунайських озер, які проводились в останні роки [1, 2, 3, 11].

Для зменшення надмірного органічного забруднення та евтрофікації, як показує світовий досвід, найбільш перспективним є використання риб-меліораторів (білого і строкатого товстолобиків (*Hypophthalmichthys molitrix*, *H. Nobilis)*, їхнього гібриду, та білого амура (*Ctenopharyngodon idella*), як одного з елементів біологічної реабілітації водойм.

Новизна Ефективність використання риб-біомеліораторів залежить від їх видової приналежності, віку, кліматичних умов, стану кормової бази та ін. В умовах зростаючої евтрофікації озер і бурхливого розвитку фітопланктону актуальним є використання для утилізації надлишків його біомаси фітопланктофагів – білого товстолобика і його гібридної форми. В цьому сенсі важливо оцінити яку саме частину продукції фітопланктону і органічної речовини, що утворюється у водоймі, риби – меліоратори здатні вилучити з водойми, а яка частина використаного фітопланктону провертається у водойму у вигляді метаболітів.

Зважаючи на це, вперше проведена порівняльна оцінка ефективності утилізації фітопланктону та зменшення органічного забруднення Придунайських озер рибами біомеліораторами: білим товстолобиком та його гібридною формою. Визначена асимільованої частина – продукції фітопланктону яка може бути вилучена з водойми у вигляді товарної риба, та частина, яка повертається у вигляді метаболітів.

Матеріал та методи дослідження Дослідження проводились на Придунайських озерах (Ялпуг, Кугурлуй, Катлабух, Кагул та Китай, у період з 2020 по 2024 рр. Біомасу фітопланктону оцінювали на основі фактичних даних отриманих у період польових досліджень в весняно-літнє-осінній період. Опрацювання отриманих гідробіологічних проб, проводили на базі лабораторії кафедри водних біоресурсів та аквакультури ОНУ ім. І.І. Мечникова. Сиру біомасу фітопланктону визначали об'ємно-ваговим методом [12, 13, 14].

Потенційну продукцію фітопланктону розраховували на підставі середньосезонних показників біомаси з урахуванням Р/В коефіцієнту 140, рекомендованого для аналогічних водойм півдня України [15].

$$П=B_{ср} \cdot P\ (V) \cdot P/B, \quad (1)$$

де:
П – продуктивність; В ср. – середня біомаса; V – об'єм водної маси; Р/В –продукційно-біомасовий коефіцієнт.

Потенційну рибопродуктивність озер при використанні пасовищної технології вирощування риби, визначали у відповідності до діючих нормативів рекомендованих для водойм такого типу виходячи з середньої багаторічної продукції фітопланктону з урахуванням відповідних кормових коефіцієнтів [15, 16].

$$Рп = П/КК, \quad (2)$$

де:
Рп – середнєрічна рибопродуктивність водойми; П – середнєрічна продукція кормових групи кормових організмів; КК – кормовий коефіцієнт.

Для статистичного аналізу отриманих результатів використовували пакети прикладних програм Microsoft Excel.

Результати власних досліджень Використання рослиноїдних риб – біомеліораторів насамперед пов'язано із перерозподілом органічної речовини, зменшенням біомаси окремих трофічних компонентів і відповідно зміною структури харчових ланцюгів. Ефективність впливу на окремі компоненти кормової бази озер залежить від особливостей харчування риб біомеліораторів, до складу раціонів яких входять практично всі групи гідробіонтів, які формують кормову базу водойм (табл. 1).

Склад раціонів, та співвідношення в них різних компонентів варіює в залежності від віку риб, стану кормової бази водойми, району досліджень, кліматичних умов та ін., але основною їжею білого товстолобика є фітопланктон. Гібридна форма у приблизно рівних долях використовує в їжу фіто- та зоопланктон, але тяжіє до харчування мікроводоростями [17]. Основа раціону строкатого товстолобика – зоопланктон, а білий амур типовий фітофаг (до 95% раціону складає вищої водяна рослинність).

Ще одним масовим видом в придунайських озерах є сазан (короп), який за певних умов також може впливати на перерозподіл бентосної органічної речовини та детриту і теж виступає як біомеліоратор.

Найбільшу частину первинної продукції евтрофних гідроекосистем, таких як Придунайські озера, сьогодні складає фітопланктон. Він утворює основну частину органічної речовини яка після відмирання мікроводоростей накопичується у водоймі (табл. 2).

 ISSN: 2306-9716 (Print), ISSN: 2664-6110 (Online)

Таблиця 1

Співвідношення харчових компонентів у раціоні рослиноїдних риб (%) за даними [17]

Види	Вміст у раціоні, %				
	Фітопланктон	Зоопланктон	Детрит та бактерії	Макрофіти	Характер харчування
Білий товстолобик (БТ)	70 – 90 87	1 – 5 3,5	10 – 25% 15,5	0%	Фітопланктофаг
Строкатий Товстолобик (СТ)	10 – 30 12	40 – 70 68	10 – 20 12,5	0%	Зоопланктофаг
Гібрид (БТ × СТ)	40 – 60 48,5	20 – 40 30,5	10 – 30 15	0%	Евріпланктофаг
Білий амур	0 – 5 2	0 – 2 1	5 – 15 10	80 – 95 92	Макрофитофаг

Таблиця 2

Доля рослинних угрупувань у гідроекосистемах Придунайських озер різного типу [18]

Тип Придунайського озера	Фітопланктон	Макрофіти	Мікрофітобентос та перифітон
Відкрите, евтрофне, планктонно-домінуване	60–70 %	25–35 %	5–10 %
Мілководне, зарослe, макрофітно-домінуване	25–40 %	55–70 %	5–10 %
Середній модельний варіант	45 %	50 %	5 %

Рослиноїдні риби і короп безпосередньо видаляють частину первинної та вторинної продукції з водної товщі. Експорт органічної речовин з гідроекосистеми відбувається в результаті вилову вирощеної риби що є важливим етапом меліорації водойми.

Результат впливу риб біомеліораторів на екосистему озер залежить від трофічного стану та типу озер, видового складу риб – інтродуцентів, щільності їх посадки та деяких інших факторів.

Під впливом риб – біомеліораторів може змінюватись прозорість води, концентрація хлорофілу А, кількісні показники, якісна та розмірна структура фіто- та зоопланктону, площа заростання водойми вищою водяною рослинністю (м'якої і напівпогружної).

При науково обґрунтованому використанні риб – біомеліораторів відмічається позитивний ефект, який забезпечує сталий вплив на якість води гідроекосистем, стан кормової бази, та додаткову рибопродукцію.

Найбільш перспективним об'єктом рекультивації дунайських озер є білий товстолобик. Його раціон на 70 – 90% складається з фітопланктону, та 10–25% детриту, що дозволяє утилізувати значну частину органічної продукції мікроводоростей, яка інакше перетворюється у детрит і накопичуються у донних осадах.

Гібрид білого та строкатого товстолобиків менш ефективний споживач органічної продукції фітопланктону, ніж білий товстолобик, що не враховується при розрахунку нормативів зариблення озер.

Для коректної екологічної оцінки впливу рослиноїдних риб на вилучення з озерних екосистем продукції мікроводоростей є оцінка неперетравленої частини їжі, як додаткового потоку органічної речовини, хоча ця частина зазвичай швидко розкладається мікроорганізмами (рис. 1).

З екологічної точки зору необхідно розрізняти два процеси: зменшення концентрації органічної речовини у воді та видалення органічної речовини з екосистеми. Реальний ефект рекультивації водойми виникає тільки за умови коли вся трансформована у біомасу риби продукція фітопланктону вилучається з озера в результаті вилову.

Для оцінки біомеліоративного ефекту риб – фітопланктофагів була розрахована продукція фітопланктону Придунайських озер.

Середня біомаса фітопланктону у вегетаційний період 2023-2024 рр., за нашими даними, коливалась від 5.587 до 12,765 г·м$^{-3}$.

Розрахована продукція фітопланктону в озерах (1), складала від 12,426 до 17,871 т·га$^{-2}$, а можливе вилучення – від 3,911 до 10,723 т ·га$^{-2}$ (табл. 3).

На основі дослідження особливостей харчування білого товстолобика і його гібридної форми [15, 19, 20] були визначені кормові коефіцієнти, при споживанні сирої маси фітопланктону. Для білого товстолобика КК склав – 40, для, а гібридної форми – 45.

Проведені розрахунки показали, що за вегетаційний період білий товстолобик може використовувати від 35 198 (в оз. Кагул) до 148 502 т (в оз. Ялпуг) продукція фітопланктону. Загалом для п'яти озер білий товстолобик здатен використати в їжу 344 000 т фітопланктону, але тільки 8 600 т від цієї біомаси буде асимільовано та вилучено з водойм разом з товарною рибою (табл. 4).

Розподіл енергії спожитого корму описується фундаментальним рівнянням енергетичного балансу

$$C = R + P + F, \quad (4)$$

де:

C – добовий раціон, R – енергетичний обмін, P – пластичний обмін, F – незасвоєна частина раціону [21].

Таблиця 3

Кормовий ресурс фітопланктону Придунайських озер

Озера	*Біомаса фітопланктону, г/м³	Площа, км²	Продукція фітопланктону			Можливе вилучення продукції фітопланктону	
			г·м$^{-3}$	т·га$^{-1}$	т/сезон	%	т
Катлабух	9,598	67	1 343,72	13,437	135 044	50	67 522
Ялпуг	11,865	149	1 661,10	16,611	495 008	60	297 005
Кугурлуй	8,876	82	1 242,64	12,426	101 896	50	50 948
Китай	12,765	60	1 787,10	17,871	214 452	60	128 671
Кагул	5,587	93,5	782,18	7,822	146 268	50	73 134
Всього:	–	451,5	–	–	1 092 668	–	617 280

*Власні данні

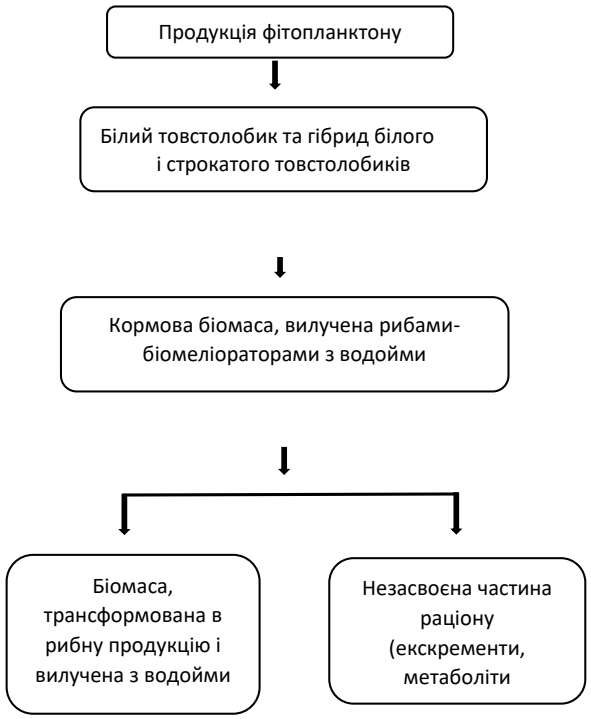


Рис. 1. Блок-схема трансформації органічної речовини кормового ресурсу озера рослиноїдними рибами

В середньому, у риб, які знаходяться у процесі активного зростання, при оптимальних умовах, енергія раціону розподіляється наступним образом: на енергетичний обмін R (підтримка життєдіяльності, рух, перетравлення їжі та ін.) – до 40–50%, на пластичний обмін P (зростання організму) – до 25–45% енергії раціону. Незасвоєна частина раціону F (екскременти та метаболіти) для більшості видів риб становить від 15 до 30%, але рослиноїдним рибам (білий товстолобик, гібрид, білий амур) притаманна низька засвоюваність їжі, тому в середньому – 50% (від 40 до 70%) з'їденої маси рослинної їжі виводяться з організму на зовні з фекаліями, виділяється через зябра і нирки з продуктами виділення. Частина метаболічної енергії раціону втрачається у вигляді тепла у процесі живлення та травлення, інша, використовується на підтримку обміну (дихання, рух, осморегуляція, виведення продуктів обміну), та пластичний обмін (приріст маси, накопичення жиру, генеративний обмін) [21].

При використанні у якості біомеліоратора білого товстолобика асимільована частина продукції фітопланктону придунайських озер (приріст маси) складе 8 600 т (від 880 до 3713 т). На підтримуючий енергетичний обмін (R) і незасвоєну частину раціону (F) припадає приблизно по 50% продукції фітопланктону, відповідно, по 167700 т. (табл. 4).

Незасвоєна частина раціону складається: із мінералізуємої частини (потенційних фекальних виділень), розчиненої органіки, яка може повторно залучається у харчові ланцюги та реально осідаючої частини. При цьому необхідно враховувати, що фекальна органіка не повністю накопичується у детриті. Значна її частина розкладається бактеріями, мінералізується або повторно використовується іншими організмами.

При використанні гібриду (білий + строкатий товстолобики, КК–45) асимільована частина раціону (приріст P), яка може бути видалена з водойм з товарною рибою, складе 7 644 т (табл. 5). На підтримуючий енергетичний обмін (R) і незасвоєну частину раціону (F) припадає приблизно по 50% продукції фітопланктону (відповідно, по 168177 т). Частина незасвоєної продукції фітопланктону залишається у водоймах у вигляді мінеральних відкладень та органічних з'єднань (табл. 5).

Головною метою використання рослиноїдних риб – біомеліораторів є максимальне видалення органічної речовини з водойм. Аналізуючи використання продукції фітопланктону білим товстолобиком і гібридом можна прийти до висновку, що білий товстолобик в цьому сенсі є ефективнішим за гібрид. Гібридна форма товстолобиків здатна використовувати у своєму раціоні крім фітопланктону ще і зоопланктон. Завдяки цьому гібрид має більш високий темп росту, але використання його як біомеліоратора повинно співвідноситись з використанням строкатого товстолобика задля запобігання виникнення харчової конкуренції між цими видами.

Засвоюваність фітопланктону рибами фітофагами суттєво залежить від складу водоростей.

Таблиця 4

Використання продукції фітопланктону Придунайських озер білим товстолобиком

Озера	Загальна продукція фітопланктону, т	Можливе використання, т	Асимільована частина продукції	Не асимільована частина продукції	
			Приріст маси (P), т	Енергетичний обмін (R), т	Незасвоєна частина раціону (F), т
Катлабух	90 029	45 015	1 000	22007	22007
Ялпуг	247 504	148 502	3 300	72601	72601
Кугурлуй	101 896	50 948	1 132	24908	24908
Китай	107 226	64 336	1 430	31453	31453
Кагул	70 396	35 198	782	17208	17208
Всього:	617 052	344 000	7 644	168178	168178

Таблиця 5

Використання продукції фітопланктону Придунайських озер гібридом білого і строкатого товстолобиків

Озера	Загальна продукція фітопланктону, т	Можливе використання, т	Асимільована частина продукції	Не асимільована частина продукції	
			Приріст маси (P), т	Енергетичний обмін (R), т	Незасвоєна частина раціону (F), т
Катлабух	90 029	45 015	1 125	21945	21945
Ялпуг	247 504	148 502	3 713	72394	72394
Кугурлуй	101 896	50 948	1 274	24838	24838
Китай	107 226	64 336	1 608	31364	31364
Кагул	70 396	35 198	880	17159	17159
Всього	617 052	344 000	8 600	167700	167700

Таблиця 6

Біохімічний склад тканин (м'язів) білого і строкатого товстолобиків та їх гібриду [22, 23]

Показник	Білий товстолобик *(Hypophthalmichthys molitrix)*	Строкатий товстолобик *(Aristichthys nobilis / H. nobilis)*	Гібрид білого та строкатого товстолобиків
Вода, %	75,0 – 81,0	68,0 – 74,0	72,0 – 78,0
Білки, %	16,0 – 19,5	15,0 – 17,5	15,5 – 18,5
Жири, %	1,5 – 4,5 (до 8,0 у великих)	4,5 – 13,0 (до 23,0 у дорослих)	3,0 – 9,0 (залежно від умов)
Зола, %	1,0 – 1,3	0,9 – 1,2	1,0 – 1,2

Таблиця 7

Вилучення органічної речовини білим товстолобиком и гібридом білого и строкатого товстолобиків

Озера	Приріст Б.Т, т сирої маси	Чисте вилучення ОВ рибами, т	Приріст Б.Т + С.Т т сирої маси	Чисте вилучення ОВ рибами, т
Катлабух	1 688,0	337,6	1500,5	315,1
Ялпуг	7 425,1	1 485,0	6600,1	1386,0
Кугурлуй	1 273,7	254,7	1132,2	237,8
Китай	3 216,8	643,4	2859,4	600,5
Кагул	1 828,3	365,7	1625,2	341,3
Всего	15 432,0	3 086,4	13717,4	2880,7

Окремі групи водоростей мають різний ступінь засвоюваності. Фільтруючі риби не лише видаляють планктон із водної товщі, а й повертають частину азоту та фосфору в навколишнє середовище внаслідок його виділення.

Сучасні дослідження показують, що при високій щільності білого товстолобика може збільшуватись внутрішній оборот азоту та фосфору. В цьому випадку вплив фосфору на рибу може значно перевищувати внутрішнє навантаження донних осадів. Експерименти з білим товстолобиком в озерах різного трофічного статусу показали, що ефект може бути як позитивним, так і негативним, залежно від початкового стану водойми та щільності посадки риби.

Виходячи з біохімічного складу тканин білого, строкатого товстолобиків та їхнього гібриду (табл. 7). Визначені розрахункові коефіцієнти (кг ОВ/кг сирої маси %) для оцінки вмісту органічної речовини у сирій масі риби. Для білого товстолобика (H. molitrix) – 19,6%, для строкатого товстолобика

(H. nobilis) – 21,5%, для гібриду H. molitrix × H. nobilis – 20,5%. Таким чином в 1 т сирої маси цілої риби міститься орієнтовно 0,20–0,21 т органічної речовини.

Проведені розрахунки (табл. 7) показали, що асимільована білим товстолобиком частина органічної речовини фітопланктону Придунайських озер складе 3086,4 т (від 337,6 до 1485,0 т), а гібридом білого та строкатого товстолобиків – 2880,7 т (315,1 до 1386,0 т).

Якщо розглядати саме ефективність біомеліорації з фітопланктону, то білий товстолобик (Hypophthalmichthys molitrix) слід вважати більш спеціалізованим і ефективним фітопланктофагом, ніж гібрид білого × строкатого товстолобика.

Зі збільшенням частки білого товстолобика ефект зниження фітопланктону та поліпшення якості води посилюється. Цей вид, як біомеліоратор, показує більш виражене пригнічення розвитку фітопланктону та ціанобактерій у водоймах, ніж гібридна форма. Збільшенні частки білого товстолобика при інтродукції у евтрофовані водойми ефект вилучення фітопланктону та покращення якості води посилюється.

Висновки Риб-меліораторів можна розглядати як перспективний інструмент для управління органічною речовиною та трофічним станом озер Дунаю, але не як незалежний засіб усунення органічного забруднення.

Найбільш ефективного контролю біомаси фітопланктону можливо досягти при регульованому використанні білого товстолобика в комплексі з білим амуром, рибами зоопланктофагами, бентофагами та детритофагами з метою комплексного контролю за надлишками мікро- та макрофітної рослинності, а також зоопланктону, зообентосу та детриту. Обов'язковим є вилученням сформованої риби продукції з водойми.

Для Придунайських озер важливо перейти від практики необґрунтованого «зариблення» до контрольованої біомеліорації, де щільність і видовий склад полікультури риб – біомеліораторів визначаються біомасою макрофітів, фіто- та зоопланктону, запасами бентосної органічної речовини, водообміном і фактичною продуктивністю іхтіоценозів.

Світовий досвід показує, що використання риб – біомеліораторів є засобом контролю та зменшення наслідків евтрофікації та органічного забруднення водойм як додатковий захід, а не як замінник нормалізації водообміну, зменшення зовнішнього забруднення токсикантами, біогенними та органічними сполуками.

Ефект від використання риб – біомеліораторів може бути короткостроковим і суттєво відрізнятися за своєю ефективністю у водоймах різних типів.

Для озер Ялпуг, Кугурлуї, Кагул, Катлабух, Китай та ін., оптимальною моделлю, здатною поліпшити їх екологічний стан є комплекс заходів який включає: відновлення водного обміну, зниження зовнішнього антропогенного забруднення, регулярне обґрунтоване використання риби – біомеліораторів при їх обов'язковому вилученні з водойм.

Література

1. Гідроекологія української частини Дунаю та суміжних водойм : монографія / за ред. В. Д. Романенка. Київ : Наукова думка, 1993. 328 с.
2. Гопченко Є. Д., Овчарук В. А., Кічук Н. С. Сучасні проблеми, пов'язані з експлуатацією Придунайських озер-водосховищ. Причорноморський екологічний бюлетень. 2010. № 1 (35). С. 35–41.
3. Котова Т. В. Управління якістю вод Придунайських озер шляхом регулювання водного балансу. Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки. 2014. Вип. 24. С. 66–72.
4. Романова Є. О., Шакірзанова Ж. Р., Гопченко Є. Д., Медведєва Ю. С. Водний та сольовий баланси озера Катлабух за різних умов експлуатації водойми. Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. 2019. № 4 (55). С. 23–40. DOI: https://doi.org/10.17721/2306-5680.2019.4.2.
5. Соколов Ю. М., Стрюк Т. Ю., Сурков С. В. Екологічні проблеми дунайських озер у зв'язку з обмеженою пропускною спроможністю підвідних каналів. Вісник Одеського державного екологічного університету. 2010. Вип. 9. С. 18–24.
6. Тимченко В. М. Екологічна гідрологія водойм України : монографія. Київ : Наукова думка, 2006. 383 с.
7. Рибалко В. Я., де Грааф Г. Майбутнє рибного господарства. TACIS, 2002. 5 с.
8. Shireman J. V., Smith C. R. Synopsis of biological data on the grass carp, Ctenopharyngodon idella (Cuvier and Valenciennes, 1844). FAO Fisheries Synopsis. 1983. Vol. 135. P. 1–86.
9. Шекк П. В. Ретроспективний аналіз і сучасний стан іхтіофауни та рибних промислів дельти Дунаю. Вісник Одеського національного університету ім. І. І. Мечникова. Серія: Екологія. 2003. Т. 8, вип. 11. С. 55–83.
10. Гусляков М. О. Про причини загибелі акліматизованого білого товстолобика і скорочення запасів аборигенних видів іхтіофауни в придунайських водоймах. Вісник Одеського державного університету. Біологія. 1999. Т. 4, вип. 3. С. 71–76.
11. Шекк П. В., Моторна Т. В. Еколого-біологічні проблеми функціонування придунайських озер Китай, Ялпуг і Кугурлуй. Екологічний стан навколишнього середовища та раціональне природокористування в контексті сталого розвитку : матеріали Міжнар. наук.-практ. конф., присвяченої пам'яті д-ра с.-г. наук, проф. Ю. В. Пилипенка, 26–27 жовт. 2023 р. Херсон, 2023. С. 305–308.
12. Щербак В. І. Методи досліджень фітопланктону. Методичні основи гідробіологічних досліджень водних екосистем. Київ, 2002. С. 41–47.
13. Визначник прісноводних водоростей УРСР : у 12 вип. / АН УРСР, Інститут ботаніки. Київ : Наукова думка, 1938–1988.
14. Кражан С. А., Хижняк М. І. Природна кормова база рибогосподарських водойм : навч. посіб. Херсон : Олді-плюс, 2013. 328 с.

15. Пилипенко Ю. В. Екологія малих водосховищ степу України : монографія. Херсон : Олді-плюс, 2007. 306 с.
16. Методи іхтіологічних досліджень : навч. посіб. для підготовки бакалаврів напряму 6.090201 «Водні біоресурси та аквакультура» та магістрів спеціальності 8.09020101 «Водні біоресурси» у ВНЗ III–IV рівнів акредитації / Ю. В. Пилипенко, П. Г. Шевченко, В. В. Цедик, В. О. Корнієнко. Херсон : Олді-Плюс, 2017. 431 с.
17. Cremer M. C., Smitherman R. O. Food habits and growth of silver and bighead carp in cages and ponds. Aquaculture. 1980. Vol. 20, No. 1. P. 57–64. DOI: https://doi.org/10.1016/0044-8486(80)90061-7.
18. Герасимюк В. П. Сучасний стан фітопланктону Придунайських озер. Вісник Одеського національного університету. Біологія. 2020. Т. 25, № 2 (47). С. 25–36. DOI: https://doi.org/10.18524/2077-1746.2020.2(47).218051.
19. Iwata K. Morphological and physiological studies on the phytoplankton feeders of cyprinids – II. Developmental changes of assimilation efficiency in terms of carbon, estimated by using 14C-labeled green algae in Carassius auratus cuvieri, Hypophthalmichthys molitrix. Japanese Journal of Limnology. 1977. Vol. 38, No. 1. P. 19–32. DOI: https://doi.org/10.3739/rikusui.38.19.
20. Spataru P., Wohlfarth G. W., Hulata G. Studies on the natural food of different fish species in intensively manured polyculture ponds. Aquaculture. 1983. Vol. 35. P. 283–298. DOI: https://doi.org/10.1016/0044-8486(83)90101-1.
21. Wootton R. J. Energy utilization in growth. In: Farrell A. P. (ed.). Encyclopedia of Fish Physiology: From Genome to Environment. San Diego : Academic Press, 2011. P. 1623–1628. DOI: https://doi.org/10.1016/B978-0-12-374553-8.00147-7.
22. Ullah S., Hasan Z., Zuberi A., Younus N., Rauf S. Comparative study on body composition of two Chinese carps, common carp (Cyprinus carpio) and silver carp (Hypophthalmichthys molitrix). Global Veterinaria. 2014. Vol. 13, No. 5. P. 867–876. DOI: https://doi.org/10.5829/idosi.gv.2014.13.05.86234.
23. Makarenko A., Rudyk-Leuska N., Kononenko R., Khyzhniak M., Kononenko I., Kotovska G., Shevchenko P., Leuskyi M. Biometric analysis of food products of hybrid Hypophthalmichthys (Hypophthalmichthys spp.) to determine their nutritional value and use in the food industry. Potravinarstvo Slovak Journal of Food Sciences. 2024. Vol. 18. P. 207–222. DOI: https://doi.org/10.5219/1930.

Дата першого надходження статті до видання: 30.09.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 04.11.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 23.11.2026

УДК 556.114:543.24:504.4.054(477)
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.6-69.27

ПОРІВНЯЛЬНА ЕКОЛОГО-ХІМІЧНА ОЦІНКА ЗАГАЛЬНОЇ ТВЕРДОСТІ ВОДИ З ЛОКАЛЬНИХ ДЖЕРЕЛ ВОДОПОСТАЧАННЯ

Ямборак Р.С. (orcid.org/0000-0003-1865-9308),
Крачан Т.М. (orcid.org/0000-0002-0618-4483),
Плахтій Д.П. (orcid.org/0000-0002-2014-9748)
Заклад вищої освіти «Подільський державний університет»
вул. Шевченка, 13, 32300, м. Кам'янець-Подільський
raisa.yamborak@gmail.com, krachantm@pdatu.edu.ua, loringswoe@gmail.com

У статті здійснено комплексну порівняльну еколого-хімічну та аналітичну оцінку показника загальної твердості води з двох контрастних локальних об'єктів децентралізованого питного водопостачання Подільського регіону: природного низхідного джерела (безнапірні ґрунтові води алювіальних четвертинних відкладів із глибиною залягання дзеркала 3–5 м) та індивідуальної експлуатаційної свердловини (глибина 60 м, напірний міжпластовий водоносний горизонт у тріщинуватих карбонатних товщах вапняків і доломітів силурійського віку). Експериментально обґрунтовано механізми диференціації гідрохімічного профілю залежно від глибини залягання горизонту та літологічних особливостей порід водовмісного пласта. Дослідження реалізовано за допомогою методу прямого комплексонометричного титрування суми іонів кальцію та магнію розчином трилону Б (ЕДТА, 0,05 моль-екв/дм³) в аміачному буферному середовищі за pH 10,0 з використанням металохромного індикатора еріохрому чорного Т згідно зі стандартом ДСТУ ISO 6059:2003. Отримані результати серії з п'яти паралельних лабораторних визначень опрацьовано із застосуванням методів математичної статистики та розрахунку параметрів варіації (вибіркове середнє, дисперсія, стандартне відхилення). Встановлено, що середня загальна твердість джерельної води становить 3,40 ± 0,122 ммоль-екв/дм³ (помірно тверда вода), а свердловинної – 6,20 ± 0,158 ммоль-екв/дм³ (тверда вода), що формує статистично достовірну різницю у 2,80 ммоль-екв/дм³ (82,4 %). Доведено, що обидва джерела формально повністю задовольняють нормативи ДСанПіН 2.2.4-171-10, проте мають принципово відмінні екологічні ризики: відкритість неглибокого горизонту створює постійну загрозу інфільтрації поверхневих антропогенних полютантів (нітратів та важких металів), тоді як глибокі підземні води характеризуються високою літологічною захищеністю від техногенезу, проте потребують технічної водопідготовки для пом'якшення. Обґрунтовано методологічну неприпустимість трактування твердості як ізольованого критерію токсикологічної безпеки. *Ключові слова:* загальна твердість води, децентралізоване водопостачання, підземні води, комплексонометричне титрування, трилон Б, екологічний моніторинг, гідрохімія, екологічна безпека, водоносний горизонт.

Comparative ecological and chemical assessment of total water hardness in local water supply sources. Yamborak R., Krachan T., Plahtiy D.

The study provides a comprehensive comparative ecological, chemical, and analytical assessment of total water hardness in two contrasting decentralized potable water supply systems within the Podillia region: a natural descending shallow spring (unconfined shallow groundwater in alluvial Quaternary deposits with a water table depth of 3–5 m) and an individual operational deep well (depth of 60 m, confined interstratal aquifer in fractured carbonate strata of Silurian limestones and dolomites). Hydrogeochemical mechanisms causing profile differentiation depending on aquifer depth and lithological composition of host rocks were experimentally substantiated. The research protocol is based on direct EDTA complexometric titrimetry of calcium and magnesium ions with 0.05 mol-eq/dm³ titrant in ammonia buffer solution at pH 10.0 using Eriochrome Black T indicator strictly following the DSTU ISO 6059:2003 guidelines. Analytical data obtained from a series of five parallel laboratory replications were processed using mathematical statistics and dispersion parameters (sample mean, variance, standard deviation). It was determined that the mean total hardness of shallow spring water is 3.40 ± 0.122 mmol-eq/dm³ (moderately hard water), whereas deep well water exhibits 6.20 ± 0.158 mmol-eq/dm³ (hard water), demonstrating a statistically significant absolute difference of 2.80 mmol-eq/dm³ (82.4%). Both examined water sources formally satisfy the Ukrainian national sanitary regulations State Sanitary Norms and Rules 2.2.4-171-10, yet demonstrate fundamentally distinct environmental and technological risk profiles: vulnerability of the unconfined shallow aquifer leads to continuous hazards of surface anthropogenic infiltration (nitrate and heavy metal leaching), while deep interstratal groundwater demonstrates reliable lithological isolation from surface technogenesis, but requires technological softening for hot water systems to eliminate scale formation. It is methodologically substantiated that total hardness cannot serve as an autonomous diagnostic index of toxicological safety. *Key words:* total water hardness, decentralized water supply, groundwater, complexometric titration, EDTA, environmental monitoring, hydrochemistry, environmental safety, aquifer.

Постановка проблеми. Забезпечення населення якісною та безпечною питною водою належить до фундаментальних екологічних, соціальних та гігієнічних пріоритетів, які безпосередньо зумовлюють рівень громадського здоров'я, санітарно-епідемічна безпека та сталий розвиток територіальних громад [1; 4]. В умовах посилення техногенного тиску на гідросферу, інтенсивного ведення агропромисло-

© Ямборак Р.С., Крачан Т.М., Плахтій Д.П., 2026
Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY 4.0

вого виробництва та регіональних кліматичних змін якісний стан поверхневих і підземних джерел зазнає незворотних просторово-часових трансформацій [1]. Це зумовлює нагальну потребу постійного системного моніторингу гідроекосистем та перегляду науково-методологічних засад оцінки їхньої безпеки.

Актуальність дослідження. Якщо мешканці урбанізованих територій споживають здебільшого очищену воду з централізованих комунальних мереж, то населення сільських регіонів, невеликих селищ і приватного сектора майже цілком залежить від локальних систем децентралізованого водопостачання – природних виходів джерел, копаних шахтних колодязів та індивідуальних свердловин [4]. Вода з таких джерел використовується населенням переважно у нативному вигляді – без попередньої водопідготовки, відстоювання чи знезараження. При цьому споживаються води генетично гетерогенних гідрогеологічних горизонтів. Серед розмаїття гідрохімічних параметрів інтегральний показник загальної твердості займає особливе місце, оскільки він визначає не лише органолептичні, смакові та побутово-технічні властивості води, але й виступає чинником фізіологічної повноцінності добового раціону людини [6; 9; 10].

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. У практиці водокористування та суспільній свідомості закріпився хибний стереотип: населення ототожнює «м'яку» воду з гарантовано екологічно чистою та безпечною для здоров'я, а тверду воду з підвищеною мінералізацією розцінює як небезпечну чи «забруднену». З позицій сучасної гідрохімії та екологічної токсикології такий підхід є науково некоректним. Комплексне встановлення кореляції між літологічною будовою горизонтів, глибиною водозабору та формуванням показників твердості безпосередньо пов'язане з виконанням завдань Національної стратегії управління водними ресурсами та регіональних програм екологічного моніторингу щодо запобігання поширенню неінфекційних захворювань.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Формування хімічного складу водних об'єктів під впливом природних і антропогенних чинників, вдосконалення титриметричних і фізико-хімічних тест-методів та оцінка екологічної безпеки гідросфери є класичними напрямами сучасної науки. Теоретичні та прикладні засади гідрохімічних досліджень ґрунтовно закладено у фундаментальних роботах В. К. Хільчевського та М. Р. Забокрицької [5]. Стан поверхневих водних масивів і вразливість басейнових систем детально досліджувалися М. В. Боярином [1]. Специфіка гідрохімічного режиму та гігієнічного стану децентралізованих джерел питного водопостачання висвітлена у працях Є. Є. Степаненка та А. В. Колесник [4]. Водночас закордонні дослідники (A. Bykowska-Derda та ін. [6], P. Sengupta [9], R. Picetti та ін. [8]) акцентують увагу на епідеміологічних наслідках споживання вод контрастної твердості, вказуючи, що як надлишок, так і дефіцит іонів кальцію та магнію створює серйозні фізіологічні загрози.

Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. У науково-практичних публікаціях нерідко бракує комплексного зіставлення аналітичної метрології та екологічної інтерпретації: внутрішньосерійну похибку вимірювання (дисперсію паралельних визначень) часом ототожнюють із природною просторово-часовою мінливістю горизонту. Потребує суворого розмежування еколого-хімічний статус джерел різного гідрогеологічного залягання (неглибокого безнапірного та глибинного) для спростування міфу про апріорну безпеку джерельної води та обґрунтування диференційованого підходу до їх використання.

Новизна. Наукова новизна роботи полягає у системному методологічному узгодженні аналітико-хімічних результатів комплексонометричного титрування із принципами екологічної інтерпретації твердості води локальних водозаборів Поділля: експериментально доведено й кількісно окреслено явище вертикальної гідрохімічної зональності в межах єдиного географічного пункту; спростовано доцільність застосування твердості як ізольованого критерію антропогенної забрудненості; реалізовано чітке методологічне розмежування метрологічної дисперсії лабораторного експерименту від гідродинамічної мінливості підземних водоносних систем.

Методологічне або загальнонаукове значення. Стаття має важливе загальнонаукове та прикладне значення для розвитку методів локального моніторингу природних вод, гармонізації лабораторного контролю якості довкілля з вимогами нормативних регламентів (ДСТУ ISO 6059:2003, ДСанПіН 2.2.4-171-10) та впровадження алгоритмізованих підходів до інтерпретації хіміко-екологічних даних.

Виклад основного матеріалу. Експериментальні дослідження виконувалися на базі лабораторій кафедри хімії, екології і загальнобіологічних дисциплін Закладу вищої освіти «Подільський державний університет». Для проведення порівняльного аналізу було відібрано проби з двох просторово локалізованих, проте генетично контрастних об'єктів децентралізованого водопостачання:

Зразок № 1 – природне низхідне джерело, що дренує безнапірний горизонт ґрунтових вод четвертинних долинно-схилових відкладів (глибина залягання дзеркала 3–5 м);

Зразок № 2 – індивідуальна водозабірна свердловина глибиною 60 м, яка розкриває напірний водоносний горизонт у тріщинуватих вапняках і доломітах силурійського ярусу, перекритих потужною товщею водотривких глин.

Відбір, транспортування та консервацію проб проводили відповідно до стандартних гідрохімічних

Таблиця 1

Статистичні параметри загальної твердості досліджуваних джерел води (n = 5, P = 0,95)

Об'єкт дослідження	Обсяг вибірки (n)	Середня твердість, X^- (ммоль-екв/дм³)	Дисперсія, S^2	Стандартне відхилення, S
Зразок № 1 (Природне джерело)	5	3,40	0,015	0,122
Зразок № 2 (Свердловина, 60 м)	5	6,20	0,025	0,158

методик [2; 5]. Визначення загальної твердості води здійснювали методом прямого комплексонометричного титрування сумарного вмісту іонів Ca^{2+} і Mg^{2+} стандартизованим 0,05 моль-екв/дм³ розчином трилону Б (динатрієвої солі етилендіамінтетраоцтової кислоти) у лужному середовищі аміачного буферного розчину (pH = 10,0) за присутності металохромного індикатора еріохрому чорного Т згідно з регламентом ДСТУ ISO 6059:2003 [2]. Для мінімізації суб'єктивної та випадкової похибки для кожного об'єкта було проведено по 5 паралельних титрувань (n = 5).

Отримані експериментальні дані оброблено методами математичної статистики з визначенням середнього арифметичного значення, вибіркової дисперсії та стандартного відхилення. Результати вимірювань і розрахунків наведено в таблиці 1.

Отримані статистичні результати свідчать про вкрай низьку експериментальну дисперсію, що підтверджує високу збіжність і метрологічну надійність використаного титриметричного алгоритму. Різниця середніх величин становить 2,80 ммоль-екв/дм³, що вказує на суттєву гідрохімічну диференціацію горизонтів (зростання твердості на 82,4 %).

Гідрогеохімічний генезис виявлених відмінностей безпосередньо обумовлений літологією. Вода неглибокого джерела (3,40 ммоль-екв/дм³) формується в умовах швидкого інфільтраційного водообміну, контактуючи здебільшого з уламковими піщано-глинистими породами, бідними на легкорозчинні сполуки кальцію. Відповідно до гідрохімічної класифікації вона є помірно твердою і фізіологічно збалансованою для щоденного пиття [6; 9]. Натомість підземні води свердловини (60 м) перебувають у тривалому контакті із силурійськими карбонатними породами (вапняками $CaCO_3$ і доломітами $CaCO_3 \cdot MgCO_3$) в умовах утрудненого водообміну та підвищеного парціального тиску розчиненого діоксиду карбону. Це зумовлює перехід карбонатів у розчинні гідрокарбонати та формування високої твердості (6,20 ммоль-екв/дм³ – тверда вода).

Аналіз відповідності вимогам ДСанПіН 2.2.4-171-10 засвідчує, що обидва об'єкти не перевищують гранично допустимої концентрації за загальною твердістю (ГДК = 7,0 ммоль-екв/дм³, а для окремих джерел – до 10,0 ммоль-екв/дм³) [3]. Проте екологічна оцінка демонструє контрастні ризики:

Поверхневе джерело: низька твердість сприймається населенням позитивно, однак відсутність водотривкої покрівлі зумовлює високу небезпеку потрапляння агрогенних нітратів (NO_3^-), фекального забруднення та токсичних важких металів у періоди сніготанення чи злив [1; 8].

Глибока свердловина: товща глин гарантує санітарну та токсикологічну надійність за рахунок літологічної захищеності [4], однак висока твердість призводить до активних відкладень солей на теплообмінних поверхнях побутової техніки, зумовлюючи потребу локального селективного пом'якшення води для нагрівальних контурів [7].

Головні висновки: 1. Загальна твердість води безнапірного природного джерела становить 3,40 ± 0,122 ммоль-екв/дм³ (помірно тверда), тоді як міжпластової свердловини глибиною 60 м – 6,20 ± 0,158 ммоль-екв/дм³ (тверда), що засвідчує наявність вираженої вертикальної гідрохімічної зональності (приріст 82,4 %).

2. Формування підвищеної твердості глибоких підземних вод силурійського горизонту є закономірним природним наслідком гідродинамічної та хімічної взаємодії в системі «вода – карбонатна порода».

3. Обидва досліджені водні об'єкти за показником загальної твердості відповідають чинним нормативам ДСанПіН 2.2.4-171-10 та Директиви (ЄС) 2020/2184.

4. Показник загальної твердості характеризує мінералізацію та макроіонний склад, проте в жодному разі не може слугувати автономним діагностичним маркером екологічної або токсикологічної безпеки питної води.

Перспективи використання результатів дослідження. Отримані результати є основою для запровадження цілорічного моніторингу локальних водозаборів Поділля в різні гідрологічні сезони з обов'язковим синхронним скринінгом азотовмісних сполук, важких металів та мікробіологічних параметрів з метою створення комплексних геоекологічних паспортів джерел децентралізованого водопостачання.

Література

1. Боярин М. В. Екологічна оцінка якості масивів поверхневих вод басейну верхів'я річки Прип'ять. *Науковий вісник Вінницької академії безперервної освіти. Серія «Екологія. Публічне управління та адміністрування»*. 2024. № 2. С. 19–23. DOI: 10.32782/2786-5681-2024-2.03.

2. ДСТУ ISO 6059:2003. Якість води. Визначення суми кальцію та магнію. Комплексонометричний метод (ISO 6059:1984, IDT). Київ: Держспоживстандарт України, 2004. 10 с.
3. Про затвердження Державних санітарних норм та правил «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною» (ДСанПіН 2.2.4-171-10): наказ Міністерства охорони здоров'я України від 12.05.2010 № 400 / Міністерство охорони здоров'я України. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0452-10#Text (дата звернення: 28.08.2026).
4. Степаненко Є. Є., Колесник А. В. Оцінка якості питної води децентралізованих джерел водопостачання. *Екологічні науки*. 2020. № 1(28). С. 14–19. DOI: 10.32846/2306-9716/2020.eco.1-28.2.
5. Хільчевський В. К., Забокрицька М. Р. Хімічний аналіз та оцінка якості природних вод: навч. посібник. Луцьк: Вежа-Друк, 2021. 76 с.
6. Bykowska-Derda A., Spychała M., Człapka-Matyasik M. et al. The Relationship between Mortality from Cardiovascular Diseases and Total Drinking Water Hardness: Systematic Review with Meta-Analysis. *Foods*. 2023. Vol. 12, No. 17. Article 3255. DOI: 10.3390/foods12173255.
7. 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 (recast). *Official Journal of the European Union*. 2020. L 435. P. 1–62. URL: https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2020/2184/oj (дата звернення: 28.08.2026).
8. Picetti R., Deeney M., Pastorino S. et al. Nitrate and nitrite contamination in drinking water and cancer risk: A systematic review with meta-analysis. *Environmental Research*. 2022. Vol. 210. Article 112988. DOI: 10.1016/j.envres.2022.112988.
9. Sengupta P. Potential health impacts of hard water. *International Journal of Preventive Medicine*. 2013. Vol. 4, No. 8. P. 866–875.
10. World Health Organization. Chemical fact sheets: Hardness. Geneva: World Health Organization, 2022. URL: https://www.who.int/publications/i/item/WHO-HEP-ECH-WSH-2022.1 (дата звернення: 28.08.2026).

Дата першого надходження статті до видання: 20.10.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 04.11.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 23.11.2026

ЕКОЛОГІЯ ЕКОСИСТЕМ

УДК 574.4:581.524.2
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.6-69.28

КОНЦЕПТУАЛЬНІ ТА МЕТОДОЛОГІЧНІ ЗАСАДИ ОЦІНЮВАННЯ СУКЦЕСІЙНИХ ПРОЦЕСІВ ПОРУШЕНИХ ЕКОСИСТЕМ

Мартиненко В.В. (orcid.org/0000-0002-2526-6732)
Інститут агроекології і природокористування Національної академії аграрних наук України
вул. Метрологічна, 12, 03143, м. Київ
martinenko.vasil@ukr.net

Стаття присвячена огляду концептуальним та методологічним засадам оцінювання сукцесій на порушених територіях, в тому числі, що зазнали впливу воєнних дій. Було здійснено аналіз екологічних сукцесій, які встановлюють закономірність перебудови рослинних угруповань, особливі риси їх відновлення та можливість формувати альтернативно стальні ценози. Спрямованість сукцесійних процесів залежить від комплексу факторів, серед яких характеристика порушення, ступінь зміни середовища, видовий склад рослинності до моменту впливу на нього та видовий склад, поширення фітоінвазій. Висвітлено питання дослідження сукцесійних проявів в екосистемах як процес, що має багато варіантів розвитку. Окрім цього було встановлено стадії сукцесії ценозу, яке розпочинається із порушення, після чого переходить до піонерної під час якої відбувається перехід до нових зв'язків в угрупованні після чого відбувається формування стабільного або альтернативного стану порушеної території. Надано характеристику воєнному впливу на екосистеми, який проявляється через механічну та хімічну дію на компоненти природного комплексу, а також формує нетипові умови для відновлення рослинного покриву. Проведено систематизацію щодо оцінки порушення екосистем різними підходами, який включає фітоценотичний, біоіндикаційний, ландшафтний, дистанційний, моделювання. Для кожного із підходів було визначено його інформаційні спроможності у використанні дослідження змін у фітоценозі, а також побудови прогностичних моделей відновлення. Доведена необхідність комплексного проведення дослідження щодо моніторингу відновлення порушених територій. Теоретично було продемонстровано, що поєднання підходів створює передумови вивчення вектору сукцесійних процесів, формування нових (альтернативних) станів, а також наукового обґрунтуванням для прийняття різного рівня рішень з метою відновлення порушених територій. *Ключові слова*: белігеративний вплив, фітоценотична динаміка, альтернативні стабільні стани, екологічний моніторинг, дистанційне зондування Землі.

Conceptual and methodological foundations for assessing successional processes in disturbed ecosystems. Martynenko V.
This article reviews the conceptual and methodological foundations for assessing successional processes in disturbed areas, including ecosystems affected by military activities. An analysis of ecological succession was conducted to identify patterns of plant community restructuring, specific features of vegetation recovery, and the potential for the formation of alternative stable communities. The direction of successional processes depends on a combination of factors, including the characteristics of the disturbance, the degree of environmental transformation, the species composition of vegetation prior to disturbance, and the occurrence and spread of invasive plant species. Ecological succession is examined as a process characterized by multiple potential developmental trajectories. The main stages of succession are identified, beginning with the initial disturbance, followed by the pioneer stage, during which new ecological relationships within plant communities develop, and subsequently progressing towards the formation of either a stable or an alternative state in the disturbed area. The impacts of military activities on ecosystems are characterized in terms of mechanical and chemical disturbances affecting the components of natural ecosystems and creating atypical conditions for vegetation recovery. Methodological approaches to assessing disturbed ecosystems are systematized, including phytocoenotic, bioindication, landscape-based, remote sensing, and modelling approaches. The information potential of each approach is examined in relation to the investigation of changes in plant community structure and the development of predictive models of ecosystem recovery. The necessity of an integrated approach to monitoring the recovery of disturbed areas is substantiated. It is theoretically demonstrated that combining different methodological approaches provides a basis for identifying the direction of successional processes, assessing the formation of new (alternative) ecosystem states, and providing scientific justification for decision-making at different management levels aimed at restoring disturbed ecosystems. *Key words*: war-related disturbance, phytocoenotic dynamics, alternative stable states, ecological monitoring, Earth observation and remote sensing.

Постановка проблеми. Збільшення випадків антропогенного впливу на екосистеми викликало необхідність модернізувати підходи щодо оцінки стану та подальшого вектору відновлення. Найбільшого наукового зацікавлення набувають сукцесії, які визначають напрям структурно-функціонального перебудування після впливу. Велика кількість варіантів розвитку ценозу ускладнюють процес подальшого прогнозування розвитку екосистеми, так як відновлення рослинності не кожного

© Мартиненко В.В., 2026
Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY 4.0

разу супроводжується поверненням до стабільного стану. У зв'язку із значною кількістю трансформації екосистем та поширенню на них інвазійної фітобіоти створюються передумови формування альтернативної екосистеми. На теперішній час наявна методологія дозволяє оцінити окремі компоненти екосистеми, а їх використання без взаємодії із іншими підходами не забезпечує всебічного дослідження сукцесійного розвитку. актуальним завданням є теоретично узагальнити концепцію положень щодо вивчення сукцесії шляхом поєднання різних підходів для оцінювання змін, стадій розвитку та прогнозування вектору розвитку порушеної екосистеми.

Актуальність дослідження. Актуальним завданням є теоретично узагальнити концепцію положень щодо вивчення сукцесії шляхом поєднання різних підходів для оцінювання змін, стадій розвитку та прогнозування вектору розвитку порушеної екосистеми. Особливо гостро дане питання постало на території України, де вже довготривалий період часу відбуваються інтенсивні бойові дії, що супроводжуються змінами у живому надґрунтовому покритті, зміною екологічних умов субстрату, що створює найбільш сприятливі умови для поширення фітоінвазій. Таким чином, загальна світобачення щодо поступового відновлення до вихідного стану не завжди демонструють стандартні процеси, так як сукцесійне відновлення після значного антропогенного впливу спрямовані на формування альтернативного стану, який буде більш стабільнішим до впливу негативних факторів ніж його попередній стан. В той же час, дослідження зазначених змін вимагає комплексного використання підходів, які здатні врахувати різні характеристики екосистеми. Актуальним постає питання різних видів досліджень, що забезпечить всебічний моніторинг, в тому числі й на віддалених та важкодоступних місцях. Узагальнення та систематизація положень щодо оцінювання сукцесій важливою складовою встановлення закономірностей розвитку екосистем внаслідок порушення та розроблення заходів щодо відновлення таких територій.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Стаття написана в рамках фундаментального дослідження за темою «Вплив сукцесій та фітоінвазій белігеративних ксерофітних екосистем України» (НДДКР РК № 0126U002594 (2026-2030 рр.).

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Публікаційна діяльність щодо вивчення сукцесій відображається у контексті структурно-функціональної перебудови угруповань, механізму відновлення або формування альтернативних станів. Так, у статті M. van Breugel із співавторами [1] пояснили про зворотній зв'язок екологічних умов та рослинністю щодо формування напряму сукцесій. Пізніше, S. Mata із іншими співавторами [2] вже пояснили застосування концепції альтернативного стану, щодо формування нових структур у рослин, які будуть більш стабільнішими. Дані публікації підтверджують той факт, що сукцесію як процес потрібно досліджувати як процес який може мати велику кількість напрямів, які визначаються комплексною дією різних чинників. Новим напрямком досліджень в Україні та світі стало оцінювання впливу воєнних дій на екосистеми України. Так, у своїх дослідженням P. Pereira [3] з колегами та Solokha M. із співавторами [4] провели дослідження щодо впливу воєнного впливу на природне середовище, серед яких живий надґрунтовий покрив та інші компоненти грунту. А вже Filho W. L. [5] із іншими дослідниками описали, як воєнні дії впливають на природоохоронні території та які дії необхідно щодо екологічного моніторингу.

Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Попри значну кількість наукових статей щодо сукцесій, невелика кількість публікацій присвячена комплексному дослідженню оцінки змін порушених екосистем. Також за необхідне слід встановити за якими критеріями буде проводитися оцінювання сукцесійних процесів, а також розмежувати відновлення рослинності до початкового стану та формування альтернативної екосистеми. Окрім цього необхідно враховувати вплив інвазійної фітобіоти та специфіку воєнних порушень, так як вони можуть мати суттєвий вплив на вектор розвитку відновлення порушеної рослинності. Актуально залишається питання щодо поєднання різних методів дослідження до однієї системи оцінювання, так як кожен метод або підхід має свої критерії та значення.

Новизна. Здійснено обґрунтування необхідності комплексного дослідження сукцесій на основі поєднання характеристик різних типів підходів. Здійснено акцент на необхідності розділяти поняття щодо відновлення ценозу до вихідного та формування альтернативного ценозу. Пояснена необхідність розглядати просторову неоднорідність відновлення та фітоінвазій як один із чинників, які впливають на напрям сукцесії. Запропоновано враховувати специфіку белігеративних ландшафтів під час формування комплексу досліджень з метою їх оцінювання.

Методологічне або загальнонаукове значення. Методологічне значення даної статті полягає у поєднанні традиційного геоботанічного дослідження та новітніх технологій спостереження на основі даних супутникових зйомок. Застосування у комплексному дослідженні різних методів створює передумови всебічному дослідженню оцінці рослинного покриву та його перебудови. У контексті загальнонаукового значення дане дослідження може полягати у тому, що сукцесія рослинності може мати багато варіантів розвитку рослинності, від відновлення до початкового стану до формування альтернативних ценозів.

Викладення основного матеріалу. На територіях, що зазнали різного негативного впливу та було порушено рослинний покрив напрям сукце-

сійного відновлення такого ценозу визначається взаємодією комплексу чинників, що впливають на перебудову угруповання. Одним із важливих факторів що впливає на процес перебудови є інтенсивність порушення, збереженість насіннєвого фонду (вихідного матеріалу) та здатність пристосуватися до нових умов зростання. На перших етапах відновлення рослинний склад залежить від наявності автохорних видів та тих, що зазнали мінімального впливу, а також формувати новий ценоз. Наступним етапом формування ценозу є створення міжвидових зв'язків, в тому числі й конкуренція за доступність до ресурсів, що прямо буде впливати за структурною зміною у домінуванні. Така закономірність узгоджується із моделлю толерантності, відповідно до якої сукцесія розвитку угруповання визначається властивостями рослини взаємодіяти із навколишнім середовищем [8, 9].

Під час сукцесійного розвитку ценозу відбувається окрім зміни проєктивного покриття, відбувається зміна у мікрокліматі території та характеристиці верхнього шару грунту. Нові умови зростання створюють передумови для заселення нових видів та ускладнення рослинної структури. У той же час, при зміні екологічних умов навколишнього середовища можуть створюватися несприятливі умови розвитку ценозу, а тому можливе відхилення від відновлення до вихідного угруповання. Таким чином, сукцесію слід розглядати як процес, який має безліч варіантів формування ценозу, від відновлення ознак до того стану який був перед порушенням, або формуванням альтернативного стану [10, 12].

Одним із факторів, що може суттєво вплинути на напрям сукцесії є зростання інвазійних видів рослини та порушених територіях. Вплив на живий надґрунтовий покрив (в основному на судинну флору), зменшення його проєктивного покриття створюють умови для їх проростання. На перших етапах сукцесії інвазії здатні за короткий проміжок часу розповсюдитися на велику територію, тим самим впливаючи на структуру й інших ценозів [11]. Найбільш відчутний вплив вони мають на аборигенну фітобіоту у момент зменшення представництва (видового та проєктивного). У таких випадках вже фітоінвазія виступає рушійною силою у формуванні альтернативного стану екосистеми, що у свою чергу буде відрізнятися від вихідного стану [12].

Для територій, які зазнали воєнного впливу питання фітоінвазій постає дуже гостро. Механічна дія на поверхню землі, змінені екологічні умови грунту та порушення взаємозв'язків між рослинами сприяють проникненню інвазіям, які не є характерним для вихідного угруповання. Не завжди зростання інвазійних видів свідчить про незворотні зміни. Вплив насамперед залежить від їх кількості та проєктивного покриття. Таким чином, при оцінювання сукцесії потрібно також враховувати не тільки вид, а й участь. У свою чергу це дозволить встановити можливі вектори розвитку ценозу та запланувати природоохоронні заходи [11].

Однією із особливостей порушених територій є те, що під час відновлення спостерігається неоднорідне відновлення рослинного покриву. Найбільше це проявляється на територіях, що зазнали механічного впливу, особливо воєнного, де внаслідок бойових дій утворюються зміни у рельєфі, ущільнення верхнього шару грунту та руйнується сформований фітоценоз [13, 14]. Через це, у межах одного комплексу можливий випадок формування осередків із різними умовами та інтенсивністю відновлення. Поясненням цього є те, що на території де зберігся вихідний ценоз можливо формування більш сприятливіших умов для відновлення угруповання, а на сильно видозмінених ділянках виникають можливості у формуванні іншого фітоценозу.

Для встановлення просторових закономірностей сукцесій важливе місце у дослідженнях займає два підходи: ландшафтний та геоінформаційний. Збір інформації про конфігурацію порушених осередків, фрагментація рослинності та просторовий взаємозв'язок надають можливість охарактеризувати зміни у таких екосистемах [15]. Інтегрування геоботанічних досліджень та картографії створює умови для встановлення ділянок, що перебувають на різних сукцесійних стадіях. У той же час, використання лише одного із підходів не надають можливість повноцінно дослідити просторової організації такої території.

Об'єктивну оцінку дослідження сукцесій можливо надати проводячи довготривалий моніторинг за змінами, які проходять у рослинному покриві. Використання ГІС-технологій надають можливість сформувати часові ряди, встановити масштаби дослідження та тенденції відновлення рослинності [16]. Дистанційний метод дослідження є найбільш актуальним при дослідженні белігеративних територій, так як їх наземний огляд є обмеженим через безпекові умови. Аналіз індексів дозволить досліджувати зміну у часі та просторі, а також виявляти місцерозташування територій із різним ступенем відновлення. Але у такому випадку слід розуміти, що збільшення числових значень індексів необов'язково буде свідчити про відновлення ценозу до першопочаткового стану. Інтеграція різних підходів дозволить встановити як кількісні так і структурні особливості сукцесії. Одним із ключових моментів таких досліджень це є порівняння порушених територій на різних етапах сукцесії із модельною (контрольною) територією для встановлення темпів та вектору відновлення.

Процедура проведення комплексного оцінювання в майбутньому матиме вагоме значення при розробленні плану заходів по відновленню (природоохоронні) порушених екосистем. Поєднання різних підходів надає можливість оцінити екологічний стан покриву на різних стадіях відновлення або зростання

[15, 16]. У даному випадку слід звертати увагу на спрямованість сукцесії та встановленню обмежувальних чинників. Території, які зберігають шанси на самовідновлення за необхідним потрібно створити такі передумови та сприяти не повторенню тих дій, що призвели до порушення екосистеми. Ділянки, які характеризуються значеною трансформацією та поширення фітоінвазій потребують детального вивчення (оцінювання) з метою розроблення більш ширшого плану природоохоронних заходів.

Отже, використання комплексного підходу надають можливість перейти від геоботанічних описів порушених територій (екосистем) до встановлення закономірностей їх перебудови. Одним із результатів такого оцінювання буде розмежування дослідження територій на яких відбувається процес відновлення до природного стану та екосистем як формують альтернативний стан відновлення рослинності. При комплексному підході досліджень використати дані геоботанічних описів порушених територій різного часового проміжку порушення та засоби дистанційного зондування землі можна отримати дані, які будуть свідчити про просторово-часову сукцесію. Така інформація буде корисною при надання пріоритетного статусу для моніторингу та всебічного розроблення природоохоронного або відновлювального плану заходів. Актуально застосовати комбіновані методи дослідження на воєнно порушених ландшафтах, де відновлення представлено просторовою неоднорідністю, а сукцесія може проходити за будь яким сценарієм.

Головні висновки. За результатами проведеного дослідження було встановлено, що сукцесія рослинності на порушених територіях має ознаки багатоваріантності. Науково обґрунтовано, що порушений фітоценоз не завжди буде відновлюватися до вихідного стану, він може також формувати й альтернативне угруповання. Фітоінвазії, просторова неоднорідність та інтенсивність порушення є головними чинниками у формуванні вектору сукцесії. Вказано щодо доцільності комплексного використання підходів щодо оцінки змін, які проходять в екосистемі.

Перспективи використання результатів дослідження. Перспективою використання результатів є удосконалення підходів до моніторинг та оцінювання порушених екосистем. Запропоновані положення можуть бути використані при майбутньому розробленні системи індикаторів та критеріїв щодо визначення стадій та напряму сукцесій. У практичній площині актуальність застування комплексного дослідження полягає у оцінюванні екологічного стану рослинності на постворнних територія. Наступними кроками дослідження повинні бути у апробуванні результатів, що будуть спрямовані на розроблення інтегрального показника оцінювання стану екосистеми. Результати стануть основою для проведення моніторингу, визначення перспективних територій для відновлення та розроблення рекомендацій для даного виду робіт.

Література

1. Van Breugel M., Bongers F., Norden N. et al. Feedback loops drive ecological succession: towards a unified conceptual framework. *Biological Reviews*. 2024. Vol. 99, No. 3. P. 928–949. DOI: https://doi.org/10.1111/brv.13051.
2. Mata S., Braga J. M. A., Flores B. M., Sansevero J. B. B. Use of the Alternative Stable States Concept in Tropical Terrestrial Ecosystem Research—A Systematic Literature Review. *Biotropica*. 2025. Vol. 57. e70025. DOI: https://doi.org/10.1111/btp.70025.
3. Pereira P., Bašić F., Bogunovic I., Barceló D. Russian-Ukrainian war impacts the total environment. *Science of the Total Environment*. 2022. Vol. 837. 155865. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155865.
4. Solokha M., Pereira P., Symochko L. et al. Russian-Ukrainian war impacts on the environment. Evidence from the field on soil properties and remote sensing. *Science of the Total Environment*. 2023. Vol. 902. 166122. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166122.
5. Filho W. L., Fedoruk M., Eustachio Pires J. H. P. et al. The environment as the first victim: The impacts of the war on the preservation areas in Ukraine. *Journal of Environmental Management.* 2024. Vol. 364. 121399. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.121399.
6. Gleason H.A. The individualistic concept of the plant association. *Bulletin of the Torrey Botanical Club*. 1926. Vol. 53. P. 7–26. URL: https://www.geobotany.org/library/pubs/GleasonHA1926_bulltbc_7-26.pdf.
7. Connell J.H., Slatyer R.O. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *American Naturalist*. 1977. Vol. 111. No. 982. P. 1119–1144. URL: https://www.columbia.edu/cu/e3bgrads/JC/Connell_1977_AmNat.pdf.
8. Hobbs R.J., Higgs E.S., Hall C.M. Novel ecosystems: intervening in the new ecological world order. *Wiley-Blackwell*. 2013. DOI: https://doi.org/10.1002/9781118354186.
9. Протопопова В.В., Шевера М.В. Інвазійні види флори України. Група високо активних видів. *GEO&BIO*. 2019. Вип. 17. С. 116–135. DOI: https://doi.org/10.15407/gb.2019.17.116.
10. Suding K.N., Gross K.L., Houseman G.R. Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology. *Trends in Ecology & Evolution*. 2004. Vol. 19. No. 1. P. 46–53. DOI: https://doi.org/10.1016/j.tree.2003.10.005.
11. Filho W.L., Fedoruk M., Eustachio Pires J.H.P., Splodytel A., Smaliychuk A., Szynkowska-Jozwik M.I. The environment as the first victim: The impacts of the war on the preservation areas in Ukraine. *Journal of Environmental Management*. 2024. Vol. 364. Article 121399. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.121399.
12. Дребот О.І., Король О.В. Трансформація ландшафтів в умовах військових конфліктів. *Агроекологічний журнал*. 2025. № 3. С. 6–12. DOI: https://doi.org/10.33730/2077-4893.3.2025.340773.
13. Гродзинський М.Д. Ландшафтна екологія: підручник. Київ: Либідь, 1993. 224 с. URL: https://aokornus.at.ua/BOOKS/Grodzynsky.pdf.
14. Huete A.R. Vegetation Indices, Remote Sensing and Forest Monitoring. *Geography Compass*. 2012. Vol. 6. P. 513–532. DOI: https://doi.org/10.1111/j.1749-8198.2012.00507.x.

Дата першого надходження статті до видання: 16.10.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 04.11.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 23.11.2026

ЕКОЛОГІЯ ЗЕМЕЛЬНИХ РЕСУРСІВ

УДК 574.64:504.064
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.6-69.29

ІНДЕКС ХІМІКО-БІОЛОГІЧНОЇ НЕВІДПОВІДНОСТІ ЯК ІНСТРУМЕНТ ІНТЕГРАЛЬНОГО ЕКОЛОГО-ТОКСИКОЛОГІЧНОГО ОЦІНЮВАННЯ ҐРУНТІВ

Крайнюков О.М. (orcid.org/0000-0002-5264-3118),
Кривицька І.А. (orcid.org/0009-0004-9543-7076),
Філатов В.М. (orcid.org/0009-0004-9102-7686)
Харківський національний університет імені В.Н. Каразіна
майд. Свободи, 4, 61022, м. Харків
alkraynukov@gmail.com

У даному дослідженні проведено комплексну оцінку забруднення ґрунтів важкими металами та їхнього біологічного впливу з використанням хімічних і фітотоксикологічних показників. Сучасні підходи до оцінювання екологічного стану ґрунтів переважно ґрунтуються на визначенні концентрацій забруднювальних речовин та їх зіставленні з нормативними або фоновими значеннями. Водночас фактичний біологічний ефект забруднення залежить не лише від вмісту важких металів, а й від їхньої рухомості, біодоступності, властивостей ґрунтового середовища та особливостей реакції живих організмів. У зв'язку з цим однаковий або близький рівень хімічного навантаження може супроводжуватися різною інтенсивністю біологічної відповіді, що обмежує можливості оцінювання екологічного ризику виключно за результатами інструментального аналізу. Для дослідження цього явища визначено вміст рухомих форм Pb, Cd, Cr, Cu, Zn і Ni у ґрунтах досліджуваних територій та проведено фітотестування з використанням Raphanus sativus L. як тест-об'єкта. Біологічну реакцію оцінювали за інгібуванням росту коренів і надземної частини рослин. Для кількісного зіставлення різнорозмірних хімічних і біологічних показників запропоновано їх стандартизацію та формування інтегрованого хімічного сигналу і інтегрованої біологічної відповіді. На цій основі розроблено індекс хіміко-біологічної невідповідності (ІХБН), який характеризує величину та напрям розходження між рівнем хімічного навантаження і фактичною реакцією тест-організму. Встановлено, що підвищений вміст важких металів у ґрунті не в усіх випадках супроводжується пропорційним посиленням фітотоксичного ефекту. Найбільш виражену невідповідність виявлено для ґрунтів території Мирного, де за високого інтегрованого хімічного сигналу спостерігалася відносно слабка біологічна реакція, особливо за показником інгібування росту коренів. Отримані результати підтверджують доцільність спільного використання інструментальних та біотестових методів і свідчать, що саме ступінь розходження між ними може виступати додатковою діагностичною характеристикою стану забрудненого ґрунту. Запропонований ІХБН розширює можливості інтегрального еколого-токсикологічного оцінювання та може бути використаний для виявлення територій, на яких результати хімічного аналізу не повною мірою відображають фактичний біологічний ефект забруднення, а також для обґрунтування пріоритетів подальшого моніторингу та відновлення порушених ґрунтових екосистем. *Ключові слова:* важкі метали, забруднення ґрунтів, еколого-токсикологічна оцінка, фітотоксичність, Raphanus sativus L., біотестування, біологічна відповідь, хімічне навантаження, біодоступність, індекс хіміко-біологічної невідповідності (ІХБН).

Chemical–biological discrepancy index as a tool for integrated ecotoxicological assessment of soils. Krainiukov O., Kryvytska I., Filatov V.

This study presents a comprehensive assessment of soil contamination with heavy metals and their biological effects using chemical and phytotoxicological indicators. Current approaches to assessing the ecological condition of soils are predominantly based on determining pollutant concentrations and comparing them with regulatory or background values. However, the actual biological effects of contamination depend not only on heavy metal concentrations but also on their mobility, bioavailability, soil properties, and the specific responses of living organisms. Consequently, identical or similar levels of chemical load may be accompanied by different intensities of biological response, which limits the assessment of ecological risk based solely on instrumental analysis. To investigate this phenomenon, the concentrations of mobile forms of Pb, Cd, Cr, Cu, Zn, and Ni were determined in soils from the studied areas, and phytotoxicity testing was performed using Raphanus sativus L. as a test organism. The biological response was assessed based on the inhibition of root and shoot growth. To quantitatively compare chemical and biological indicators expressed in different units, their standardization and the calculation of an integrated chemical signal and an integrated biological response were proposed. On this basis, the Chemical–Biological Discrepancy Index (CBDI) was developed to characterize the magnitude and direction of the discrepancy between the level of chemical load and the actual response of the test organism. The results demonstrated that elevated concentrations of heavy metals in soil were not always accompanied by a proportional increase in phytotoxic effects. The most pronounced discrepancy was identified in the soils of the Myrne area, where a high integrated chemical signal was accompanied by a relatively weak biological response, particularly in terms of root growth inhibition. The findings confirm the value of combining instrumental analysis with biotesting methods and indicate that the degree of discrepancy between chemical and biological assessments may serve as an additional diagnostic characteristic of contaminated soils. The proposed CBDI expands the possibilities of integrated ecotoxicological assessment and may be used to identify areas where chemical analysis does not fully reflect the actual biological effects of contamination, as well as to support the prioritization of further monitoring and restoration of disturbed soil ecosystems. *Key words:* heavy metals, soil contamination, ecotoxicological assessment, phytotoxicity, Raphanus sativus L., biotesting, biological response, chemical load, bioavailability, Chemical–Biological Discrepancy Index (CBDI).

© Крайнюков О.М., Кривицька І.А., Філатов В.М., 2026
Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY 4.0

Постановка проблеми. Ґрунт є одним із найважливіших природних ресурсів, від стану якого безпосередньо залежать функціонування наземних екосистем, сільськогосподарське виробництво та безпека людини. Інтенсивний розвиток сільського господарства, промисловості й урбанізаційних процесів супроводжується зростанням антропогенного навантаження на ґрунтовий покрив, унаслідок чого проблема його забруднення набуває дедалі більшого значення [1, 2]. Особливу небезпеку становить накопичення важких металів, випадки значного забруднення якими реєструються в різних регіонах світу. Стійкість цих елементів у навколишньому середовищі, здатність накопичуватися у ґрунтах і залучатися до біогеохімічних процесів перетворюють металеве забруднення на одну з актуальних екологічних проблем сучасності [3, 4].

Надмірний вміст важких металів може змінювати перебіг процесів трансформації та кругообігу поживних речовин у ґрунті [5], негативно впливати на ріст і розвиток рослин, знижувати врожайність сільськогосподарських культур та погіршувати якість отриманої продукції [6]. Забруднені ґрунти водночас можуть бути джерелом надходження металів до організму людини. Експозиція відбувається внаслідок безпосереднього контакту із ґрунтовими частинками, їх інгаляційного надходження [7], а також опосередковано – через перенесення металів у системі «ґрунт–рослина–тварина–людина» та їх включення до харчових ланцюгів [8].

Присутність металів у ґрунтах не завжди є наслідком антропогенного забруднення. За природних умов їх вміст значною мірою визначається мінералогічним і геохімічним складом ґрунтотворних порід [9]. Метали природного походження часто перебувають у малорухомих і важкодоступних для рослин формах, тому пов'язаний із ними екологічний ризик може бути порівняно невисоким [10]. Водночас господарська діяльність людини істотно змінює природний баланс цих елементів. Застосування мінеральних добрив і засобів захисту рослин, промислові викиди, видобування та перероблення сировини, транспортне навантаження й інші антропогенні процеси сприяють додатковому надходженню металів та їх накопиченню у верхніх горизонтах ґрунту [11]. Антропогенна складова забруднення має особливе значення, оскільки частина таких сполук характеризується підвищеною рухомістю та біодоступністю, що полегшує їх надходження до рослин і підвищує потенційний екологічний ризик.

Неоднорідність природних умов і різна інтенсивність антропогенного навантаження формують значну просторову мінливість вмісту важких металів у ґрунтах. Тому сучасні дослідження спрямовані не лише на визначення їх концентрацій, а й на встановлення походження забруднення, оцінювання внеску окремих джерел та виявлення чинників, які визначають просторовий розподіл металів. Протягом останнього десятиліття ці питання активно досліджуються в різних країнах, що дозволило сформувати широкий спектр підходів до аналізу джерел і закономірностей поширення металевого забруднення [12–17].

Для кількісної характеристики стану ґрунтів широко використовують систему геохімічних та екологічних індексів. До найбільш поширених належать фактор збагачення, індекс геоакумуляції та індекс потенційного екологічного ризику, які дають змогу оцінити ступінь накопичення окремих елементів і потенційну небезпеку їх присутності у ґрунті [18]. Водночас важливим напрямом досліджень залишається встановлення джерел надходження забруднювачів. Такі дослідження передбачають як ідентифікацію ймовірних джерел, так і кількісне визначення внеску кожного з них у формування загального рівня забруднення.

Для встановлення походження важких металів застосовують кластерний аналіз, метод головних компонентів [19], просторовий аналіз із використанням геоінформаційних технологій [20] та інші статистичні підходи. Кількісний розподіл внеску окремих джерел здійснюють за допомогою рецепторних моделей, зокрема позитивної матричної факторизації та балансу хімічної маси, а для визначення просторових закономірностей і впливу окремих чинників використовують географічний детектор та споріднені методи [4, 21–23]. Поєднання багатовимірного статистичного аналізу з геостатистичними моделями [24] істотно розширило можливості дослідження просторової диференціації забруднення та встановлення його ймовірних джерел.

Разом із тим індексна оцінка та аналіз концентрацій переважно характеризують хімічну складову забруднення і не завжди дають можливість безпосередньо судити про фактичний біологічний ефект присутніх у ґрунті металів. Різна рухомість і біодоступність елементів, властивості ґрунтового середовища та взаємодія компонентів поліелементного забруднення можуть зумовлювати ситуації, коли вираженість біологічної реакції не відповідає рівню хімічного навантаження. У зв'язку з цим перспективним є поєднання результатів хімічного аналізу з біотестуванням та розроблення інтегральних підходів, здатних характеризувати не лише рівень забруднення, а й ступінь узгодженості між хімічним сигналом і фактичною реакцією біологічних об'єктів.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Авторський науковий доробок безпосередньо пов'язаний із розв'язанням актуальних завдань у сфері екологічної безпеки, моніторингу стану довкілля та забезпечення сталого природокористування. Проведені дослідження спрямовані на вдосконалення підходів до оцінювання якості поверхневих вод і ґрунтів, визначення рівнів та джерел техногенного забруднення, дослідження міграції й біологічної доступності токсичних компонентів, а також

встановлення їхнього впливу на живі організми та екосистеми. Особливе значення має поєднання інструментальних методів контролю з біотестуванням та інтегральним оцінюванням екологічного стану, що дає змогу перейти від констатації факту забруднення до комплексного визначення його реальної екологічної небезпеки. Практична спрямованість отриманих результатів полягає у можливості їх використання для вдосконалення систем екологічного моніторингу, обґрунтування природоохоронних і відновлювальних заходів, прийняття управлінських рішень щодо забруднених та порушених територій і зниження екологічних ризиків. У сучасних умовах, коли техногенне навантаження посилюється наслідками воєнних дій, такий напрям досліджень набуває особливої актуальності для відновлення територій України, збереження природно-ресурсного потенціалу та забезпечення екологічної безпеки населення.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. У сучасних дослідженнях еколого-токсикологічного стану ґрунтів дедалі більше уваги приділяється не стільки встановленню самого факту присутності важких металів, скільки визначенню їх рухомості, біодоступності та здатності спричиняти біологічні ефекти [25-28]. Це пов'язано з тим, що концентраційні показники характеризують рівень хімічного навантаження, проте не завжди дозволяють прогнозувати фактичну реакцію живих організмів. Вміст металу у ґрунті та ступінь його токсичної дії можуть суттєво відрізнятися залежно від форми знаходження елемента, властивостей ґрунтового середовища та взаємодії з іншими компонентами забруднення. Тому одним із провідних напрямів сучасних досліджень стає пошук підходів, які дають змогу зіставляти результати хімічного аналізу з показниками біологічної відповіді.

Одним із ключових питань сучасної екотоксикології залишається співвідношення між концентрацією металу в ґрунті та його біологічною доступністю. У дослідженні Kim et al. [28] наголошено на необхідності врахування біодоступності металів під час оцінювання забруднених ґрунтів. Важливу роль відіграють кислотність, гранулометричний склад, вміст органічної речовини, сорбційні властивості та конкурентні взаємодії між елементами. Тому однакові концентрації металів у різних ґрунтах можуть супроводжуватися неоднаковою біологічною реакцією.

Ця проблема зумовила активний розвиток біологічних методів контролю, які дають можливість оцінити сумарний ефект комплексу забруднювачів без необхідності встановлення внеску кожного компонента окремо. Для ґрунтів використовують тест-системи на основі рослин, ґрунтових безхребетних, мікроорганізмів та ферментативної активності. Рослинні біотести становлять особливий інтерес завдяки чутливості ростових процесів до токсичного впливу та можливості безпосередньо оцінювати реакцію продуцентів на властивості забрудненого субстрату.

Водночас результати хімічного аналізу та біотестування не завжди демонструють однакову оцінку екологічного стану ґрунту. Високий рівень накопичення забруднювача може поєднуватися з порівняно слабким біологічним ефектом, тоді як за менш вираженого хімічного забруднення реакція тест-організмів іноді виявляється значнішою. Такі відмінності можуть бути пов'язані з біодоступністю сполук, синергічними або антагоністичними взаємодіями компонентів забруднення, особливостями ґрунтового середовища та різною чутливістю біологічних об'єктів. Саме тому використання лише концентраційних критеріїв або лише результатів біотестування може призводити до неповної характеристики екологічної небезпеки.

Спробою подолання зазначеного обмеження стало впровадження концепцій Weight of Evidence (WoE) та TRIAD, які передбачають спільне використання декількох незалежних ліній доказів. У межах таких підходів хімічні характеристики забруднення поєднуються з результатами екотоксикологічних тестів та показниками фактичного стану біоти. Semenzin et al. запропонували інтегрувати дані щодо біодоступності, екотоксикологічних ефектів та екологічного стану в систему індексів ризику для забруднених ґрунтів. Такий підхід дозволяє отримати більш обґрунтовану оцінку, ніж використання окремої групи показників [29].

Подальший розвиток цього напряму пов'язаний із використанням інтегральних біомаркерних показників. Зокрема, Deville-Cavellin et al. [30] досліджували можливості застосування інтегрованих біомаркерів для оцінювання екологічного ризику за умов комплексного забруднення ґрунтів металами та металоїдами. Такий підхід дозволяє узагальнювати різні прояви біологічної відповіді та доповнювати результати хімічного аналізу інформацією про фактичні ефекти забруднення.

Рослинні біотести становлять особливий інтерес завдяки чутливості ростових процесів до токсичного впливу та можливості безпосередньо оцінювати реакцію продуцентів на властивості досліджуваного субстрату. Зокрема, Bhat et al. [31] досліджували фітотоксичність важких металів щодо *Raphanus sativus* L. у ґрунті з додаванням обробленого осаду, що підтверджує доцільність використання цього виду як тест-об'єкта для оцінювання впливу металевого забруднення.

Таким чином, аналіз сучасних досліджень свідчить про поступове формування комплексної парадигми оцінювання забруднених ґрунтів, у якій хімічні та біологічні методи розглядаються як взаємодоповнювальні. Водночас більшість існуючих інтегральних підходів спрямована насамперед на агрегування різних груп показників у загальну оцінку забруднення або екологічного ризику. Значно

менше уваги приділяється кількісній характеристиці самої невідповідності між рівнем хімічного навантаження та вираженістю фактичної біологічної реакції. Визначення величини та спрямованості такого розходження може надати додаткову інформацію про біодоступність забруднювачів, особливості їх комбінованої дії та специфіку реакції біологічних систем. Саме це обґрунтовує доцільність розроблення індексу хіміко-біологічної невідповідності як додаткового інструменту інтегрального еколого-токсикологічного оцінювання ґрунтів.

Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Попри значний розвиток методів еколого-токсикологічного оцінювання ґрунтів, недостатньо дослідженим залишається питання кількісної характеристики розбіжностей між результатами інструментального аналізу та реакцією біологічних об'єктів. Наявні підходи переважно орієнтовані на визначення рівня забруднення, потенційного екологічного ризику або формування узагальненої оцінки на основі сукупності різнорідних параметрів. При цьому ситуації, коли значне хімічне навантаження супроводжується слабкою відповіддю тест-організму або, навпаки, відносно невисокі концентрації забруднювачів викликають виражений біологічний ефект, здебільшого розглядаються як особливості окремих досліджень, а не як самостійна діагностична ознака стану ґрунтової системи. Недостатньо розробленими залишаються критерії, які дозволяли б чисельно визначити величину такого розходження, встановити його спрямованість та забезпечити коректне зіставлення показників, виражених у різних одиницях вимірювання. У зв'язку з цим актуальним є розроблення інструменту, здатного характеризувати ступінь відповідності фактичного біологічного відгуку рівню встановленого хімічного навантаження, що створює основу для більш диференційованої інтерпретації еколого-токсикологічного стану ґрунтів.

Новизна. Наукова новизна дослідження полягає у розробленні підходу, за якого розбіжність між хімічними характеристиками забруднення ґрунту та реакцією тест-організму розглядається як окрема інформативна властивість досліджуваної системи. Запропоновано індекс хіміко-біологічної невідповідності (ІХБН), призначений для чисельного відображення величини та спрямованості відхилення біологічного відгуку від рівня, сформованого сукупністю хімічних показників. Методичне рішення передбачає приведення різнорозмірних параметрів до зіставного масштабу, формування інтегрального хімічного сигналу та його подальше співвіднесення з нормованими показниками біологічної відповіді. Принциповою особливістю ІХБН є збереження знака розбіжності, завдяки чому стає можливим розрізняти випадки переважання хімічного навантаження над проявленим біологічним ефектом, їх відносної узгодженості або, навпаки, посиленої реакції біологічної системи за менш вираженого хімічного сигналу. Такий підхід розширює можливості інтерпретації результатів еколого-токсикологічних досліджень і створює методичне підґрунтя для диференціації ґрунтів не лише за рівнем забруднення, а й за характером реалізації його біологічної дії.

Методологічне або загальнонаукове значення. Методологічне значення роботи полягає у формуванні нового способу інтерпретації даних еколого-токсикологічних досліджень, за якого основним об'єктом аналізу стає не окремий показник, а характер співвідношення між різними проявами стану ґрунтової системи. Запропонована методологія забезпечує перехід від паралельного представлення результатів лабораторних досліджень до їх математично формалізованого зіставлення в єдиному аналітичному просторі. Це створює можливість виявляти приховані закономірності, які залишаються непомітними за традиційного розгляду окремих масивів даних, установлювати типи реакції ґрунтових систем на антропогенний вплив та порівнювати різні за складом і походженням об'єкти за уніфікованим принципом. Загальнонаукове значення такого підходу полягає також у можливості його подальшої адаптації до інших компонентів довкілля, наборів забруднювачів і тест-організмів, що відкриває перспективи для створення універсальніших систем екологічної діагностики та прогнозування змін природних і техногенно трансформованих екосистем.

Викладення основного матеріалу. Емпіричною основою для апробації запропонованого підходу стали результати еколого-токсикологічного дослідження ґрунтів агроландшафтів Харківської області, частина яких зазнала безпосереднього воєнного впливу. До аналізу включено ділянки поблизу с. Хрестище, с. Мирне та с. Оленівка, а як референтну територію використано орні землі поблизу с. Українка, для яких не було встановлено безпосереднього впливу вибухів. Така організація дослідження дала можливість зіставити території з різним характером впливу в межах одного регіону та використати локальний референтний рівень для подальших розрахунків. Відбір зразків здійснено 17 липня 2026 року.

Хімічну складову оцінювання формували за вмістом рухомих форм Pb, Cd, Cr, Cu, Zn та Ni. Вибір саме рухомих форм зумовлений їх більшою екологічною інформативністю порівняно з валовим вмістом, оскільки ця фракція характеризує потенційно мобільну та біодоступну частину металів у ґрунтовому середовищі. Отримані концентрації порівнювали з нормативними значеннями ГДК, а для встановлення локальних особливостей накопичення – із концентраціями відповідних елементів на референтній ділянці.

Біологічну складову дослідження визначали методом фітотестування з використанням Raphanus

sativus L. Тривалість експозиції становила 96 годин, а для кожного дослідного варіанта та контролю аналізували по 30 рослин. Як тест-реакції використовували довжину кореневої системи та надземної частини проростків із подальшим визначенням величини їх пригнічення відносно контролю. Застосування двох морфометричних характеристик дозволило врахувати можливу неоднакову чутливість окремих частин рослини до властивостей досліджуваного субстрату.

Результати хімічного аналізу засвідчили поліелементний характер забруднення. Найбільш виражене перевищення нормативного рівня встановлено для Cu: на трьох ділянках, що зазнали воєнного впливу, його концентрація становила 24–29 мг/кг за ГДК 3 мг/кг, тобто перевищення сягало 8,0–9,7 раза. Вміст Cd перевищував норматив у 1,7–2,7 раза, Cr – у 1,8–2,5 раза, а Zn – приблизно у 1,6–1,8 раза. Для Ni особливо вирізнялося с. Мирне, де концентрація становила 12 мг/кг, або 3 ГДК. Концентрація Pb на територіях воєнного впливу досягала 19–22 мг/кг за нормативного рівня 6 мг/кг.

Порівняння з локальною референтною територією дозволило виявити іншу важливу характеристику – ступінь відносного збагачення ґрунтів. Найбільші відмінності встановлено для Cd, вміст якого перевищував референтний рівень у 4,0–6,3 раза. Для Cr коефіцієнти становили 2,75–3,75, Cu – 2,67–3,22, Pb – 2,38–2,75, тоді як для Zn – 1,85–2,05. Найбільш контрастною просторовою поведінкою характеризувався Ni: у с. Мирне його концентрація була в чотири рази вищою за референтну. Отже, саме ця ділянка мала найбільш виражений комплексний профіль збагачення металами.

Результати фітотестування, однак, не відтворювали встановлену хімічну диференціацію буквально. За пригніченням росту надземної частини R. sativus найбільший ефект спостерігався для ґрунту с. Оленівка – 24,16 %, тоді як у с. Хрестище та с. Мирне він становив відповідно 20,95 і 20,61 %. Для референтної ділянки цей показник дорівнював лише 4,39 %. Іншу картину отримано за реакцією кореневої системи: у с. Хрестище пригнічення становило 16,49 %, у с. Оленівка – 18,25 %, на референтній ділянці – 16,84 %, тоді як у с. Мирне воно дорівнювало лише 2,18 %.

Саме результат, отриманий для с. Мирне, є показовим з позицій подальшого інтегрального аналізу. Ділянка характеризувалася максимальними або одними з найвищих концентрацій Pb, Cd, Cu та Ni, однак реакція кореневої системи тест-рослини виявилася найменшою серед усіх досліджених варіантів. Натомість у с. Оленівка максимальний вміст Cr поєднувався з найбільшим пригніченням надземної частини рослин. Таким чином, однаковий принцип інтерпретації лише за абсолютним рівнем хімічного навантаження не забезпечує повного пояснення фактичної біологічної відповіді.

Для приведення хімічних і біологічних параметрів, виражених у різних одиницях, до єдиного масштабу було використано Z-стандартизацію. Для кожного показника визначали відхилення індивідуального значення від середнього з урахуванням стандартного відхилення. У результаті абсолютні концентрації металів та відсоткові значення фітотоксичного ефекту перетворювалися на безрозмірні величини, придатні для безпосереднього зіставлення. Z-оцінки при цьому використовували як засіб нормування та порівняльної характеристики, а не як критерій статистичної значущості.

Стандартизовані профілі підтвердили відсутність повної синхронності між двома групами параметрів. Особливо чітко це проявилося для с. Мирне: позитивні Z-оцінки більшості металів поєднувалися з різко відмінним профілем кореневої реакції. Водночас показник пригнічення надземної частини краще відокремлював три території воєнного впливу від референтної. Отже, отриманий масив даних демонструє не просто різницю між результатами двох методів дослідження, а різний ступінь їх узгодженості залежно від конкретної ділянки та обраної біологічної тест-реакції.

Представлена схема стала методичною основою для формалізації виявленого розходження та розроблення індексу хіміко-біологічної невідповідності (ІХБН). Індекс призначений для кількісного оцінювання співвідношення між інтегральним хімічним навантаженням і фактичною фітотоксичною реакцією (рис. 1).

На першому етапі хімічні та біологічні показники стандартизували за Z-оцінками. Така процедура усуває вплив різних одиниць вимірювання та переводить усі параметри у безрозмірну форму:

$$Z_{ij} = (x_{ij} - \bar{x_j}) / s_j, \quad (1)$$

де x_{ij} – значення j-го показника для і-ї досліджуваної ділянки; $\bar{x_j}$ – середнє значення відповідного показника для сукупності ділянок; s_j – стандартне відхилення. У цьому розрахунку стандартизацію виконано в межах сукупності чотирьох досліджуваних ділянок.

Інтегральний хімічний сигнал H_i визначали як середнє арифметичне Z-оцінок рухомих форм шести металів – Pb, Cd, Cr, Cu, Zn та Ni:

$$H_i = (1/m) \Sigma Z_{ij(chem)}, \quad (2)$$

Інтегральний біологічний сигнал B_i формували за двома морфометричними тест-реакціями *Raphanus sativus* L. – пригніченням росту кореневої системи та надземної частини:

$$B_i = (Z_i,root + Z_i,shoot) / 2, \quad (3)$$

Оскільки в обох випадках збільшення стандартизованого значення відповідає посиленню відповідного сигналу – металевого навантаження або фітотоксичного ефекту – їх можна безпосередньо

 ISSN: 2306-9716 (Print), ISSN: 2664-6110 (Online)

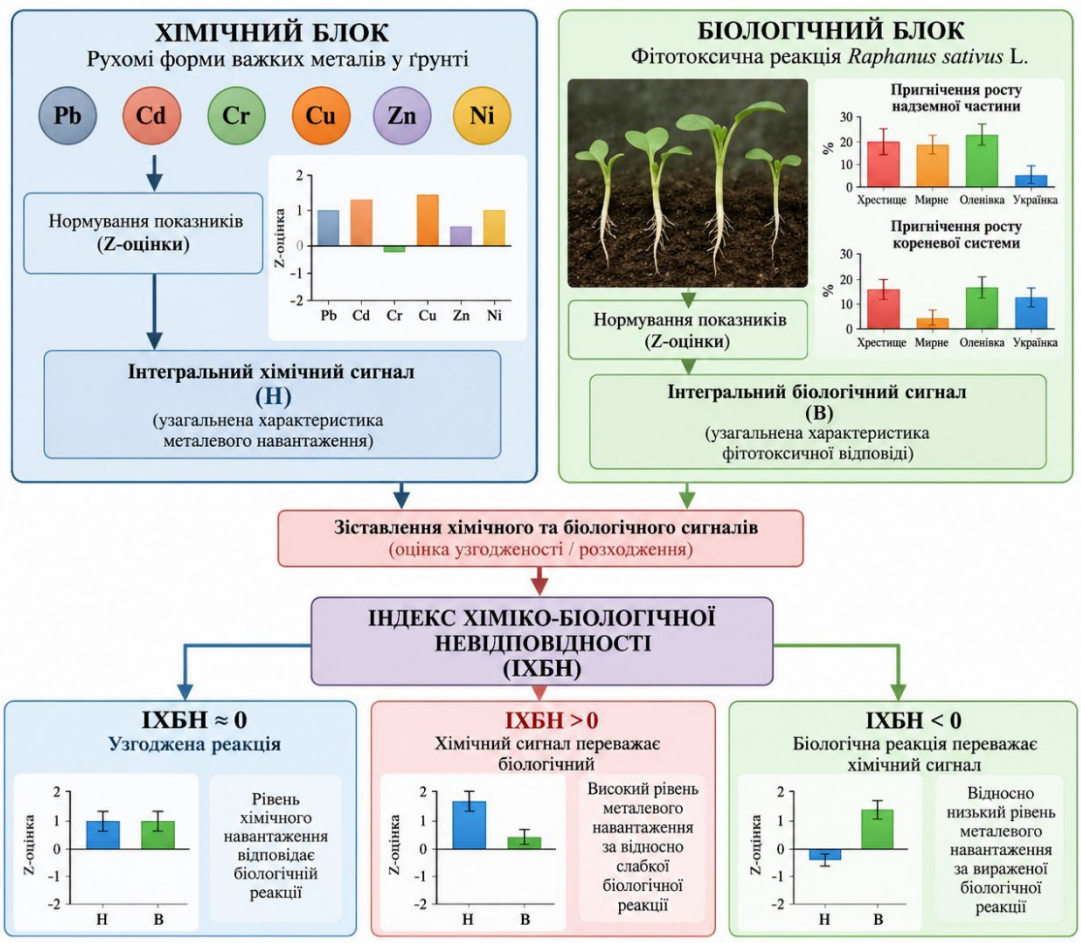


Рис. 1. Концептуальна схема інтегрованого зіставлення хімічного навантаження та біологічної відповіді ґрунтової системи як основи визначення індексу хіміко-біологічної невідповідності (ІХБН)

зіставляти. Індекс хіміко-біологічної невідповідності визначали як різницю:

$$ІХБН_i = H_i - B_i, \quad (4)$$

Запропонований індекс хіміко-біологічної невідповідності ґрунтується на принципі порівняння двох незалежно сформованих груп показників, які характеризують різні аспекти еколого-токсикологічного стану ґрунтової системи. Інтегральний хімічний сигнал відображає відносну інтенсивність поліелементного забруднення, тоді як інтегральний біологічний сигнал характеризує фактичну фітотоксичну реакцію тест-організму. Визначення різниці між цими сигналами дає змогу не лише встановити ступінь їх розходження, а й ідентифікувати його спрямованість, що становить основну діагностичну особливість запропонованого підходу.

Використання Z-стандартизації забезпечує приведення хімічних і біологічних показників до безрозмірного масштабу з урахуванням їх варіабельності в досліджуваній сукупності. Водночас така процедура не означає еквівалентності токсикологічної небезпеки окремих металів або однакової екологічної значущості біологічних реакцій. Тому ІХБН слід розглядати як відносний порівняльний показник, який характеризує особливості співвідношення хімічного навантаження та біологічної відповіді в межах визначеної сукупності досліджуваних об'єктів.

Застосування однакових вагових коефіцієнтів для окремих хімічних показників обумовлено необхідністю уникнення додаткової суб'єктивності на початковому етапі апробації індексу. Такий підхід дозволяє оцінити узагальнений характер хімічного сигналу без попереднього встановлення пріоритетності окремих металів. Разом із тим подальше вдосконалення ІХБН передбачає можливість використання диференційованих вагових коефіцієнтів, обґрунтованих токсикологічними характеристиками забруднювачів та особливостями їх біологічної дії.

Знак ІХБН відображає спрямованість розходження. Значення, близьке до нуля, свідчить про відносну узгодженість двох сигналів; додатне значення означає переважання хімічного сигналу над біологічним, а від'ємне – відносно сильнішу біоло-

гічну реакцію. Для характеристики лише сили розходження, незалежно від його напряму, додатково використовували модуль індексу |ІХБН|.

Розрахунок проведено за фактичними концентраціями рухомих форм Pb, Cd, Cr, Cu, Zn і Ni та показниками пригнічення росту кореневої системи і надземної частини *Raphanus sativus* L. для ґрунтів с. Хрестище, с. Мирне, с. Оленівка та референтної ділянки поблизу с. Українка (табл.1, рис. 2).

Найменша абсолютна невідповідність встановлена для ґрунту с. Хрестище (ІХБН = −0,121; |ІХБН| = 0,121), де інтегральні хімічний і біологічний сигнали були найбільш близькими. Для с. Мирне отримано найбільше додатне значення ІХБН (1,516). Високий інтегральний хімічний сигнал H = 0,855 тут поєднувався з від'ємним інтегральним біологічним сигналом B = −0,662, що кількісно відображає встановлене раніше розходження між значним металевим навантаженням і слабкою реакцією кореневої системи.

Для с. Оленівка ІХБН становив −0,460: біологічний сигнал (B = 0,798) перевищував інтегральний хімічний (H = 0,339), що узгоджується з найбільш вираженим пригніченням надземної частини тест-рослин. На референтній ділянці поблизу с. Українка отримано ІХБН = −0,936. Таке значення сформувалося на тлі найнижчого інтегрального хімічного сигналу (H = −1,528) та відносно менш негативного біологічного сигналу (B = −0,592), зокрема через збереження помітної реакції кореневої системи.

Принципова відмінність запропонованого ІХБН від традиційних інтегральних показників забруднення полягає у спрямованості не на узагальнення хімічного та біологічного навантаження в єдину оцінку, а на кількісне визначення характеру їх співвідношення. За такого підходу розходження між результатами інструментального аналізу та біотестування розглядається як самостійна діагностична характеристика ґрунтової системи. Це дозволяє виділяти об'єкти, для яких оцінка екологічного стану виключно за концентраційними показниками може бути недостатньою.

Найбільш показовими є результати дослідження ґрунтів поблизу с. Мирне, де значення ІХБН становило 1,516 за високого інтегрального хімічного сигналу (H = 0,855) та від'ємного біологічного сигналу (B = −0,662). Така комбінація свідчить про відносно слабшу фітотоксичну реакцію порівняно з рівнем хімічного навантаження в досліджуваній сукупності. Виявлена невідповідність може бути пов'язана з особливостями доступності металів для тест-організму, фізико-хімічними властивостями ґрунту або взаємодією компонентів забруднення. Водночас встановлення конкретних механізмів формування такої реакції потребує додаткових експериментальних досліджень.

Таблиця 1

Результати розрахунку інтегральних сигналів та ІХБН

Ділянка	H	B	ІХБН	|ІХБН|
Хрестище	0,335	0,455	-0,121	0,121
Мирне	0,855	-0,662	1,516	1,516
Оленівка	0,339	0,798	-0,460	0,460
Українка	-1,528	-0,592	-0,936	0,936

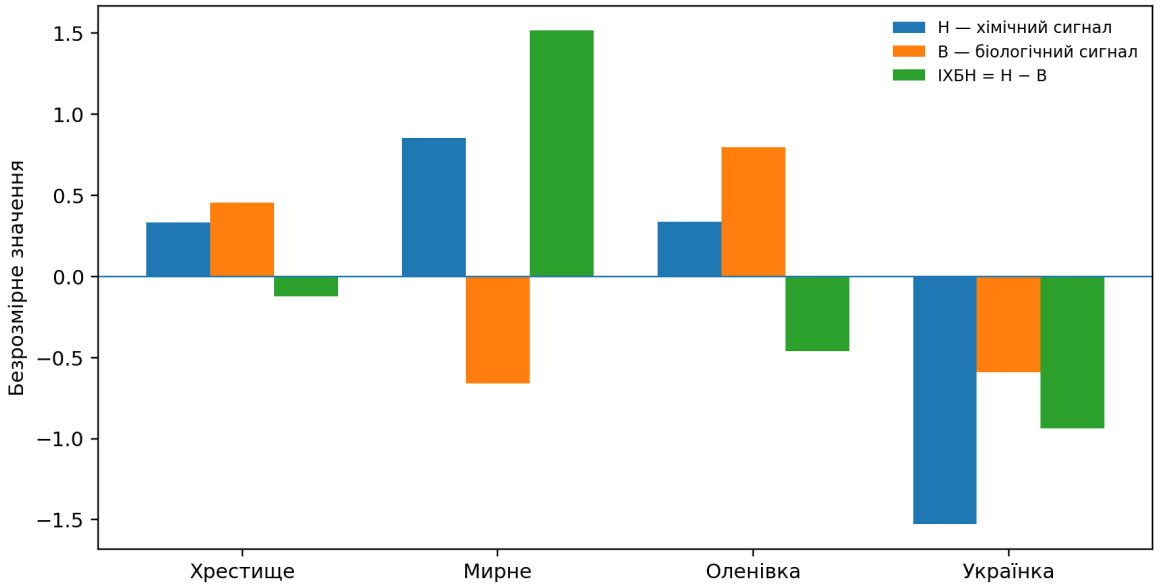


Рис. 2. Співвідношення інтегрального хімічного сигналу H, біологічного сигналу B та ІХБН для досліджуваних ділянок

ISSN: 2306-9716 (Print), ISSN: 2664-6110 (Online)

Необхідно враховувати, що отримані значення ІХБН залежать від складу досліджуваної вибірки, оскільки стандартизація показників здійснюється за середніми значеннями та стандартними відхиленнями, визначеними для відповідної сукупності об'єктів. У зв'язку з цим зміна кількості або характеристик досліджуваних ділянок потенційно може впливати на величину інтегральних сигналів та результуючого індексу. Це обмежує можливість безпосереднього порівняння абсолютних значень ІХБН, отриманих у незалежних дослідженнях із різними вибірками.

Подальша методична валідація запропонованого індексу має передбачати оцінювання його чутливості до зміни складу вибірки, способів стандартизації, вагових коефіцієнтів та набору біологічних тест-реакцій. Окремого значення набуває встановлення статистичної невизначеності ІХБН з урахуванням варіабельності експериментальних показників. Залучення додаткових тест-організмів і незалежних наборів даних дозволить визначити стійкість запропонованого підходу та обґрунтувати можливість його ширшого використання в системах еколого-токсикологічного моніторингу.

Головні висновки. Отримані результати підтверджують, що ІХБН дає змогу чисельно виділити випадки, у яких хімічна та біологічна складові формують різноспрямовані еколого-токсикологічні профілі. Водночас запропонований індекс на цьому етапі слід розглядати як порівняльний дослідницький показник. Установлення універсальних порогових значень і класів невідповідності потребує апробації на ширшій вибірці ґрунтів, різних рівнях забруднення та додаткових тест-об'єктах.

Перспективи використання результатів дослідження. Перспективи використання отриманих результатів пов'язані насамперед із практичною апробацією індексу хіміко-біологічної невідповідності (ІХБН) як додаткового інструменту еколого-токсикологічної діагностики ґрунтів. Запропонований підхід може бути корисним для виявлення територій, де рівень хімічного навантаження не відповідає вираженості фактичної біологічної реакції, що має особливе значення за комплексного забруднення та неоднакової біодоступності окремих компонентів. Подальші дослідження доцільно спрямувати на перевірку ІХБН на розширеній вибірці ґрунтів із різним рівнем і походженням техногенного навантаження, залучення додаткових тест-організмів і біологічних показників, а також встановлення статистично обґрунтованих діапазонів його інтерпретації. Перспективним є застосування запропонованого принципу не лише для важких металів, а й для інших груп забруднювачів та їх сумішей, а надалі – його адаптація до оцінювання інших компонентів довкілля. Практична реалізація такого підходу може доповнити традиційний хімічний моніторинг інформацією про характер реалізації токсичного впливу та сприяти більш обґрунтованому визначенню пріоритетності рекультиваційних, ремедіаційних і моніторингових заходів на техногенно трансформованих територіях.

Література

1. Tepanosyan G., Sahakyan L., Belyaeva O., Asmaryan S., Saghatelyan A. Continuous impact of mining activities on soil heavy metals levels and human health. Science of the Total Environment, 2018. Vol. 639. pp. 900–909. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.211
2. Ding Q., Cheng G., Wang Y., Zhuang D. Effects of natural factors on the spatial distribution of heavy metals in soils surrounding mining regions. Science of the Total Environment, 2017. Vol. 578. pp. 577–585. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.001
3. Niu L., Yang F., Xu C., Yang H., Liu W. Status of metal accumulation in farmland soils across China: From distribution to risk assessment. Environmental Pollution, 2013. Vol. 176. pp. 55–62. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.01.019
4. Gong C., Lu H., Zhang Z., Wang L., Xia X., Wang L., Xiang Z., Shuai L., Ding Y., Chen Y., Wang S. Spatial distribution characteristics of heavy metal(loid)s health risk in soil at scale on town level. Scientific Reports, 2022. Vol. 12. Art. 19195. https://doi.org/10.1038/s41598-022-20867-4
5. Karimyan K., Alimohammadi M., Maleki A., Yunesian M., Nabizadeh Nodehi R., Rahimi Foroushani A. Human health and ecological risk assessment of heavy metal(loid)s in agricultural soils of rural areas: A case study in Kurdistan Province, Iran. Journal of Environmental Health Science and Engineering, 2020. Vol. 18(2). pp. 469–481. https://doi.org/10.1007/s40201-020-00475-y
6. Yang Q., Li Z., Lu X., Duan Q., Huang L., Bi J. A review of soil heavy metal pollution from industrial and agricultural regions in China: Pollution and risk assessment. Science of the Total Environment, 2018. Vol. 642. pp. 690–700. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.068
7. Huang Y., Chen Q., Deng M., Japenga J., Li T., Yang X., He Z. Heavy metal pollution and health risk assessment of agricultural soils in a typical peri-urban area in southeast China. Journal of Environmental Management, 2018. Vol. 207. pp. 159–168. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.10.072
8. Li Z., Li W., Lei J., Li Q., Liu L., Zhou L. Effect and hazard of common metal elements on human body. Materials China, 2020. Vol. 39(12). pp. 934–944. https://doi.org/10.7502/j.issn.1674-3962.202003018
9. Zhang C., Qian J., Lei Y., Nie J., Ma J., Zhang J. Sources of heavy metal pollution and risk assessment of soil in watermelon planting areas in Kaifeng City. Environmental Chemistry, 2021. Vol. 40(6). pp. 1714–1722. https://doi.org/10.7524/j.issn.0254-6108.2020013002
10. De Temmerman L., Vanongeval L., Boon W., Hoenig M., Geypens M. Heavy metal content of arable soils in Northern Belgium. Water, Air, and Soil Pollution, 2003. Vol. 148. pp. 61–76. https://doi.org/10.1023/A:1025498629671

11. Li P., Huang Y., Lin Y., Hua P. X., Yuan G. L. Distribution, source identification and risk assessment of heavy metals in topsoil of Huairou District in Beijing. Geoscience, 2018. Vol. 32. pp. 86–94. https://doi.org/10.19657/j/geoscience.1000-8527.2018.01.08
12. Xiao Y., Guo M., Li X., Luo X., Pan R., Ouyang T. Spatial distribution, pollution, and health risk assessment of heavy metal in agricultural surface soil for the Guangzhou-Foshan urban zone, South China. PLOS ONE, 2020. Vol. 15(10). Art. e0239563. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0239563
13. Wieczorek J., Baran A., Bubak A. Mobility, bioaccumulation in plants, and risk assessment of metals in soils. Science of the Total Environment, 2023. Vol. 882. Art. 163574. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163574
14. Yang A., Wang Y., Hu J., Liu X., Li J. Evaluation and source of heavy metal pollution in surface soil of Qinghai-Tibet Plateau. Environmental Science, 2020. Vol. 41. pp. 886–894. https://doi.org/10.13227/j.hjkx.201907195
15. Bo L. J., Li B., Zhang R. Q., Li Y. P., Li Y., Duan G., Gao X. H. Characteristics and potential ecological risk assessment of heavy metals in garlic producing areas of Jinxiang. Chinese Journal of Soil Science, 2021. Vol. 52(2). pp. 434–442. https://doi.org/10.19336/j.cnki.trtb.2020061601
16. Guo Z. J., Zhou Y. L., Wang Q. L., Wang C. W., Song Y. T., Liu F., Yang Z., Kong M. Characteristics of soil heavy metal pollution and health risk in Xiong'an New District. China Environmental Science, 2021. Vol. 41(1). pp. 431–441. https://doi.org/10.19674/j.cnki.issn1000-6923.2021.0049
17. Liu H. W., Zhang Y., Yang J., Wang H., Li Y., Shi Y., Li D., Holm P. E., Ou Q., Hu W. Quantitative source apportionment, risk assessment and distribution of heavy metals in agricultural soils from southern Shandong Peninsula of China. Science of the Total Environment, 2021. Vol. 767. Art. 144879. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144879
18. Liu P., Hu W., Tian K., Huang B., Zhao Y., Wang X., Zhou Y., Shi B., Kwon B.-O., Choi K., Ryu J., Chen Y., Wang T., Khim J. S. Accumulation and ecological risk of heavy metals in soils along the coastal areas of the Bohai Sea and the Yellow Sea: A comparative study of China and South Korea. Environment International, 2020. Vol. 137. Art. 105519. https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105519
19. Dong B., Zhang R., Gan Y., Cai L., Freidenreich A., Wang K., Guo T., Wang H. Multiple methods for the identification of heavy metal sources in cropland soils from a resource-based region. Science of the Total Environment, 2019. Vol. 651. pp. 3127–3138. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.130
20. Chai Y., Guo J., Chai S., Cai J., Xue L., Zhang Q. Source identification of eight heavy metals in grassland soils by multivariate analysis from the Baicheng-Songyuan area, Jilin Province, Northeast China. Chemosphere, 2015. Vol. 134. pp. 67–75. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.04.008
21. Gong C., Quan L., Chen W., Tian G., Zhang W., Xiao F., Zhang Z. Ecological risk and spatial distribution, sources of heavy metals in typical purple soils, southwest China. Scientific Reports, 2024. Vol. 14. Art. 11342. https://doi.org/10.1038/s41598-024-59718-9
22. Gong C., Wang S., Wang D., Lu H., Dong H., Liu J., Yan B., Wang L. Ecological and human health risk assessment of heavy metal(loid)s in agricultural soil in hotbed chives hometown of Tangchang, Southwest China. Scientific Reports, 2022. Vol. 12. Art. 8563. https://doi.org/10.1038/s41598-022-11397-0
23. Nanos N., Martín J. A. R. Multiscale analysis of heavy metal contents in soils: Spatial variability in the Duero River Basin (Spain). Geoderma, 2012. Vol. 189–190. pp. 554–562. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.06.006
24. Крайнюков О. М., Кривицька І. А., Самохвалова В. Л., Матісько Б. Ю., Філатов В. М. Еколого-токсикологічна оцінка якості ґрунтів у межах Берестинського району Харківської області. Український журнал природничих наук, 2025. № 14. С. 337–346. https://doi.org/10.32782/naturaljournal.14.2025.31
25. Філатов В. М., Руденко Д. М., Крайнюков О. М. Деградація ґрунтів у контексті збройного конфлікту: концептуальна модель. Український журнал природничих наук, 2025. № 13. С. 340–348. https://doi.org/10.32782/naturaljournal.13.2025.32
26. Крайнюков О. М., Кривицька І. А., Найдьонова О. Є., Філатов В. М., Матісько Б. Ю. Оцінка мілітарного впливу на ґрунти м. Чугуїв Харківської області. Екологічні науки, 2024. № 6(57). С. 194–200. https://doi.org/10.32846/2306-9716/2024.eco.6-57.14
27. Крайнюков О. М., Кривицька І. А., Найдьонова О. Є. Еколого-токсикологічна оцінка якості ґрунтів території Харківського району Харківської області. Український журнал природничих наук, 2024. № 7. С. 25–32. https://doi.org/10.32782/naturaljournal.7.2024
28. Kim R.-Y., Yoon J.-K., Kim T.-S., Yang J. E., Owens G., Kim K.-R. Bioavailability of heavy metals in soils: definitions and practical implementation–a critical review. Environmental Geochemistry and Health, 2015. Vol. 37(6). pp. 1041–1061. https://doi.org/10.1007/s10653-015-9695-y
29. Semenzin E., Critto A., Rutgers M., Marcomini A. Integration of bioavailability, ecology and ecotoxicology by three lines of evidence into ecological risk indexes for contaminated soil assessment. Science of the Total Environment, 2008. Vol. 389(1). pp. 71–86. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.08.032
30. Deville-Cavellin M. S., Guillevic F., Gonindard-Melodelima C., Campillo-Cressot S., Laporte F., Arnoldi C., Rossi M., Foulquier A., Raveton M. Using integrated biomarkers to assess ecological risk from multi-metal and metalloid soil contamination. Chemosphere, 2025. Vol. 393. Art. 144770. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2025.144770
31. Bhat M. A., Kirmani N. A., Agrawal H. P., Bhat M. I., Wani M. A. Heavy Metal Phytotoxicity to Radish (Raphanus sativus L.) in a Digested Sludge-amended Gangetic Alluvium. Soil and Sediment Contamination: An International Journal, 2011. Vol. 20(6). pp. 733–743. https://doi.org/10.1080/15320383.2011.594113

Дата першого надходження статті до видання: 13.10.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 04.11.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 23.11.2026

УДК 504.5:631.417.2:581.522.4
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.6-69.30

ДІАГНОСТИКА ФІТОТОКСИЧНОСТІ ҐРУНТІВ АГРОЛАНДШАФТІВ У ЗОНАХ ІНТЕНСИВНОГО АЕРОТЕХНОГЕННОГО ЗАБРУДНЕННЯ

Кучеренко М.А. (orcid.org/0009-0004-2371-8135)
Уманський національний університет
вул. Інститутська, 1, 20300, м. Умань
farro.vladimir.kucherenko@gmail.com

Представлено результати комплексного агроекологічного дослідження просторово-профільного розподілу та фітотоксичного ефекту аеротехногенних викидів підприємств металургійного профілю на прилеглі агроекосистеми. На прикладі зони впливу металургійного виробництва з переробки рудної сировини доведено, що верхній орний шар ґрунту агроценозів слугує основним депонуючим середовищем для важких металів (нікелю, заліза, хрому та кобальту). Застосування методу біоіндикаційного тестування на основі ростових реакцій тест-культури *Triticum aestivum* L. дозволило встановити критичне пригнічення морфометричних і біометричних параметрів проростків у ближній буферній зоні (50–100 м), де схожість насіння знижувалася до 74,0 %, енергія проростання – до 63,0 %, а індекс гермінації досягав критичного показника 26,18 %, що свідчить про глибоку деструкцію біологічної активності субстрату. За допомогою побудови регресійних моделей із високими значеннями коефіцієнтів детермінації математично обґрунтовано нелінійний характер затухання техногенного навантаження в міру віддалення від джерела емісії. Установлено, що на відстані понад 3–5 км показники фітотоксичності та біотичної активності агроценозів поступово наближаються до фонових значень завдяки природній буферній ємності ґрунтового покриву. Отримані експериментальні дані створюють надійне теоретико-методологічне підґрунтя для удосконалення системи регіонального агроекологічного моніторингу та розробки критеріїв експрес-діагностики ранніх стадій техногенної деградації ґрунтів. Установлені просторові закономірності та математичні моделі дозволяють здійснювати об'єктивне зонування агроекологічного ризику й прогнозувати рівень фітобезпеки сільськогосподарської продукції в зонах впливу металургійних підприємств. Це дає змогу обґрунтувати диференційовані регламенти раціонального землекористування, а також розробити адресні заходи з хімічної меліорації та фіторекультивації виснажених агроландшафтів в умовах інтенсивного промислового впливу.
Ключові слова: агроекосистема, важкі метали, аеротехногенне забруднення, фітотоксичність, біоіндикація, *Triticum aestivum* L., індекс гермінації, регресійне моделювання.

Diagnostics of Agro-Landscape Soil Phytotoxicity in Areas of Intensive Airborne Industrial Pollution. Kucherenko M.
The article presents the results of a comprehensive agroecological study on the spatial-profile distribution and phytotoxic effects of airborne industrial emissions from metallurgical facilities on adjacent agroecosystems. Taking the impact zone of metallurgical production processing ore raw materials as an example, it has been proven that the upper arable soil layer of agrocoenoses serves as the primary depositing medium for heavy metals (nickel, iron, chromium, and cobalt). The application of bioindication testing based on the growth responses of the test crop *Triticum aestivum* L. revealed a critical inhibition of seedling morphometric and biometric parameters in the near buffer zone (50–100 m), where seed germination decreased to 74.0%, germination energy to 63.0%, and the germination index reached a critical level of 26.18%, indicating profound degradation of the biological activity of the substrate. By constructing regression models with high coefficients of determination, the non-linear attenuation pattern of industrial load with increasing distance from the emission source was mathematically substantiated. It was established that at a distance exceeding 3–5 km, the phytotoxicity and biotic activity metrics of agrocoenoses gradually approach baseline background values due to the natural buffering capacity of the soil cover. The obtained experimental data provide a reliable theoretical and methodological foundation for improving the regional agroecological monitoring system and developing criteria for rapid diagnostics of the early stages of soil technological degradation. The established spatial patterns and mathematical models enable objective agroecological risk zoning and forecasting of agricultural product phytosafety levels in the impact zones of metallurgical enterprises. This allows for the justification of differentiated regulations for rational land use, as well as the development of targeted measures for chemical reclamation and phytoremediation of depleted agrolandscapes under intensive industrial pressure. *Key words:* agroecosystem, heavy metals, airborne industrial pollution, phytotoxicity, bioindication, *Triticum aestivum* L., germination index, regression modeling.

Постановка проблеми. Інтенсивна діяльність підприємств металургійного комплексу є одним із провідних чинників техногенної трансформації довкілля, що призводить до порушення екологічної рівноваги та деградації природних і антропогенно змінених екосистем [1]. Особливу екологічну небезпеку становлять виробництва з переробки окиснених нікелевих руд, функціонування яких супроводжується потужною емісією дрібнодисперсного пилу, рудних аерозолів та газів, що містять токсичні сполуки важких металів [2].

Ґрунтовий покрив прилеглих агроценозів тривалий час акумулює специфічні полютанти, серед яких ключове місце посідають нікель, залізо, хром та кобальт. Накопичення цих металів у верхньому орному шарі призводить до зростання концентрації

© Кучеренко М.А., 2026
Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY 4.0

їхніх рухомих, біодоступних форм, що викликає вторинний токсикоз ґрунтового розчину, пригнічує біологічну активність субстрату та спричиняє глибокі порушення фізіолого-біохімічних процесів у рослинних організмах [3].

Актуальність дослідження. Актуальність обраної теми зумовлена необхідністю забезпечення екологічної безпеки агропромислового виробництва та раціонального землекористування в зонах тривалого техногенного впливу промислових підприємств, зокрема феронікелевого комбінату. В умовах сучасного екологічного стану особливої гостроти набуває проблема розробки швидких, високочутливих та надійних методів діагностики ранніх стадій техногенної деградації ґрунтів і оцінки їх буферної спроможності стосовно забруднення важкими металами.

Застосування традиційних аналітичних методів визначення валового вмісту токсикантів не завжди дозволяє об'єктивно оцінити їхню реальну біологічну небезпеку для живих організмів, що робить вкрай затребуваним упровадження інтегральних біоіндикаційних підходів на основі аналізу ростових реакцій тест-культур та розрахунку індексів фітотоксичності.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Представлене дослідження є складовою науково-дослідної роботи кафедри екології Уманського національного університету за темою «Розробка методологічних підходів і практичного механізму екологічно-збалансованого природокористування» (державний реєстраційний номер 0108U009772).

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Проблема техногенного забруднення агроекосистем важкими металами та їхнього фітотоксичного впливу на сільськогосподарські культури посідає центральне місце у сучасних екологічних, агрохімічних та ґрунтознавчих дослідженнях. Теоретичні та прикладні аспекти акумуляції, міграції та біодоступності важких металів у системі «ґрунт – рослина» детально висвітлено у працях багатьох вітчизняних [4] і зарубіжних науковців [5]. Зокрема, дослідженнями фундаментальних закономірностей трансформації ґрунтового покриву під дією промислового навантаження доведено, що найбільшу екологічну небезпеку становлять рухомі форми металів, які безпосередньо беруть участь у біогеохімічному колообігу та здатні проникати крізь біологічні бар'єри рослинних організмів [6].

У контексті аеротехногенного забруднення агроландшафтів, розташованих у зонах впливу підприємств металургії, науковий інтерес викликають праці, присвячені вивченню специфіки розсіювання металургійного пилу та аерозолів. Дослідження доводять, що функціонування металургійних комплексів супроводжується формуванням стійких локальних та регіональних геохімічних аномалій [7]. У ґрунтах прилеглих агроценозів фіксується інтенсивне накопичення великої кількості полютантів, де основними токсико-екологічними ознаками забруднення виступають нікель, залізо, хром та кобальт [8]. Праці зарубіжних авторів підтверджують, що підвищені концентрації нікелю та хрому в ґрунтовому розчині чинять потужну інгібуючу дію на функціональну активність ґрунтової мікрофлори, знижують ферментативну активність субстрату та викликають стрес у рослинних клітинах [9].

Водночас у сучасній науковій літературі приділяється значна увага вдосконаленню методів екологічної діагностики та оцінки фітотоксичності забруднених ґрунтів. Більшість дослідників сходяться на думці, що виключно фізико-хімічні аналізи валового вмісту важких металів не дають повного уявлення про ступінь їхньої реальної біологічної небезпеки для агрофітоценозів. У зв'язку з цим дедалі більшого значення набувають біоіндикаційні методи із використанням високочутливих тест-культур.

Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Попри наявність численних праць, присвячених загальним питанням техногенного забруднення довкілля важкими металами, поза увагою науковців досі залишається комплексний аналіз просторово-динамічної трансформації агроекосистем у зоні впливу специфічних викидів підприємств з переробки руд. Більшість існуючих досліджень обмежується констатацією валового вмісту токсикантів у ґрунтах без належного обґрунтування їхньої рухомості та фітотоксичної активності в умовах безпосереднього контакту з рослинними організмами на ранніх етапах онтогенезу.

Новизна. Наукова новизна отриманих результатів полягає у первинному експериментальному обґрунтуванні закономірностей формування фітотоксичного стану ґрунтів агроценозів у градієнтній зоні впливу феронікелевого комбінату із застосуванням інтегральних біоіндикаційних критеріїв. Вперше встановлено математичні залежності між віддаленістю від промислового майданчика комбінату та ступенем інгібування морфометричних параметрів проростків *Triticum aestivum* L., що дозволило чітко розмежувати зони різного ступеня фітотоксичності та довести характер згасання аеротехногенного впливу.

Методологічне або загальнонаукове значення. Методологічне та загальнонаукове значення отриманих результатів полягає у поглибленні та систематизації теоретичних уявлень про механізми функціонування та адаптаційні можливості агроекосистем в умовах інтенсивного аеротехногенного пресу підприємств гірничо-металургійного профілю. Дослідження розвиває концептуальні заходи агроекологічної діагностики шляхом обґрунтування репрезентативності просторово-градієнтного підходу, який дозволяє розкрити динаміку трансформації ґрунтово-рослинного покриву від осередку викидів до фонових територій.

Викладення основного матеріалу. У ході експериментальних досліджень було здійснено комплексну оцінку еколого-токсичного стану агроекосистем у зоні техногенного впливу викидів Побузького феронікелевого комбінату. Як одне з провідних підприємств гірничо-металургійного комплексу регіону, комбінат здійснює потужне аеротехногенне навантаження на довкілля внаслідок високотемпературної переробки окиснених нікелевих руд із застосуванням пірометалургійних технологій.

Основними джерелами емісії токсикантів є трубчасті обертові печі, рудотермічні електропечі та конверторні відділення, із газопиловими викидами яких у приземний шар атмосфери надходить значна кількість дрібнодисперсного пилу, рудного аерозолю та продуктів згоряння палива. У складі цих викидів переважає широкий спектр важких металів, серед яких ключовими екологічними маркерами є нікель, залізо, хром та кобальт.

Оскільки ґрунтовий покрив прилеглих агроценозів виступає головним тривалим депонуючим середовищем для техногенних аерозолів і випадінь пилового факела, накопичення цих специфічних елементів спричиняє вторинне забруднення ґрунтового розчину та неминуче викликає порушення фізіолого-біохімічних процесів у рослинних організмах.

Для кількісної індикації рівня фітотоксичності ґрунтових субстратів у зоні впливу комбінату було застосовано біоіндикаційний метод на основі тестування ростових реакцій пшениці м'якої (*Triticum aestivum* L.), результати якого в динаміці віддаленості від підприємства наведено в таблиці 1. Аналіз отриманих експериментальних даних засвідчує закономірне пригнічення морфометричних та біометричних параметрів проростків у міру наближення до промислового майданчика комбінату, що відображає ступінь техногенної деградації агрофітоценозів.

Узагальнюючи результати проведених досліджень, слід констатувати, що викиди феронікелевого комбінату формують стійкий техногенний слід, який зумовлює глибоку депресію ростових і формоутворюючих процесів у рослинних організмах. У найближчій буферній зоні (Зона I, 50–100 м) зафіксовано максимальне пригнічення життєздатності тест-культури: схожість насіння знижувалася до 74,0 %, енергія проростання – до 63,0 %, а довжина головного кореня скорочувалася відносно контролю на 64,79%. Такий критичний фітотоксичний ефект пояснюється високою концентрацією рухомих форм важких металів (особливо іонів нікелю та заліза) у ґрунтовому розчині, які безпосередньо контактують із меристематичними тканинами кореневих волосків, блокують мітотичний поділ клітин, інактивують ферментні системи та порушують водний баланс рослин.

Розрахункові показники індексу гермінації підтвердили високу інформативність цього критерію, продемонструвавши його падіння до критичних 26,18 % у безпосередній близькості до підприємства, що свідчить про повну деструкцію біологічної активності субстрату. У міру віддалення до середньої (Зона II, 500–1000 м) та дальньої (Зона III, 3000–5000 м) буферних смуг спостерігається поступове затухання техногенного ефекту: в Зоні III показники схожості та довжини пагонів практично наближаються до фонових значень, складаючи відповідно 91,0% і 11,0 см, а індекс гермінації зростає до 79,83 %.

Для поглибленого аналізу характеру взаємозв'язків між інтенсивністю техногенного пресу феронікелевого комбінату та показниками фітотоксичного ураження тест-культури було побудовано регресійні моделі та графічні залежності (рис. 1–3).

Аналіз побудованих регресійних залежностей із високими значеннями коефіцієнтів детермінації переконливо доводить тісний детермінований зв'язок між віддаленістю агроценозу від джерела емісії та показниками фітотоксичності субстратів. Графічні моделі чітко відображають нелінійний характер затухання техногенного навантаження в міру віддалення від комбінату, де критичні значення індексу гермінації та інгібування росту концентруються переважно в межах ближньої буферної зони, поступово наближаючись до фонових параметрів на відстані понад три кілометри.

Виявлені математичні закономірності зумовлені глибокими фізіолого-біохімічними порушен-

Таблиця 1

Вплив промислових викидів на морфометричні та біометричні показники проростків тест-культури (*Triticum aestivum* L.)

Варіант досліду	Схожість насіння, %	Енергія проростання, %	Довжина проростка, см	Довжина головного кореня, см	Суха маса 100 проростків, г
Контроль (фоновий агроценоз, >15 км)	96,0±1,2	92,0±1,5	12,4±0,4	14,2±0,5	1,85±0,05
Зона I (ближній буферний ряд, 50–100)	74,0±2,4	63,0±2,5	6,2±0,3	5,0±0,4	1,02±0,03
Зона II (середній буферний ряд, 500–1000м)	83,0±1,9	76,0±2,1	8,5±0,3	8,1±0,3	1,34±0,04
Зона III (дальній буферний ряд, 3000–5000м)	91,0±1,5	87,0±1,8	11,0±0,4	12,1±0,4	1,69±0,04

Відмінності вірогідні порівняно з контролем при $p < 0,05$; при $p < 0,01$.

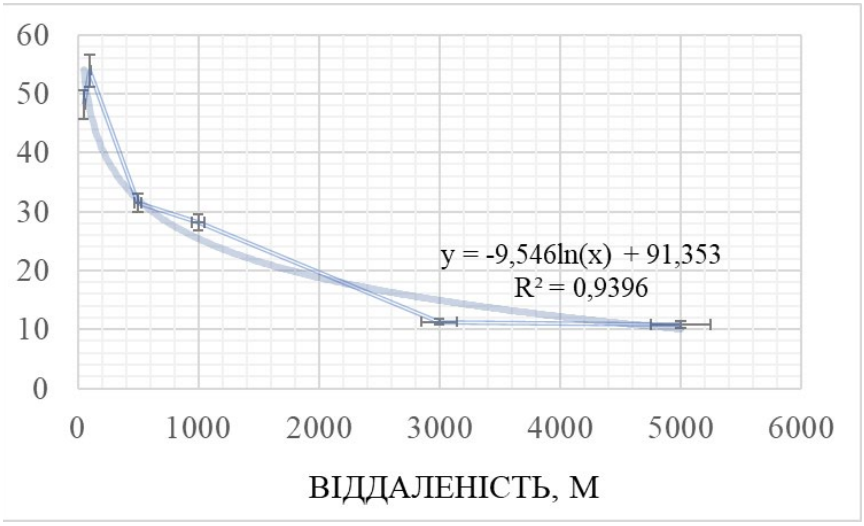


Рис. 1. Інгібування росту пагона залежно від віддаленості від джерела забруднення, %

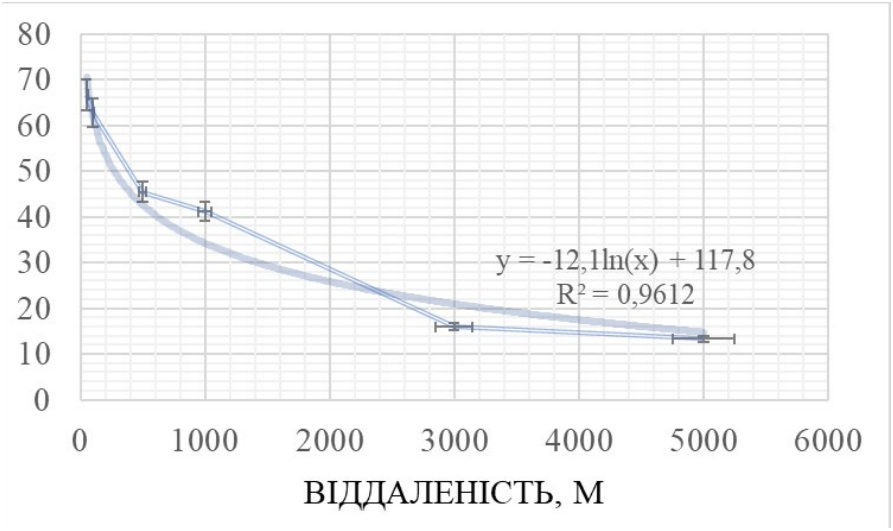


Рис. 2 . Інгібування росту коренів залежно від віддаленості від джерела забруднення, %

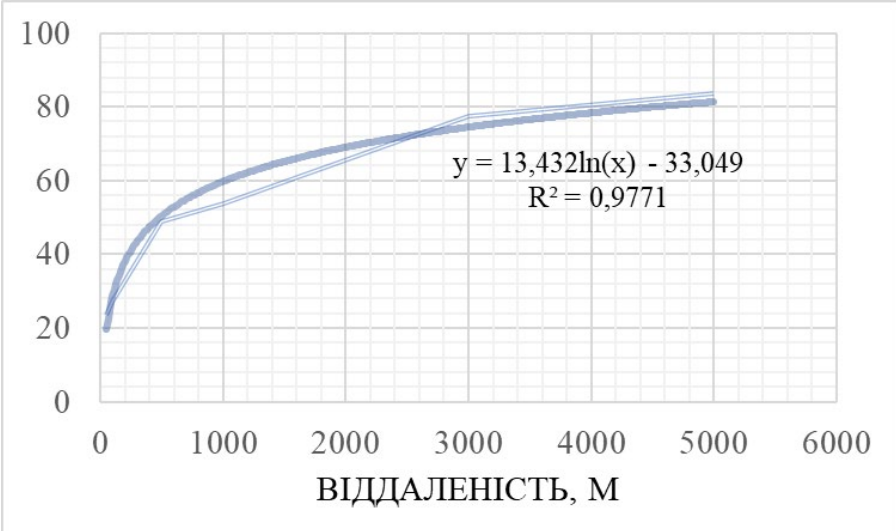


Рис. 3. Значення індексу гермінації залежно від віддаленості від джерела забруднення

ISSN: 2306-9716 (Print), ISSN: 2664-6110 (Online)

нями в рослинних організмах під дією специфічних полютантів феронікелевого виробництва, зокрема іонів нікелю, заліза та хрому. Високі концентрації рухомих форм цих важких металів у ґрунтовому розчині первинної зони спричиняють інактивацію сульфгідрильних груп білків, блокують активність ключових ферментів і гальмують мітотичний поділ клітин у меристематичній зоні корінців. Оскільки коренева система вступає в прямий і безперервний контакт із токсичним середовищем, інгібування її росту значно випереджає пригнічення надземної маси, що підтверджується стійкими параметрами регресійних кривих.

Отримані графічні залежності та високі показники R^2 мають важливе практичне значення для розробки критеріїв екологічного моніторингу й зонування агроекологічного ризику навколо промислових підприємств металургійного профілю. Вони доводять, що ґрунти агроценозів у радіусі до одного кілометра володіють виснаженою буферною ємністю і потребують невідкладних заходів із фіторекультивації та хімічної меліорації. Водночас побудовані моделі дозволяють прогнозувати рівень фітобезпеки сільськогосподарської продукції та розробляти диференційовані регламенти використання земель залежно від ступеня їхнього техногенного трансформування.

Головні висновки. 1. Комплексні дослідження просторово-профільного розподілу та фітотоксичного ефекту викидів феронікелевого комбінату довели, що діяльність промислового підприємства формує стійкий техногенний градієнт в прилеглих агроекосистемах. Основним депонуючим середовищем для важких металів виступає верхній орний шар ґрунту.

2. Використання біоіндикаційного тестування на основі ростових реакцій тест-культури (*Triticum aestivum* L.) підтвердило високу чутливість підземних органів рослин до токсичного пресу. У ближній буферній зоні (50–100 м) зафіксовано критичне пригнічення показників схожості, довжини пагонів і кореневої системи, де індекс гермінації знижується до 26,18 %, що свідчить про сильну фітотоксичність субстрату та порушення функціональної цілісності ґрунтового мікробіоценозу.

3. Побудовані регресійні моделі із високими значеннями коефіцієнтів детермінації математично обґрунтували нелінійний характер затухання техногенного навантаження в міру віддалення від джерела емісії. Установлено, що на відстані понад 3–5 кілометрів показники фітотоксичності та біотичної активності агроценозів наближаються до фонових значень завдяки природній буферній ємності ґрунтового покриву.

Перспективи використання результатів дослідження. Перспективи подальшого використання отриманих результатів полягають у розробці науково обґрунтованих засад регіонального агроекологічного моніторингу та зонування сільськогосподарських угідь, розташованих у зонах впливу підприємств гірничо-металургійного комплексу. Виявлені просторові закономірності розсіювання важких металів та побудовані регресійні моделі дозволяють диференційовано оцінювати ступінь техногенного ризику для агроценозів, що є критично важливим для прийняття управлінських рішень щодо раціонального використання земельного фонду.

Література

1. Xu S., Yun M., Wang Y., Liu K., Wu A., Li S., Su Y., Wang S., Kang H. Heavy Metal Contamination and Risk Assessment in Soil–Wheat /Corn Systems near Metal Mining Areas in Northwestern China. *Biology*, 2025. 14. 1475. https://doi.org/10.3390/biology14111475.
2. Raskin I. Phytoextraction: The use of plants to remove heavy metalsfrom soils. Environ. Sci. Technol., 1995. 29. P. 1232–1238.
3. Liu P., Wu Q., Hu W., Tian K., Huang B., Zhao Y. Effects of atmospheric deposition on heavy metals accumulation in agricultural soils: Evidence from field monitoring and Pb isotope analysis. *Environ. Pollut*., 2023. 330. 121740. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121740.
4. Корсун С.Г., Клименко І.І., Болоховська В.А., Болоховський В.В. Транслокація важких металів у системі «ґрунт – рослина» за вапнування та впливу біологічних препаратів. *Агроекологічний моніторинг*, 2019. №1. С. 29–35. https://doi.org/10.33730/2077-4893.1.2019.163245.
5. Kabata-Pendias A. Trace Elements in Soils and Plants (4th ed.). CRC Press., 2010. https://doi.org/10.1201/b10158.
6. Kouchou A., Rais N., Elsass F., Duplay J., Fahli N., Ghachtouli N. EL. Effects of long-term heavy metals contamination on soil microbial characteristics in calcareous agricultural lands (Saiss plain, North Morocco). *Journal of materials and Environmental Sciences*, 2017. 8 (2). P. 691–695.
7. Csavina J., Field J., Taylor M. P., Gao S., Landázuri A., Betterton E. A., Sáez A. E. A Review on the Importance of Metals and Metalloids in Atmospheric Dust and Aerosol from Mining Operations. *Science of the Total Environmen*t, 2012. 433. P. 58–73. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.06.013
8. Wang Y., Zhang Z., Li Y., Liang C., Huang H., Wang S. Available heavy metals concentrations in agricultural soils: Relationship with soil properties and total heavy metals concentrations in different industries. *J. Hazard. Mater*., 2024. 471. 134410. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.134410.
9. Jiang W., Meng L., Liu F., Sheng Y., Chen S., Yang J., Mao H., Zhang J., Zhang Z., Ning H. Distribution, source investigation, and risk assessment of topsoil heavy metals in areas with intensive anthropogenic activities using the positive matrix factorization (PMF) model coupled with self-organizing map (SOM). *Environ. Geochem. Health,* 2023. 45. P. 6353–6370. https://doi.org/10.1007/s10653-023-01587-8

Дата першого надходження статті до видання: 16.10.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 04.11.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 23.11.2026

УДК 502.3:631.4:504.06
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.6-69.31

ЗЕМЛЕЗНАВЧІ ПІДХОДИ ДО ЕКОЛОГІЧНОЇ СЕРТИФІКАЦІЇ ҐРУНТІВ: ОЦІНЮВАННЯ ЯКОСТІ, ЕКОЛОГІЧНИХ РИЗИКІВ ТА СТАЛОСТІ ЗЕМЛЕКОРИСТУВАННЯ

Парахненко В.Г. (orcid.org/0000-0002-4312-6194),
Мандебура С.В. (orcid.org/0000-0001-7952-5974)
Уманський національний університет
вул. Інститутська 1, 20300, м. Умань,
vladparachnenko@ukr.net, eko14b.mandebura@gmail.com

Здійснено комплексне дослідження землезнавчих підходів до екологічної сертифікації ґрунтів як інструменту інтегрованого оцінювання їхнього екологічного стану, якості та придатності до сталого використання. Актуальність дослідження визначається посиленням антропогенного впливу на земельні ресурси, інтенсифікацією сільськогосподарського виробництва, деградаційними процесами, забрудненням ґрунтового покриву, порушенням природних ґрунтових функцій та необхідністю впровадження сучасних механізмів екологічного контролю землекористування. За таких умов екологічна сертифікація ґрунтів може розглядатися як комплексний механізм систематизації інформації про якість земель, рівень антропогенного навантаження та потенційні екологічні ризики.

У роботі обґрунтовано теоретико-методологічні засади застосування землезнавчого підходу під час екологічної сертифікації ґрунтів. Розглянуто взаємозв'язок між ґрунтовими властивостями, характером землекористування, інтенсивністю антропогенних впливів та екологічною стійкістю земельних систем. Визначено доцільність комплексного врахування фізичних, хімічних, фізико-хімічних та біологічних характеристик ґрунтів під час формування системи їх екологічної оцінки. Особливе значення надано показникам вмісту органічної речовини, кислотності, гранулометричного складу, поживного режиму, забруднення потенційно токсичними елементами, стану ґрунтової біоти та інших параметрів, які характеризують функціональний стан ґрунтового покриву.

Обґрунтовано необхідність переходу від оцінювання окремих властивостей ґрунту до інтегрованої системи екологічної сертифікації, здатної відображати сукупний вплив природних і антропогенних чинників. Запропоновано розглядати екологічну сертифікацію як послідовну процедуру, що передбачає ідентифікацію земельної ділянки, визначення базових ґрунтових характеристик, встановлення рівня антропогенного навантаження, оцінювання потенційних екологічних ризиків та формування узагальненої характеристики екологічного стану ґрунту. Такий підхід забезпечує можливість порівняння земель за визначеними критеріями та створює інформаційну основу для прийняття обґрунтованих рішень у сфері землекористування.

Особливу увагу приділено використанню індикаторів якості ґрунтів та показників екологічного ризику в системі сертифікаційного оцінювання. Розглянуто перспективність поєднання лабораторних досліджень ґрунтів із методами біоіндикації, дистанційного зондування Землі, геоінформаційного аналізу та просторового картографування. Застосування таких методів дає змогу виявляти просторову неоднорідність ґрунтового покриву, визначати осередки деградації та забруднення, оцінювати тенденції зміни якості земель і формувати просторово диференційовані рекомендації щодо їх подальшого використання.

Встановлено, що землезнавчий підхід до екологічної сертифікації ґрунтів сприяє підвищенню обґрунтованості оцінювання стану земельних ресурсів та дозволяє враховувати не лише поточні характеристики ґрунтового покриву, а й ризики його подальшої деградації. Інтеграція показників якості ґрунтів, параметрів антропогенного навантаження та індикаторів екологічної стійкості створює передумови для удосконалення системи екологічного моніторингу та управління земельними ресурсами. Екологічна сертифікація при цьому може бути використана як інформаційний інструмент підтримки сталого землекористування, планування заходів із відновлення деградованих земель та запобігання погіршенню екологічного стану ґрунтів.
Ключові слова: землезнавство, екологічна сертифікація ґрунтів, якість ґрунтів, ґрунтовий покрив, земельні ресурси, екологічний ризик, деградація ґрунтів, антропогенне навантаження, екологічна безпека, моніторинг ґрунтів, біоіндикація, геоінформаційні технології, сталий розвиток, стале землекористування, екологічний стан земель.

Soil science approaches to environmental certification of soils: assessment of quality, environmental risks, and sustainability of land use. Parakhnenko V., Mandebura S.

A comprehensive study was conducted on soil science approaches to environmental certification of soils as a tool for the integrated assessment of their environmental condition, quality, and suitability for sustainable use. The relevance of this study stems from the increasing anthropogenic impact on land resources, the intensification of agricultural production, degradation processes, soil contamination, the disruption of natural soil functions, and the need to implement modern mechanisms for environmental control of land use. Under these conditions, environmental certification of soils can be viewed as a comprehensive mechanism for systematizing information on land quality, the level of anthropogenic pressure, and potential environmental risks.

This study substantiates the theoretical and methodological foundations for applying a soil science approach during the environmental certification of soils.

This study examines the relationship between soil properties, land-use patterns, the intensity of anthropogenic impacts, and the ecological stability of land systems. It establishes the need for a comprehensive consideration of the physical, chemical,

© Парахненко В.Г., Мандебура С.В., 2026
Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY 4.0

physicochemical, and biological characteristics of soils when developing a system for their ecological assessment. Particular emphasis is placed on indicators such as organic matter content, acidity, particle size distribution, nutrient status, contamination with potentially toxic elements, the condition of soil biota, and other parameters that characterize the functional state of the soil cover.

The necessity of transitioning from the assessment of individual soil properties to an integrated system of environmental certification capable of reflecting the cumulative impact of natural and anthropogenic factors is substantiated. It is proposed to view environmental certification as a sequential procedure that involves identifying a land plot, determining basic soil characteristics, establishing the level of anthropogenic pressure, assessing potential environmental risks, and formulating a generalized characterization of the soil's environmental condition. This approach enables the comparison of land parcels based on defined criteria and provides an information foundation for making informed decisions regarding land use.

Particular attention is paid to the use of soil quality indicators and environmental risk indicators in the certification assessment system. The potential of combining laboratory soil analyses with methods of bioindication, remote sensing, geoinformation analysis, and spatial mapping is examined. The application of such methods makes it possible to identify spatial heterogeneity in the soil cover, determine areas of degradation and contamination, assess trends in land quality changes, and formulate spatially differentiated recommendations for their future use.

It has been established that a soil science-based approach to environmental certification of soils contributes to a more sound assessment of the state of land resources and allows for consideration not only of the current characteristics of the soil cover but also of the risks of its further degradation. The integration of soil quality indicators, anthropogenic pressure parameters, and environmental sustainability indicators creates the conditions for improving the system of environmental monitoring and land resource management. In this context, environmental certification can serve as an informational tool to support sustainable land use, plan measures for the restoration of degraded lands, and prevent the deterioration of soil health. *Key words:* soil science, environmental certification of soils, soil quality, soil cover, land resources, environmental risk, soil degradation, anthropogenic pressure, environmental safety, soil monitoring, bioindication, geoinformation technologies, sustainable development, sustainable land use, environmental status of land.

Постановка проблеми. У сучасних умовах посилення антропогенного впливу на природні та антропогенно трансформовані території особливої актуальності набувають питання збереження ґрунтових ресурсів, підтримання їхньої екологічної якості та забезпечення раціонального й сталого землекористування. Інтенсифікація сільськогосподарського виробництва, надмірне використання агрохімікатів, механічне навантаження на ґрунтовий покрив, ерозійні процеси, дегуміфікація, ущільнення та забруднення ґрунтів зумовлюють погіршення їхніх фізичних, хімічних і біологічних властивостей. Додатковим фактором ризику виступають зміни структури землекористування та кліматичні трансформації, які можуть посилювати вразливість ґрунтових систем до деградаційних процесів. За таких умов виникає потреба у формуванні комплексних підходів до оцінювання екологічного стану земель, які дають змогу одночасно враховувати природні властивості ґрунтів, характер антропогенного навантаження та потенційні ризики їх подальшого погіршення.

Важливим напрямом удосконалення системи екологічного контролю земельних ресурсів є розвиток екологічної сертифікації ґрунтів. Її застосування може забезпечувати систематизовану оцінку якісних характеристик ґрунтового покриву, рівня антропогенного впливу, наявності ознак деградації та ступеня екологічної безпеки конкретних земельних ділянок. На відміну від оцінювання окремих ґрунтових показників, сертифікаційний підхід передбачає формування комплексної характеристики ґрунту на основі сукупності взаємопов'язаних критеріїв. Це створює передумови для об'єктивнішого порівняння земель, визначення територій із підвищеним екологічним ризиком та обґрунтування подальших заходів щодо їх охорони і відновлення [1, с. 104].

Актуальність дослідження. У сучасній науковій літературі зростає інтерес до проблем збереження ґрунтових ресурсів, оцінювання їхньої екологічної якості та формування ефективних механізмів сталого землекористування. Ґрунтовий покрив є одним із ключових компонентів наземних екосистем, оскільки забезпечує продуктивність земель, регулювання водного та біогеохімічного циклів, накопичення органічного вуглецю, підтримання біорізноманіття та виконання низки інших екосистемних функцій. Водночас посилення антропогенного впливу, інтенсифікація агровиробництва, зміна структури землекористування, ерозійні процеси, деградація органічної речовини та надходження забруднювальних речовин створюють передумови для погіршення функціонального стану ґрунтів.

Сучасні дослідження ґрунтових систем дедалі більше орієнтуються на комплексне оцінювання їхніх фізичних, хімічних і біологічних властивостей. Такий підхід дає можливість визначати не лише окремі характеристики ґрунту, а й загальний рівень його екологічної якості та здатність виконувати природні функції в умовах антропогенного навантаження. Особливого значення набуває розроблення систем індикаторів, які можуть бути використані для порівняння ґрунтів різного генезису, різного типу землекористування та різного ступеня трансформації [2, с. 88].

Важливим напрямом розвитку цієї проблематики є екологічна сертифікація ґрунтів, яка може розглядатися як інструмент комплексної характеристики стану земельного ресурсу. Її методологічна цінність полягає у можливості об'єднання результатів ґрунтознавчих, агрохімічних, біологічних та екологічних досліджень у структуровану систему оцінювання. Формування обґрунтованих сертифікаційних критеріїв дозволяє перейти від разового визначення окремих показників

до системного контролю якості ґрунтів, виявлення негативних тенденцій та інформаційного забезпечення управління земельними ресурсами.

Новизна: дослідження полягає у розробленні та обґрунтуванні землезнавчого підходу до екологічної сертифікації ґрунтів, який передбачає комплексне врахування їхніх природних властивостей, якісного стану, рівня антропогенного навантаження та потенційних екологічних ризиків. Запропоновано розглядати екологічну сертифікацію не лише як процедуру фіксації окремих параметрів ґрунтового покриву, а як системний інструмент оцінювання його функціонального стану та інформаційного забезпечення сталого управління земельними ресурсами [3, с. 111].

Удосконалено методологічні засади комплексної оцінки якості ґрунтів шляхом поєднання фізичних, хімічних, фізико-хімічних і біологічних характеристик у єдину систему сертифікаційного оцінювання. Обґрунтовано доцільність одночасного врахування показників органічної речовини, кислотності, поживного режиму, водно-фізичних властивостей, рівня забруднення, біологічної активності та ознак деградації ґрунтового покриву. Такий підхід дозволяє отримувати більш цілісну характеристику екологічного стану земель порівняно з оцінюванням окремих властивостей ґрунту.

Подальшого розвитку набув підхід до визначення екологічних ризиків у системі сертифікації ґрунтів через врахування не тільки фактичного рівня забруднення, але й потенційної міграції забруднювальних речовин, їхньої доступності для живих організмів, накопичення у ґрунтовому профілі та можливого впливу на функціонування ґрунтових екосистем. Це створює можливість диференціювати земельні ділянки за рівнем екологічної вразливості та визначати пріоритетність природоохоронних і відновлювальних заходів.

Методологічне або загальнонаукове значення дослідження полягає у формуванні інтегрованого землезнавчого підходу до екологічної сертифікації ґрунтів, що ґрунтується на комплексному поєднанні положень ґрунтознавства, землезнавства, екології, раціонального природокористування та концепції сталого землекористування. Запропонована методологічна основа передбачає системне врахування природних властивостей ґрунтового покриву, його фізичних, хімічних і біологічних характеристик, ступеня антропогенної трансформації, проявів деградаційних процесів та потенційних екологічних ризиків. Це дає можливість сформувати цілісне уявлення про якісний і функціональний стан ґрунтів та визначити основні чинники, що впливають на їхню стійкість [4, с. 67].

У межах запропонованого підходу акцент зроблено на інтеграції різнотипних показників якості ґрунтів у єдину систему екологічного оцінювання. Передбачається врахування вмісту органічної речовини, кислотності, поживного режиму, гранулометричного складу, водно-фізичних властивостей, біологічної активності, рівня забруднення та ознак деградації ґрунтового покриву. Комплексне використання зазначених характеристик дозволяє оцінювати не лише окремі властивості ґрунту, а й його здатність виконувати екологічні та продуктивні функції в умовах різного рівня антропогенного навантаження.

Важливою складовою методологічного підходу є врахування екологічних ризиків, пов'язаних із погіршенням якості ґрунтів та зміною характеру їх використання. Особливу увагу приділено можливості оцінювання накопичення і міграції потенційно небезпечних речовин, зміни біологічної активності ґрунтів, посилення ерозійних процесів, дегуміфікації, ущільнення, засолення та інших форм деградації. Поєднання цих характеристик із даними про інтенсивність землекористування створює основу для визначення рівня екологічної вразливості земельних ділянок та обґрунтування відповідних заходів їх охорони [5, с. 56].

Виклад основного матеріалу. Дослідження ґрунтового покриву в сучасних умовах потребує переходу від визначення окремих фізико-хімічних характеристик до комплексного оцінювання його екологічного стану, функціональної здатності та стійкості до антропогенних впливів. Ґрунт є складною природною системою, у якій взаємопов'язані мінеральна частина, органічна речовина, ґрунтова волога, повітря, мікроорганізми та ґрунтова фауна. Зміна одного з цих компонентів може спричиняти ланцюгові трансформації інших властивостей і, відповідно, впливати на продуктивність земель та екологічні функції ґрунтового покриву. Тому об'єктивна оцінка його стану має ґрунтуватися на системному аналізі комплексу взаємопов'язаних показників [6, с. 44].

У межах запропонованого землезнавчого підходу екологічна сертифікація ґрунтів розглядається як структурована система оцінювання, спрямована на визначення якісного стану земельної ділянки, рівня її антропогенної трансформації та потенційної екологічної небезпеки. На відміну від традиційного лабораторного контролю окремих параметрів, сертифікаційна модель передбачає узгоджене використання результатів ґрунтознавчих, агрохімічних, екологічних і біологічних досліджень. У результаті формується комплексна характеристика ґрунту, яка може бути використана для прийняття рішень щодо подальшого характеру його використання, необхідності проведення відновлювальних заходів та визначення допустимого рівня антропогенного навантаження.

Основою сертифікаційного оцінювання доцільно вважати систему індикаторів, здатних відображати основні компоненти якості ґрунту. До базових характеристик можуть належати реакція ґрунтового середовища, вміст органічної речовини, гранулометричний склад, структурний стан, щільність складення, водопроникність, вологоємність та забезпеченість основними елементами живлення. Важливе зна-

чення мають також показники біологічної активності, чисельності та функціонального стану ґрунтових мікроорганізмів, оскільки саме біологічні процеси значною мірою визначають інтенсивність трансформації органічної речовини, кругообіг поживних елементів та здатність ґрунту до природного відновлення [7, с. 119].

Окремий блок екологічної сертифікації має охоплювати оцінювання забруднення та пов'язаних із ним ризиків. Надходження потенційно токсичних елементів, залишків пестицидів, нафтопродуктів та інших небезпечних речовин може змінювати хімічні й біологічні властивості ґрунтів та створювати ризики їх подальшого поширення в компоненти екосистем. При цьому екологічна оцінка не повинна обмежуватися встановленням фактичної концентрації забруднювача. Необхідно враховувати його рухомість, доступність для рослин і ґрунтових організмів, можливість вертикальної та горизонтальної міграції, здатність до накопичення та потенційні наслідки тривалого впливу. Такий підхід забезпечує більш реалістичне визначення рівня екологічного ризику земельної ділянки [8, с. 298].

Головні висновки. У результаті проведеного дослідження обґрунтовано роль землезнавчого підходу в системі екологічної сертифікації ґрунтів як основи комплексного оцінювання їхнього якісного та екологічного стану. Встановлено, що сучасна сертифікація ґрунтових ресурсів має виходити за межі визначення окремих агрохімічних показників і передбачати інтегроване врахування фізичних, хімічних, біологічних та просторових характеристик ґрунту. Такий підхід дає змогу встановлювати ступінь відповідності ґрунтів екологічним критеріям, виявляти негативні тенденції їх трансформації та формувати обґрунтовані засади для подальшого управління земельними ресурсами [9, с. 854].

Визначено, що екологічна якість ґрунтів формується під впливом сукупності природних і антропогенних чинників, серед яких особливе значення мають інтенсивність землекористування, характер агротехнологій, надходження забруднювальних речовин, ерозійні процеси, зміни органічної речовини, ущільнення, порушення водного режиму, засолення та підкислення. Тому об'єктивна сертифікаційна оцінка повинна базуватися на системі взаємопов'язаних індикаторів, здатних відображати не лише поточний стан ґрунту, а й потенційні ризики його подальшої деградації.

Обґрунтовано доцільність включення до системи екологічної сертифікації показників, що характеризують фізико-механічні властивості ґрунту, вміст органічної речовини, реакцію ґрунтового середовища, забезпеченість основними елементами живлення, біологічну активність, рівень забруднення потенційно небезпечними речовинами та здатність ґрунту виконувати екосистемні функції. Комплексне використання зазначених характеристик дозволяє сформувати більш об'єктивне уявлення про функціональний стан ґрунтового покриву та визначити його стійкість до антропогенного навантаження.

Показано, що важливою складовою сертифікаційної процедури має бути оцінювання екологічних ризиків, пов'язаних із деградацією та забрудненням ґрунтів. Врахування не лише фактичного вмісту потенційно небезпечних речовин, а й особливостей їх міграції, доступності для живих організмів, можливості накопичення та переміщення в суміжні компоненти екосистеми створює передумови для більш обґрунтованого визначення рівня екологічної небезпеки. Це особливо важливо для земель, що зазнають інтенсивного сільськогосподарського, промислового або урбанізованого впливу.

Перспективи використання результатів дослідження. Результати дослідження можуть бути використані для вдосконалення науково-методичних засад екологічної сертифікації ґрунтових ресурсів та підвищення обґрунтованості оцінювання їхнього сучасного стану. Запропонований землезнавчий підхід створює можливості для комплексного врахування фізичних, хімічних, біологічних і просторових характеристик ґрунтів, визначення рівня їх екологічної стійкості, виявлення ознак деградації та встановлення потенційних екологічних ризиків, пов'язаних із різними формами землекористування.

Практичне використання отриманих результатів можливе у системах екологічного моніторингу земель, під час проведення ґрунтових обстежень, оцінювання стану агроландшафтів, розроблення програм охорони та відновлення земельних ресурсів. Запропонована система показників може бути використана органами державного та місцевого управління, землевласниками і землекористувачами, аграрними підприємствами, природоохоронними установами та науково-дослідними організаціями для отримання комплексної інформації про якісний і екологічний стан ґрунтів та обґрунтування відповідних управлінських рішень.

У подальших дослідженнях доцільним є розроблення інтегральних індексів екологічної якості ґрунтів, які поєднуватимуть окремі фізичні, хімічні та біологічні показники в єдину систему оцінювання. Це сприятиме більш стандартизованому порівнянню різних земельних ділянок, визначенню напрямів зміни їхнього екологічного стану та встановленню пріоритетів щодо відновлення ґрунтового покриву.

Результати дослідження можуть бути покладені в основу розроблення практичних рекомендацій щодо екологічно безпечного землекористування, збереження ґрунтової родючості та запобігання деградації земель. Їх застосування сприятиме переходу від переважно реактивного підходу до управління ґрунтовими ресурсами, за якого заходи здійснюються вже після прояву негативних змін, до превентивної моделі, орієнтованої на раннє виявлення ризиків і попередження погіршення стану ґрунтів.

Література

1. Берзіна С. В., Капотя Д. Ю., Бузан Г. С. Екологічна сертифікація та маркування : методичний довідник. Київ : *Інститут екологічного управління та збалансованого природокористування*, 2017. 114 с.
2. Герасимчук О. Л., Шевчук Л. М., Васільєва Л. А., Кагукіна А. М. Сучасні підходи до управління та відновлення деградованих земель через інноваційні інструменти землеустрою. *Екологія земельних ресурсів*. 2025. № 3(60). DOI: https://doi.org/10.32846/2306-9716/2025.eco.3-60.10.
3. Дем'янюк О. С., Симочко Л. Ю., Шацьман Д. К. Структура та динаміка мікробних угруповань ґрунтів трансформованих екосистем. Environmental Research, Engineering and Management. 2020. DOI: https://doi.org/10.5755/j01.erem.76.4.23508.
4. Крайнюков О. М., Кривицька І. А., Найдьонова О. Є. Еколого-токсикологічна оцінка якості ґрунтів території Харківського району Харківської області. *Український журнал природничих наук*. 2024. DOI: https://doi.org/10.32782/naturaljournal.7.2024.3.
5. Лялько В. І., Жолобак Г. М., Ходоровський А. Я. Космічний моніторинг довкілля як інструмент екологічної безпеки. *Ukrainian Journal of Remote Sensing*. 2019. DOI: https://doi.org/10.36023/ujrs.2019.20.145.
6. Палапа Н. В., Гончар С. М. Екологічні ризики, пов'язані із сільськогосподарською діяльністю людини. *Агроекологічний журнал*. 2022. № 1. DOI: https://doi.org/10.33730/2077-4893.1.2022.255189.
7. Скрипчук П. М., Скрипчук М. М. Екологічна сертифікація територій природно-господарських систем та об'єднаних громад: діджиталізація та бізнес-процеси для циркулярної економіки. Вісник Хмельницького національного університету. *Економічні науки*. 2023. № 3(318). С. 295–304. DOI: https://doi.org/10.31891/2307-5740-2023-318-3-46.
8. Manson S., Nekaris K. A. I., Rendell A., Budiadi, Imron M. A., Campera M. Agrochemicals and Shade Complexity Affect Soil Quality in Coffee Home Gardens. Earth. 2022. Vol. 3, No. 3. P. 853–865. DOI: https://doi.org/10.3390/earth3030049.
9. Parakhnenko, V., Honcharuk, V., Balabak, O., Dekarchuk, M., Dekarchuk, S., Borovyk, P., & Shemiakin, M. (2026). Assessment of the ecological safety of the Ukrainian Polissya region based on landscape-ecological and radioecological approaches under martial law. Journal Environmental Problems, 11(1), 50-60. https://doi.org/10.23939/ep2026.01.050

Дата першого надходження статті до видання: 02.10.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 04.11.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 23.11.2026

УДК 502:504:528.8
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.6-69.32

ІНТЕГРОВАНА СИСТЕМА СУПУТНИКОВИХ ІНДИКАТОРІВ ОПУСТЕЛЮВАННЯ ТА ДЕГРАДАЦІЇ ЗЕМЕЛЬ В АГРОЛАНДШАФТАХ УКРАЇНИ

Тараріко О.Г. (orcid.org/0000-0002-5132-0157),
Ільєнко Т.В. (orcid.org/0000-0001-5406-5449),
Васільєв Д.П. (orcid.org/0009-0005-0578-3539),
Білокінь О.А. (orcid.org/0000-0003-2750-5925)
Інститут агроекології і природокористування Національної академії аграрних наук України
вул. Метрологічна 14, 03143, м. Київ
tarariko@ukr.net, tilienko@gmail.com, Freimaster.af@gmail.com, belokon.lena@ukr.net

В умовах змін клімату, поширення процесів опустелювання земель, інтенсифікації сільськогосподарської діяльності, урбанізації сільських територій та наслідків воєнних дій актуальним є удосконалення системи моніторингу земної поверхні з використанням супутникового інформаційного ресурсу. Обґрунтовано методичні засади формування інтегрованої системи супутникових індикаторів для геопросторового моніторингу опустелювання та деградації земель України. Вихідною передумовою є те, що окремий спектральний або кліматичний показник не може бути надійною ознакою деградації. Схожий спектральний відгук може формуватися внаслідок посухи, сезонної фенології, збирання врожаю, оголення ґрунту, зміни землекористування, пожежі, урбанізації та наслідків воєнних дій. Тому запропоновано відмовитися від спрощеного накопичення супутникових індексів і структурувати їх за специфікою розвитку деградаційних процесів земної поверхні. На основі аналізу міжнародних підходів UNCCD, SDG 15.3.1, LDN, DESIRE, DESERTLINKS та інформаційних можливостей відкритих даних Landsat, Sentinel, MODIS, NOAA AVHRR, SMAP, ERA5-Land і FLDAS сформовано шість функціональних блоків: кліматичний стрес, водний дефіцит, стан рослинного покриву протягом вегетації, деградація ґрунтів, антропогенна трансформація земного покривув результаті сільськогосподарської діяльності та урбанізації, кризова деградація. Запропоновану систему доповнено результатами апробації модифікованого індексу EVI-S та індексів NDBI і NDBIBlue за Sentinel-2. Показано, що EVI-S доцільно використовувати як уточнювальний індикатор стану та щільності рослинного покриву, але не як прямий індикатор опустелювання. NDBI та NDBIBlue рекомендовано включати до блоку антропогенної трансформації для ідентифікації забудованих поверхонь і зменшення ризику помилкового трактування урбанізаційних змін як кліматично зумовленої деградації. Сформульовано правило інтерпретації: діагностично значущою ознакою деградації є не разове порогове значення окремого індексу, а стійка просторово-часова комбінація трендів і аномалій кількох фізично незалежних показників відносно зонально та функціонально обґрунтованого референсного рівня. Запропонована система є відкритою до розширення, підтримує багаторівневий моніторинг від національного до локального рівня та передбачає обов'язкову верифікацію супутникових результатів польовими, ґрунтовими й статистичними даними. *Ключові слова:* дистанційне зондування Землі, деградація земель, опустелювання, спектральні індекси, EVI-S, NDBI, NDBIBlue, Sentinel-2, геопросторовий моніторинг.

Integrated system of satellite indicators of desertification and land degradation in the agricultural landscapes of Ukraine. Tarariko O., Ilienko T., Vasiliev D., Bilokin O.

Climate change, the spread of land desertification, the intensification of agricultural activity, the urbanisation of rural areas and the consequences of military operations make it necessary to improve land surface monitoring based on satellite data. This paper substantiates the methodological principles for building an integrated system of satellite indicators for geospatial monitoring of desertification and land degradation in Ukraine. The starting premise is that no single spectral or climatic parameter can serve as a reliable indicator of degradation. A similar spectral response may result from drought, seasonal phenology, harvesting, soil exposure, land-use change, fire, urbanisation or the impacts of warfare. We therefore propose to move away from the simple accumulation of satellite indices and to structure them according to the specific ways in which land surface degradation develops. Drawing on an analysis of international approaches (UNCCD, SDG 15.3.1, LDN, DESIRE, DESERTLINKS) and on the information capacity of open Landsat, Sentinel, MODIS, NOAA AVHRR, SMAP, ERA5-Land and FLDAS data, six functional blocks were defined: climatic stress; water deficit; vegetation condition during the growing season; soil degradation; anthropogenic transformation of land cover due to agricultural activity and urbanisation; and crisis-driven degradation. The proposed system is supplemented with the results of testing a modified EVI-S index and the NDBI and NDBIBlue indices derived from Sentinel-2 imagery. EVI-S is shown to be useful as a supplementary indicator of vegetation condition and density, but not as a direct indicator of desertification. NDBI and NDBIBlue are recommended for inclusion in the anthropogenic transformation block to identify built-up surfaces and to reduce the risk of misinterpreting urbanisation-related changes as climate-driven degradation. An interpretation rule is formulated: the diagnostically significant sign of degradation is not a one-off threshold value of a single index, but a persistent spatio-temporal combination of trends and anomalies in several physically independent indicators relative to a zonally and functionally justified reference level. The proposed system is open to extension, supports multi-level monitoring from the national to the local scale, and requires mandatory validation of satellite results with field, soil and statistical data. *Key words:* remote sensing, land degradation, desertification, spectral indices, EVI-S, NDBI, NDBIBlue, Sentinel-2, geospatial monitoring.

© Тараріко О.Г., Ільєнко Т.В., Васільєв Д.П., Білокінь О.А., 2026
Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY 4.0

Постановка проблеми. Опустелювання та деградація земель формуються під впливом комплексу взаємопов'язаних чинників. Кліматичні зміни проявляються на тлі різних типів землекористування, стану ґрунтового і рослинного покриву, особливостей водного режиму та інтенсивності антропогенного навантаження. Відповідно до Конвенції ООН про боротьбу з опустелюванням (UNCCD), опустелювання визначається як деградація земель у посушливих, напівпосушливих і сухих субгумідних районах унаслідок дії різних чинників, зокрема кліматичних коливань і діяльності людини [1]. З огляду на це окремі зміни рослинного покриву або збільшення площ відкритого ґрунту не можуть розглядатися як достатня ознака опустелювання без урахування їх причин, тривалості та просторового поширення.

Це особливо важливо під час використання супутникових даних. Значна кількість спектральних і біофізичних індексів розширює можливості моніторингу, проте їх значення не завжди мають однозначне трактування. Так, зниження NDVI може бути наслідком дефіциту вологи, природного завершення вегетації, збирання врожаю, зміни сільськогосподарської культури або погіршення стану рослинного покриву в результаті деградації та виснаження родючості ґрунтів. Підвищення температури земної поверхні (LST) може відображати як тривалі зміни температурно-вологісних умов, так і короткочасну погодну аномалію. Подібне обмеження стосується й індексу оголеного ґрунту (BSI): його високі значення на орних землях можуть спостерігатися після збирання врожаю, виконання обробітку ґрунту або до формування суцільного рослинного покриву. Тому окремі значення NDVI, LST чи BSI доцільно розглядати насамперед як ознаки певного стану земної поверхні, а висновок про розвиток деградаційного процесу робити за результатами їх комплексного та просторово-часового аналізу [2].

В основу дослідження покладено систему супутникових індикаторів, сформовану за їх зв'язком з основними механізмами деградації земель. На відміну від групування показників за типом сенсора або джерелом супутникових даних, такий підхід дає змогу розмежувати індикатори кліматичного стресу, водного дефіциту, стану рослинного і ґрунтового покриву та структурної трансформації земель сільськогосподарського призначення. У межах цього дослідження систему доповнено результатами апробації індексів EVI-S, NDBI та NDBIBlue, розрахованих за даними Sentinel-2 [3, 4].

Актуальність дослідження. Актуальність для України визначається одночасною дією кліматичної аридизації, високої інтенсивності сільськогосподарського використання земель, високого ризику прояву їх дегуміфікації та ерозійних процесів, трансформації земного покриву, а після 2022 р. – також масштабних кризових порушень ландшафтів. До останніх належать пожежі, механічне руйнування ґрунтового покриву, зміни водного режиму, пошкодження меліоративної інфраструктури та тривале виведення земель із використання. Супутникові дані мають особливе значення там, де наземні обстеження обмежені, наприклад наслідками воєнних дій або іншими обставинами.

Міжнародна система звітності за індикатором Цілі сталого розвитку (ЦСР) 15.3.1 передбачає оцінювання деградації земель за трьома основними субіндикаторами: зміни земного покриву, продуктивність земель і запаси органічного вуглецю ґрунту [5]. Такий підхід забезпечує стандартизоване оцінювання стану земель, однак не дає змоги повною мірою визначити причини та механізми розвитку деградаційних процесів. Для їх детальнішого аналізу необхідно додатково враховувати показники температурного та водного стресу, вологості ґрунту, оголення ґрунтової поверхні, пожеж і антропогенної трансформації територій. Відповідно, національна система моніторингу має узгоджуватися з принципами досягнення нейтрального рівня деградації земель (Land Degradation Neutrality, LDN) [6] та водночас передбачати ширший набір індикаторів для визначення характеру й можливих причин виявлених змін.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Робота є прямим виконанням заходів, визначених Концепцією боротьби з деградацією земель та опустелюванням [7] та Національним планом дій щодо боротьби з деградацією земель та опустелюванням [8], розробленими відповідно до вимог Конвенції ООН про боротьбу з опустелюванням [1]. Дослідження спрямоване на реалізацію, зокрема, заходу «Науково-методичне забезпечення застосування ГІС-технологій та технологій дистанційного зондування Землі для вирішення питань боротьби з деградацією земель та опустелюванням». Робота продовжує дослідження з подальшого удосконалення супутникового агроекологічного моніторингу та спрямована на формування відтворюваної системи індикаторів, придатної для оцінювання стану агроландшафтів і природних екосистем. Безпосередньо використано результати двох попередніх досліджень авторів: апробації модифікованого EVI-S для оцінювання рослинного покриву [3] та порівняльного аналізу індексів NDBI, NDBIBlue, NDWI й EVI-S для ідентифікації забудованих територій [4]. У цій статті ці результати не подаються як новий експеримент, а використовуються як емпірична основа для уточнення функціональної системи індикаторів.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. У дистанційному моніторингу опустелювання та деградації земель простежується перехід від окремих спектральних індексів до поєднання супутникових показників, що характеризують різні складові деградаційного процесу. За оглядом Rivera-Marin et al. [2], основу таких досліджень становлять дані Landsat,

а найчастіше аналізують характеристики рослинності, земного покриву та опадів. Порогові значення, за якими визначають опустелювання, у різних роботах суттєво відрізняються, тому без регіонального калібрування переносити їх на інші природні території проблематично.

Поряд із вегетаційними індексами (NDVI, EVI, SAVI, MSAVI, FVC) використовують LST, альбедо, показники вологості й оголеності ґрунту. D'Acunto et al. [9] відзначають поширення моделей, у яких стан рослинності аналізують разом із характеристиками земної поверхні. Wang et al. [10] поділяють дистанційні індикатори ґрунту на прямі (мінеральний склад, органічна речовина, шорсткість, вологість) і непрямі (рослинність, земний покрив), однак констатують, що загальноприйнятої системи таких індикаторів досі немає.

У третьому виданні World Atlas of Desertification [11] класифікацію деградації за одним показником замінено концепцією «конвергенції доказів» (convergence of evidence): ризикові території виділяють за збігом кількох незалежних ознак з урахуванням локальних умов. Окремий дистанційний сигнал за такого підходу є лише однією зі складових сукупності доказів.

Xi et al. [12] поєднали FVC, TVDI, Albedo, LST, TGSI та MSAVI у Desertification Composite Index (DCI), що охоплює рослинну, температурно-водну та ґрунтову складові опустелювання. Перевірка за матеріалами БПЛА дала загальну точність 0,86. Водночас автори визнають, що вибір індикаторів у дослідженнях опустелювання залишається неоднорідним. Yue et al. [13] досягли точності 88,55 % за моделлю NDVI–Albedo в аридних умовах, але ця залежність потребує перевірки для інших природних зон.

Більша кількість індикаторів сама по собі не підвищує достовірності оцінки. Вегетаційні індекси частково дублюють один одного. LST реагує і на тривалий стрес, і на короткочасні погодні аномалії. Відкритий ґрунт на ріллі часто є наслідком обробітку. Тому показники слід відбирати з урахуванням їх фізичного змісту, інформаційної незалежності, сезонності, типу землекористування, просторового розрізнення та можливості верифікації.

Порівняльне оцінювання вегетаційних індексів NDVI, EVI, EVI2, SAVI та EVI-S засвідчило високий рівень їх кореляції, водночас EVI-S виявив відмінності за високої щільності рослинного покриву [3]. Для індексів NDBI, NDBIBlue, NDWI та EVI-S, використаних для розмежування типів поверхні за даними Sentinel-2, встановлено залежність результатів від сезону та характеру земного покриву [4]. Це вказує на обмеження однозначної інтерпретації окремих спектральних індексів і доцільність їх комплексного використання.

Отже, ключовим завданням для умов України стає відбір взаємодоповнювальних супутникових показників, пов'язаних із різними механізмами опустелювання та деградації земель. Невирішеними залишаються питання дублювання інформації, розмежування чинників деградації та реакції екосистем, визначення референсного стану, узгодження даних різного розрізнення та правил спільної інтерпретації індикаторів.

Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми. Невирішеною залишається проблема функціональної несумісності багатьох переліків індикаторів: в одному ряду часто змішуються фактори тиску, стан екосистеми, наслідки та ознаки землекористування. Через це виникає подвійний облік одного сигналу, корельовані індекси отримують надмірну вагу, а короткочасна аномалія може бути помилково класифікована як довгострокова деградація. Окремою проблемою є перенесення фіксованих порогів між природними зонами, сезонами та сенсорами без калібрування.

Для України додатковою невирішеною частиною є включення кризових порушень до системи моніторингу без методологічного змішування їх з опустелюванням. Пожежа, вирва від вибуху або підтоплення є порушенням земної поверхні, але не автоматично опустелюванням у термінах UNCCD. Тому кризові процеси доцільно фіксувати окремим блоком, а їх довгостроковий внесок у деградацію оцінювати за подальшою траєкторією відновлення або погіршення стану земель.

Новизна. Наукова новизна полягає у формуванні інтегрованої системи супутникових індикаторів, у якій показники структуровано за функціональним зв'язком із механізмами деградації: кліматичним стресом, водним дефіцитом, реакцією рослинності, змінами ґрунтової поверхні, антропогенною трансформацією та кризовими порушеннями. Систему уточнено включенням EVI-S як додаткового індикатора стану рослинності та NDBI/NDBIBlue як індикаторів антропогенної трансформації. Запропоновано діагностичний принцип, за яким деградаційний сигнал визначається не окремим порогом, а стійкою комбінацією просторово-часових змін кількох фізично незалежних показників відносно референсного стану.

Методологічне або загальнонаукове значення. Методологічне значення полягає у розмежуванні трьох рівнів інтерпретації: 1) фактор або тиск; 2) реакція компонента екосистеми; 3) стійка зміна стану. Таке розмежування знижує ризик причинної помилки, коли реакцію рослинності безпосередньо приписують деградації. Другий принцип – мінімізація інформаційної надлишковості: сильно корельовані індекси не повинні автоматично входити до інтегрального показника з однаковою вагою. Третій – обов'язкова прив'язка до масштабу, сезону, типу землекористування та референсного періоду.

Матеріали та методи. Дослідження має методично-синтетичний характер. Основою слугували матеріали авторської розробки системи супутни-

кових індикаторів опустелювання та деградації земель, міжнародні методичні документи UNCCD/ LDN і публікації з дистанційного моніторингу. Для уточнення блоків рослинності та антропогенної трансформації використано опубліковані результати випробування EVI-S та індексів забудови на мультиспектральних даних Sentinel-2 L2A [3, 4].

Відбір індикаторів проводили за критеріями: фізична інтерпретованість; чутливість до цільового процесу; можливість побудови ретроспективного ряду; просторова узгодженість; відкритість і регулярність даних; можливість автоматизації; контроль конфундуючих факторів; наявність незалежного способу верифікації. Індикатори, що відображають подібний фізичний сигнал, розглядали як взаємозамінні або уточнювальні, а не як незалежні докази деградації.

Для багаторівневої системи визначено три часові режими: оперативний (дні–тижні) для виявлення аномалій; сезонний для оцінювання стійкості реакції; багаторічний для встановлення тренду. Просторово передбачено національний, регіональний і локальний рівні. Для кожного рівня має використовуватися власний референсний стан: багаторічна норма, стабільна еталонна територія або статистично визначений базовий період.

Виклад основного матеріалу. Аналіз міжнародних підходів до моніторингу опустелювання та деградації земель засвідчив, що використання супутникових даних поступово переходить від оцінювання окремих характеристик земної поверхні до комплексного аналізу змін природних екосистем і агроландшафтів. Водночас значна частина методичних підходів орієнтована на певні складові деградаційних процесів – стан рослинного покриву, ґрунтів, водозабезпеченість або зміни землекористування. Поєднання таких показників не завжди дає змогу встановити характер виявлених змін та розмежувати вплив кліматичних і антропогенних чинників.

Для України ця проблема має особливе значення з огляду на посилення температурного та водного стресу, інтенсивне сільськогосподарське використання земель, поширення ерозійних процесів і порушення природних комплексів унаслідок воєнних дій. За таких умов однакові зміни спектральних характеристик земної поверхні можуть мати різне походження. Зокрема, зниження вегетаційних індексів може бути пов'язане як із посухою та погіршенням стану рослинності, так і зі зміною структури посівних площ, збиранням урожаю або припиненням господарського використання земель. Це обмежує можливості оцінювання деградації за окремими показниками та потребує їх узгодженої інтерпретації.

З огляду на це сформовано інтегровану систему супутникових індикаторів опустелювання та деградації земель, в основу якої покладено функціональний зв'язок показників із чинниками, проявами та наслідками деградаційних процесів. На відміну від групування за типами супутникових даних або спектральних індексів, запропонована система групує індикатори не за джерелами даних або тематичними напрямами, а відповідно до механізмів розвитку деградаційних процесів (табл.1). Запропонований підхід передбачає розмежування показників, що характеризують чинники впливу, реакцію компонентів екосистеми та стійкі зміни стану земель. У структурі системи виділено шість взаємопов'язаних функціональних блоків: кліматичний стрес, водний дефіцит, стан рослинного покриву, зміни ґрунтової поверхні, трансформація земного покриву та кризова деградація (рис. 1). Перші чотири блоки відображають взаємозв'язки між кліматичними чинниками, водозабезпеченістю, станом рослинного і ґрунтового покриву. Антропогенну трансформацію виділено як самостійний чинник змін земного покриву, вплив якого може посилювати або послаблювати наслідки кліматичного навантаження. Окремий блок кризової деградації охоплює раптові зміни земної поверхні, зокрема внаслідок воєнних дій і техногенних впливів.

Таке розмежування дає змогу враховувати різне походження змін, не ототожнюючи кліматичні, господарські та кризові чинники деградації земель.



Рис. 1. Концептуальна структура інтегрованої системи супутникових індикаторів опустелювання та деградації земель

Функціональну структуру системи, базові й уточнювальні індикатори, їх діагностичне значення наведено в таблиці 1.

Кліматичний стрес розглядається як один з основних чинників формування передумов опустелювання. Для його характеристики доцільно використовувати стандартизований індекс опадів SPI, індекс опадів та евапотранспірації SPEI, індекс аридності AI, потенційну евапотранспірацію PET, температуру земної поверхні LST і температурний індекс стану рослинності TCI [14-17]. Ці показники характеризують різні складові кліматичних умов, що впливають на розвиток посушливих явищ, тому їх вибір залежить від мети та часового масштабу дослідження. Особливе значення для оцінювання кліма-

Таблиця 1

Функціональна структура системи та правила інтерпретації індикаторів

Функціональний блок	Основні індикатори	Додаткові дані	Діагностичне значення
Кліматичний стрес	SPI, SPEI, AI, LST, TCI	Опади, температура, PET	Кліматичні передумови посух та аридизації
Водний дефіцит	NDMI, NDWI, SMI	SMAP, FLDAS, ERA5-Land, Sentinel-1	Зміни вологості ґрунту та водного стану рослинності
Стан рослинного покриву	NDVI, VCI, VHI, EVI	EVI-S, LAI, FAPAR, CVI	Продуктивність, щільність, сезонна та стресова реакція рослинності
Ґрунтова поверхня	BSI, альбедо, індекси засолення	SOC, ґрунтові обстеження, ерозійні характеристики	Оголення ґрунту, зміни поверхні, ознаки деградації
Антропогенна трансформація	NDBI, NDBIBlue, LULC	Dynamic World, фрагментація, дані землекористування	Забудова, запечатування, зміни структури земного покриву
Кризова деградація	NBR, dNBR, MNDWI	VIIRS/MODIS Fire, SAR, офіційні дані про пошкодження	Пожежі, механічні порушення, затоплення та осушення

Примітка. SPI, SPEI та AI є розрахунковими кліматичними індексами, які можуть визначатися за супутниковими, наземними або реаналізними даними. SMAP, FLDAS, ERA5-Land і Dynamic World є інформаційними продуктами, а не спектральними індексами. SOC характеризує вміст або запаси органічного вуглецю ґрунту і потребує незалежних ґрунтових даних або валідованих моделей оцінювання. Віднесення показників до функціональних блоків визначає їх основне діагностичне призначення та не виключає використання в інших блоках.

тичних змін в Україні має спільне використання SPI та SPEI. За результатами дослідження Semenova [18], протягом 1946-2020 рр. на більшій частині території України спостерігалися додатні тренди SPI, тоді як SPEI характеризувався переважно від'ємними тенденціями. Така відмінність свідчить про необхідність врахування не лише змін кількості опадів, а й зростання атмосферної потреби у волозі в умовах потепління. Водночас кліматичні індекси характеризують передумови виникнення посушливих явищ, але самі по собі не підтверджують розвиток деградації земель.

Водний дефіцит є безпосереднім зв'язком між кліматичними умовами і станом рослинного та ґрунтового покриву. Його пропонується оцінювати за поєднанням показників вологості ґрунту з оптичними індексами, чутливими до вмісту води в рослинності. Зміни водного стану рослинного покриву добре простежуються за NDMI та NDWI [19], а відомості про вологість ґрунту дають продукти SMAP, FLDAS і ERA5-Land [20-22]. Використовувати ці джерела слід з урахуванням відмінностей у способах отримання даних та їх просторовому розрізненні. SMAP ґрунтується на супутникових мікрохвильових спостереженнях, а FLDAS і ERA5-Land є результатом моделювання процесів у системі «ґрунт – рослинність – атмосфера». Порівняно з оптичними знімками Sentinel-2, зазначені продукти мають значно нижче просторове розрізнення. Орієнтовно SMAP має розрізнення 9-36 км залежно від продукту, ERA5-Land і FLDAS близько 9-11 км. Тому, оцінюючи водозабезпеченість окремого поля, треба перевіряти, наскільки репрезентативні для нього дані, і зводити їх до спільного просторового рівня.

Стан рослинного покриву характеризує біофізичну реакцію екосистем на зміни кліматичних умов, водозабезпеченості та господарського навантаження. Основу цього блоку становлять NDVI, VCI та VHI, за якими можна оцінювати динаміку рослинності, її відхилення від багаторічної норми та прояви температурно-водного стресу [17]. Так, аналіз часових рядів NDVI для півдня України виявив зростання частоти й тривалості посух [23]. Для більш детальної характеристики можуть застосовуватися EVI, EVI-S, LAI, FAPAR та інші показники, вибір яких визначається типом рослинного покриву й особливостями території. Використання NDVI як базового індикатора обґрунтовується наявністю тривалих часових рядів супутникових спостережень, які дозволяють аналізувати зміни рослинності ретроспективно. Водночас порівняння NDVI, EVI, EVI2, SAVI та модифікованого EVI-S показало, що ці індекси тісно корелюють між собою [3]. Якщо включити їх до інтегральної оцінки одночасно, не зважаючи на цю залежність, вегетаційний сигнал буде враховано двічі. Апробація EVI-S за даними Sentinel-2 засвідчила, що він допомагає уточнити характеристики рослинності, особливо за високої щільності покриву [3]. Тому EVI-S доцільно використовувати як додатковий індикатор у рослинному блоці, але не як самостійний показник опустелювання чи універсальну заміну NDVI.

На сільськогосподарських землях значення вегетаційних індексів істотно залежать від фенологічної фази, структури посівів і сівозміни, а також родючості ґрунту. Тому оцінювання довгострокових змін необхідно проводити за зіставними періодами вегетації, з урахуванням типу рослинності та землекористування. Підставою для подальшої діагностики деградації може бути лише стійке погіршення вегетаційних характеристик, підтверджене іншими незалежними ознаками.

Блок ґрунтової поверхні спрямований для виявлення змін її спектральних і фізичних характеристик, спричинених оголенням ґрунту, ерозією, засоленням та іншими проявами деградації. Основними дистанційними показниками є індекс оголеного ґрунту BSI та альбедо, які можна доповнити даними про органічний вуглець ґрунту, ознаки засолення й чинники ерозії [24].

Найскладніше інтерпретувати ці показники для орних земель. BSI може зростати, а альбедо змінюватися через сезонне оголення поверхні після збирання врожаю, обробітку ґрунту, зміну його вологості і навіть шорсткості. Тож такі зміни ще не свідчать про деградацію. Надійнішою ознакою є стійке збільшення частки оголеної поверхні впродовж кількох років, яке не пояснюється технологічними особливостями сільськогосподарського використання та підтверджується незалежними ґрунтовими показниками.

Антропогенну трансформацію земного покриву виділено в окремий блок, щоб відстежувати зміни, спричинені господарською діяльністю. Його основу становить аналіз земного покриву та землекористування (LULC), доповнений спектральними індексами забудови NDBI і NDBIBlue. Продукти класифікації, зокрема Dynamic World, дозволяють детально простежити просторові зміни земного покриву за даними Sentinel-2 [25]. Доцільність включення NDBI та NDBIBlue підтверджується результатами їх порівняльного оцінювання для виявлення забудованих територій [4]. Проте ефективність цих індексів залежить від сезону та спектральних властивостей поверхні: відкриті ґрунти й забудова можуть мати подібні спектральні характеристики, що спричиняє помилки класифікації. Тому індекси забудови доцільно застосовувати разом із картами земного покриву, сезонними супутниковими композитами та додатковими вегетаційними й водними показниками.

Окремий блок потрібен і для того, щоб розмежувати причини змін рослинності. Якщо NDVI знижується через забудову чи зміну землекористування, це не слід трактувати як прояв кліматично зумовленого опустелювання.

Окремий блок у системі відведено *кризовій деградації*, потреба в якому зумовлена нинішніми умовами в Україні. Воєнні дії та пов'язані з ними техногенні порушення спричиняють пошкодження ґрунтового й рослинного покриву, пожежі, механічну трансформацію поверхні, порушення водного режиму та зміни землекористування. Ці процеси можуть істотно впливати на стан земель, але за походженням і динамікою відрізняються від поступових змін, пов'язаних з аридизацією клімату.

Кризову деградацію пропонується виявляти за індексами NBR і dNBR, продуктами активних пожеж MODIS і VIIRS, радіолокаційними даними SAR та методами аналізу змін поверхні [26]. Вони дають змогу визначати просторове поширення й окремі характеристики порушень, однак не завжди дозволяють встановити причину. Зокрема, мінування території за супутниковими даними достовірно визначити неможливо. Для цього потрібні офіційні геопросторові дані, а дистанційні ознаки покинутих полів, фортифікаційних споруд або деградації земного покриву можуть бути лише допоміжними.

Важливо відрізняти сам факт кризової деградації від його довгострокових екологічних наслідків. Пожежа, затоплення або механічне пошкодження ґрунту не завжди призводять до стійкої деградації. Її розвиток необхідно оцінювати за подальшою динамікою рослинного й ґрунтового покриву, характером відновлення екосистем та змінами функціонального стану земель.

Отже, запропоновані функціональні блоки відображають різні аспекти деградаційних процесів і мають неоднакове діагностичне призначення. Кліматичні та водні показники характеризують переважно умови формування стресу, вегетаційні й ґрунтові – реакцію та стан компонентів екосистем, а показники антропогенної трансформації та кризових порушень допомагають встановлювати альтернативні причини виявлених змін. Їх спільне використання створює основу для більш обґрунтованої інтерпретації супутникових спостережень.

Принципи інтеграції та інтерпретації індикаторів. Для інтегральної оцінки треба узгодити показники, які мають різний фізичний зміст, одиниці вимірювання, напрям змін і просторово-часові характеристики. Безпосереднє усереднення вихідних значень індексів є методично некоректним, оскільки однакові числові зміни різних показників можуть мати протилежне екологічне значення.

Тому в системі геопросторового моніторингу застосовано ієрархічний принцип інтеграції. Спочатку показники нормалізують і визначають напрям їх змін відносно референсного стану. Далі формуються оцінки в межах окремих функціональних блоків з урахуванням взаємозалежності індикаторів. На завершальному етапі їх можна об'єднати в інтегральну оцінку, вагові коефіцієнти якої визначають залежно від природних умов, типу екосистеми та завдань моніторингу.

Особливо слід контролювати інформаційну надлишковість. Наприклад, якщо NDVI, EVI та EVI-S увійдуть до оцінки з однаковими вагами, близькі за змістом характеристики рослинності буде враховано кілька разів. Тому перевагу слід надавати індикаторам, що доповнюють один одного й відображають різні складові деградації.

Для підвищення достовірності інтерпретації пропонуємо враховувати узгоджені несприятливі зміни щонайменше двох функціонально незалежних які зберігаються тривалий час або повторюються за зіставних сезонних умов. Це методичний принцип попереднього підтвердження деградаційного сигналу, а не універсальний кількісний критерій. Його ефективність потребує подальшої перевірки на інших територіях і за даними наземних досліджень.

Важливим елементом інтегрованої оцінки є збереження інформації про внесок окремих функціональних блоків. Поряд із підсумковою картою доцільно формувати тематичні карти складових. Вони допоможуть визначити ймовірні чинники погіршення стану земель та уникнути неоднозначного трактування інтегрального показника.

Багаторівнева організація геопросторового моніторингу та зональна адаптація. Практичне застосування системи передбачає її використання на національному, регіональному та локальному рівнях із відповідною диференціацією супутникових джерел, часових рядів і способів верифікації (табл. 2).

Зональна адаптація системи індикаторів. На національному рівні основне завдання плягає у виявленні територій зі стійкими негативними змінами стану земель та визначення загальних просторово-часових закономірностей. Для цього придатні тривалі ряди NOAA AVHRR, MODIS, Landsat, а також продукти ERA5-Land і SMAP. Результати такого аналізу можуть слугувати основою для виділення територій, що потребують детальнішого дослідження.

На регіональному рівні характер виявлених змін уточнюють з урахуванням природно-кліматичних особливостей, структури землекористування та локальних чинників деградації. Основними джерелами інформації є дані Landsat, Sentinel-1/2, тематичні карти земного покриву та показники водозабезпеченості. На локальному рівні насамперед перевіряють результати супутникового знімання за матеріалами польових обстежень, агрохімічних досліджень, даними врожайності та іншими незалежними спостереженнями. Водночас використання єдиного набору індикаторів і фіксованих порогових значень для всієї території України не дає змоги повною мірою врахувати регіональні особливості природних умов Полісся, Лісостепу та Степу.

Для Полісся найбільше значення має оцінювання змін водного режиму, стану лісових і водно-болотних екосистем, зокрема процесів підтоплення та осушення. Для їх моніторингу доцільно використовувати індекси NDWI і MNDWI, біофізичні параметри LAI та FAPAR, а також радіолокаційні дані Sentinel-1.

Для Лісостепу основну увагу слід приділяти оцінюванню продуктивності рослинності, температурно-водного стресу та стану ґрунтового покриву. Для детальнішої характеристики рослинності можуть застосовуватися індекси EVI-S, NDRE, MTVI2 і MCARI. Однак їх включення до інтегральної оцінки потребує попереднього аналізу взаємної кореляції та додаткової інформативності кожного показника.

Для Степу основними є показники аридності, температурного стресу, вологості ґрунту, багаторічної динаміки продуктивності рослинності та водозабезпеченості та площі зрошуваних земель. Відповідно, до базового набору індикаторів доцільно включати AI, TCI, VHI, SMI та показники водного режиму.

Отже, зональна адаптація передбачає збереження загальної структури системи з визначенням пріоритетних індикаторів, референсних умов та особливостей їх використання для кожної природної зони. Це дає змогу застосовувати єдині методичні принципи моніторингу з урахуванням регіональних відмінностей у розвитку деградаційних процесів.

Обговорення можливостей та обмежень запропонованої системи. Сформована система доповнює міжнародні підходи до оцінювання деградації земель, зокрема методологію Land Degradation Neutrality (LDN) та індикатор ЦСР 15.3.1, що передбачає аналіз змін земного покриву, продуктивності земель і запасів органічного вуглецю ґрунту [5, 6]. Запропонована система, крім оцінювання стану земель, передбачає використання індикаторів для виявлення чинників і можливих причин розвитку деградаційних процесів.

Водночас застосування системи потребує врахування низки методичних обмежень, пов'язаних із кореляцією між окремими спектральними індексами, відмінностями просторового й часового розрізнення супутникових даних та необхідністю узгодження багаторічних рядів спостережень, отриманих різними сенсорами. Важливим методичним питанням є також визначення базового стану території, з яким порівнюють подальші зміни рослинного покриву, вологості ґрунту та інших характеристик земної поверхні.

Важливим для інтерпретації супутникових даних є врахування особливостей землекористування. Зміни структури посівів, технологій обробітку і посівів, режимів зрошення або осушення, втрата родючості

Таблиця 2.

Багаторівнева організація моніторингу

Рівень	Основне завдання	Рекомендовані дані	Часовий горизонт	Верифікація
Національний	Скринінг зон стійких негативних змін	NOAA AVHRR/MODIS, ERA5-Land, SMAP, Landsat	10–40+ років	Національна статистика, ґрунтові та кліматичні мережі
Регіональний	Зональна деталізація причин і ризиків	Landsat, Sentinel-1/2, FLDAS/SMAP, LULC	5–20 років + сезонні ряди	Регіональні обстеження, землекористування
Локальний	Підтвердження процесу на полі/полігоні	Sentinel-2, Sentinel-1, БПЛА за наявності	Подієвий і сезонний	Польові трансекти, агрохімія, урожайність, фотофіксація

ґрунтів, їх ерозійна деградація можуть спричиняти зміни спектральних характеристик агроландшафтів, подібні до тих, що виникають під впливом кліматичних чинників. Тому для з'ясування можливих причин деградаційних процесів за можливості доцільно зіставляти супутникові показники з інформацією про землекористування, ґрунтові характеристики за результатами наземних обстежень.

Додаткового дослідження потребують можливості застосування модифікованих індексів EVI-S і NDBIBlue для оцінювання деградації земель. Результати досліджень [3, 4] свідчать про перспективність їх використання для детальнішої характеристики рослинного покриву та забудованих територій. Водночас ці індекси не можна розглядати як універсальні показники деградації земель без перевірки їхньої діагностичної інформативності за різних природних умов, сезонів і типів земного покриву.

Основним результатом дослідження є систематизація супутникових індикаторів за їхнім діагностичним призначенням та визначення принципів їх спільного використання для оцінювання деградації земель. Запропонована структура передбачає окреме оцінювання чинників впливу, реакції компонентів екосистем і стійких змін стану земель з урахуванням антропогенних та кризових порушень. Подальша апробація системи дасть змогу оцінити її придатність для комплексного геопросторового моніторингу процесів опустелювання та деградації земель в Україні.

Головні висновки

1. Обґрунтовано функціональну структуру інтегрованої системи супутникових індикаторів опустелювання та деградації земель, яка охоплює шість взаємопов'язаних блоків: кліматичний стрес, водний дефіцит, стан рослинного покриву, зміни ґрунтової поверхні, антропогенна трансформація земного покриву та кризову деградацію. Запропоноване групування дає змогу систематизувати індикатори за їхнім діагностичним призначенням, розмежовуючи чинники впливу, реакцію компонентів екосистем і стійкі зміни стану земель в результаті зміни клімату, нераціонального використання та урбонізації.

2. Встановлено методичні обмеження використання окремих спектральних індексів для діагностики деградаційних процесів. Оцінювання деградації земель має ґрунтуватися на спільному аналізі багаторічних тенденцій, сезонних аномалій, просторових особливостей території та змін відносно вихідного стану.

3. Уточнено діагностичне призначення модифікованих індексів EVI-S і NDBIBlue у складі інтегрованої системи. EVI-S доцільно використовувати як додатковий показник стану рослинного покриву, зокрема за високої його щільності, а NDBI та NDBIBlue – для характеристики забудованих територій і змін земного покриву, пов'язаних з господарською діяльністю. Їх застосування потребує врахування сезонності, типу поверхні та можливої кореляції з іншими індексами.

4. Визначено методичні принципи інтеграції супутникових індикаторів, що передбачають їх послідовне узагальнення в межах функціональних блоків із подальшим формуванням комплексної оцінки та адаптації до природних умов. Запропонована структура є основою для розроблення методики комплексного оцінювання опустелювання, деградації земель, зокрема спричинених воєнними діями, ефективність якої потребує подальшої кількісної перевірки.

Перспективи використання результатів дослідження. Подальші дослідження доцільно спрямувати на апробацію запропонованої системи в різних природних зонах України. Основними завданнями є визначення оптимального набору індикаторів для Полісся, Лісостепу та Степу, обґрунтування базових значень і критеріїв оцінювання змін, перевірка інформативності окремих показників та їх поєднань. Особливої уваги потребують узгодження супутникових даних різного просторового й часового розрізнення, оцінювання невизначеності результатів і їх перевірка за незалежними наземними спостереженнями.

Практичне використання розробленої системи передбачається для виявлення територій із несприятливими змінами стану земель, оцінювання їх просторово-часової динаміки та визначення ділянок, що потребують детальнішого обстеження. Перспективним є впровадження системи в геоінформаційні платформи моніторингу агроресурсів та екосистем із використанням QGIS, Google Earth Engine і відкритих супутникових інформаційних ресурсів. Після відповідної апробації результати можуть бути використані для інформаційного забезпечення заходів із запобігання деградації земель, адаптації аграрного виробництва до змін клімату та планування відновлення порушених агроландшафтів.

Література

1. United Nations Convention to Combat Desertification in Those Countries Experiencing Serious Drought and/or Desertification, Particularly in Africa: adopted in Paris on 17 June 1994.
2. Rivera-Marin D., Dash J., Ogutu B. The use of remote sensing for desertification studies: A review. Journal of Arid Environments. 2022. Vol. 206. Art. 104829. DOI: 10.1016/j.jaridenv.2022.104829.
3. Васільєв Д.П., Ільєнко Т.В. Оцінка ефективності модифікованого індексу EVI-S у системі моніторингу рослинного покриву. Агроекологічний журнал. 2025. № 2. С. 55–67. DOI: 10.33730/2077-4893.2.2025.333822.
4. Ільєнко Т.В., Васільєв Д.П. Порівняльний аналіз спектральних індексів для виявлення забудови на основі супутникових знімків Sentinel-2. Збалансоване природокористування. 2025. № 2. С. 64–78. DOI: 10.33730/2310-4678.2.2025.337148.
5. Good Practice Guidance Addendum. SDG Indicator 15.3.1: Proportion of Land That Is Degraded over Total Land Area / I. Teich, A. Zvoleff, S. Minelli et al. Bonn: UNCCD; Bern: WOCAT, CDE University of Bern, 2025. DOI: 10.48620/92560. URL: https://

reliefweb.int/report/world/good-practice-guidance-addendum-sdg-1531-proportion-land-degraded-over-total-land-area (дата звернення: 09.08.2026)
6. Synergizing global tools to monitor progress towards land degradation neutrality: Trends.Earth and the World Overview of Conservation Approaches and Technologies sustainable land management database / M. Gonzalez-Roglich, A. Zvoleff, M. Noon et al. Environmental Science & Policy. 2019. Vol. 93. P. 34–42. DOI: 10.1016/j.envsci.2018.12.019.
7. Концепція боротьби з деградацією земель та опустелюванням: схвалено розпорядженням Кабінету Міністрів України від 22 жовтня 2014 р. № 1024-р. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1024-2014-р (дата звернення: 09.08.2026).
8. Національний план дій щодо боротьби з деградацією земель та опустелюванням: затверджено розпорядженням Кабінету Міністрів України від 30 березня 2016 р. № 271-р. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/271-2016-р (дата звернення: 09.08.2026).
9. D'Acunto F., Marinello F., Pezzuolo A. Rural Land Degradation Assessment through Remote Sensing: Current Technologies, Models, and Applications. Remote Sensing. 2024. Vol. 16, № 16. Art. 3059. DOI: 10.3390/rs16163059.
10. Remote sensing of soil degradation: Progress and perspective / J. Wang, J. Zhen, W. Hu et al. International Soil and Water Conservation Research. 2023. Vol. 11, № 3. P. 429–454. DOI: 10.1016/j.iswcr.2023.03.002.
11. World Atlas of Desertification: Rethinking Land Degradation and Sustainable Land Management / ed. by M. Cherlet, C. Hutchinson, J. Reynolds et al. 3rd ed. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2018. 248 p. DOI: 10.2760/06292..
12. Construction of a Desertification Composite Index and Its Application in the Spatiotemporal Analysis of Land Desertification in the Ring-Tarim Basin over 30 Years / L. Xi, Z. Qi, Y. Feng et al. Remote Sensing. 2025. Vol. 17, № 4. Art. 644. DOI: 10.3390/rs17040644.
13. Yue Y., Zhao W., Liu R. Relationships between vegetation indices and surface reflectance: Implications for detecting and monitoring sandification in arid regions. Ecological Indicators. 2025. Vol. 176. Art. 113640. DOI: 10.1016/j.ecolind.2025.113640.
14. Svoboda M., Fuchs B.A. Handbook of Drought Indicators and Indices / World Meteorological Organization, Global Water Partnership. Geneva, 2016. (Integrated Drought Management Tools and Guidelines Series; 2). URL: https://www.drought.gov/sites/default/files/2020-06/GWP_Handbook_of_Drought_Indicators_and_Indices_2016.pdf (дата звернення: 09.08.2026).
15. Vicente-Serrano S.M., Beguería S., López-Moreno J.I. A multiscalar drought index sensitive to global warming: the standardized precipitation evapotranspiration index. Journal of Climate. 2010. Vol. 23, № 7. P. 1696–1718. DOI: 10.1175/2009JCLI2909.1.
16. Zomer R.J., Xu J., Trabucco A. Version 3 of the Global Aridity Index and Potential Evapotranspiration Database. Scientific Data. 2022. Vol. 9. Art. 409. DOI: 10.1038/s41597-022-01493-1.
17. Kogan F.N. Application of vegetation index and brightness temperature for drought detection. Advances in Space Research. 1995. Vol. 15, № 11. P. 91–100. DOI: 10.1016/0273-1177(95)00079-T.
18. Semenova I., Vicente-Serrano S.M. Long-term variability and trends of meteorological droughts in Ukraine. International Journal of Climatology. 2024. Vol. 44, № 6. P. 1849–1866. DOI: 10.1002/joc.8416.
19. Gao B.-C. NDWI – A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. Remote Sensing of Environment. 1996. Vol. 58, № 3. P. 257–266. DOI: 10.1016/S0034-4257(96)00067-3.
20. The Soil Moisture Active Passive (SMAP) mission / D. Entekhabi, E.G. Njoku, P.E. O'Neill et al. Proceedings of the IEEE. 2010. Vol. 98, № 5. P. 704–716. DOI: 10.1109/JPROC.2010.2043918.
21. A land data assimilation system for sub-Saharan Africa food and water security applications / A. McNally, K. Arsenault, S. Kumar et al. Scientific Data. 2017. Vol. 4. Art. 170012. DOI: 10.1038/sdata.2017.12.
22. ERA5-Land: a state-of-the-art global reanalysis dataset for land applications / J. Muñoz-Sabater, E. Dutra, A. Agustí-Panareda et al. Earth System Science Data. 2021. Vol. 13, № 9. P. 4349–4383. DOI: 10.5194/essd-13-4349-2021.
23. Karamushka V., Boychenko S., Kuchma T., Zabarna O. Trends in the environmental conditions, climate change and human health in the southern region of Ukraine. Sustainability. 2022. Vol. 14, № 9. Art. 5664. DOI: 10.3390/su14095664.
24. Nguyen C.T., Chidthaisong A., Kieu Diem P., Huo L.-Z. A Modified Bare Soil Index to Identify Bare Land Features during Agricultural Fallow-Period in Southeast Asia Using Landsat 8. Land. 2021. Vol. 10, № 3. Art. 231. DOI: 10.3390/land10030231.
25. Dynamic World, Near real-time global 10 m land use land cover mapping / C.F. Brown, S.P. Brumby, B. Guzder-Williams et al. Scientific Data. 2022. Vol. 9. Art. 251. DOI: 10.1038/s41597-022-01307-4.
26. Yang S., Huang Q., Yu M. Advancements in remote sensing for active fire detection: A review of datasets and methods. Science of the Total Environment. 2024. Vol. 943. Art. 173273. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2024.173273.

Дата першого надходження статті до видання: 13.10.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 04.11.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 23.11.2026

ЕКОЛОГІЯ ЛІСОВИХ ЕКОСИСТЕМ

УДК 595.768.24:630*18(234.421.1)
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.6-69.33

SCOLYTINAE (CURCULIONIDAE, COLEOPTERA, INSECTA) ЛІСОВИХ ЕКОСИСТЕМ НАЦІОНАЛЬНОГО ПРИРОДНОГО ПАРКУ ВЕРХОВИНСЬКИЙ В КОНТЕКСТІ ПРИЧИН МАСОВОГО ВСИХАННЯ ЯЛИНОВИХ ЛІСІВ

Бевзюк Ю.Д. (orcid.org/0009-0009-1357-5448),
Сіренко А.Г. (orcid.org/0000-003-2253-0937)
Карпатський національний університет імені Василя Стефаника
вул. Галицька, 201, 76000, м. Івано-Франківськ
yurii.bevziuk.23@pnu.edu.ua, bratlibo@yahoo.co.uk

У цій роботі наведено результати багаторічних досліджень фауни та екології Scolytinae (Curculionidae, Coleoptera, Insecta) лісових екосистем Національного природного парку «Верховинський» та прилеглих територій. Досліджено видовий склад, особливості екології, а саме трофічну спеціалізацію та висотний розподіл видів Scolytinae в умовах гірських систем Чивчини та Гриняви. Досліджено Scolytinae різних лісових екосистем в контексті виясння причин масового всихання ялинових лісів Українських Карпат. На сьогодні Scolytinae вважаються основними лісовими шкідниками, що є першопричиною всихпння ялин в Українських Карпатах. У результаті багаторічних досліджень 2002 – 2026 років у лісових екосистемах Національного природного парку «Верховинський» та прилеглих територій було виявлено 38 видів Scolytinae з 13 родів. Дослідження висотного градієнту розподілу видових комплексів Scolytinae показало наявність невисокої негативної кореляції між середньою висотою стаціонарів дослідження і видовим багатством Scolytinae (ρ = - 0,591). Кореляція носила нелінійний характер, що пояснювалось меншим впливом температурних і вітрових факторів, аніж рівнем ушкодження деревостанів та багатством дендрофлори. Найбільшим видовим багатством Scolytinae відрізнялись мішані ліси в річкових долинах (19 виявлених видів). Вивчення трофічної спеціалізації виявлених видів показало, що 1 виявлений вид монофаг, 36 видів олігофаги, 1 вид поліфаг, 19 видів вражають хвойні дерева, 20 видів вражають листяні дерева, 33 види живлять лубом та заболонню, 5 видив є мікофагами (живляться міцелієм грибів, що ростуть у їхніх ходах), 12 видів є вторинними шкідниками лісу, 26 видів – первинними шкідниками лісу. Ареологічний аналіз показав, що з 38 виявлених видів 3 види мають голарктичний ареал, 12 видів – різні варіанти палеарктичного ареалу, 19 видів – різні варіанти євразійського ареалу, 4 види – різні варіанти європейського ареалу. З них 1 вид має монтанний ареал, 2 види – бореально-монтанний ареал, 1 вид – неморальний ареал і 34 види – полізональний ареал. *Ключові слова:* Scolytinae, Curculionidae, Coleoptera, Insecta, фауна, екологія.

Scolytinae (Curculionidae, Coleoptera, Insecta) of forest ecosystems in Verkhovynsky National Nature Park in the context of the causes of mass spruce forest dieback. Bevziuk Yu., Sirenko A.

This article presents the results of long-term research on the fauna and ecology of Scolytinae (Curculionidae, Coleoptera, Insecta) in the forest ecosystems of Verkhovynsky National Nature Park and adjacent areas. The study examined species composition and ecological characteristics – specifically trophic specialization and the altitudinal distribution of Scolytinae species – within the Chyvchyny and Hryniavy mountain ranges. Scolytinae populations across various forest ecosystems were investigated to clarify the causes of mass spruce dieback in the Ukrainian Carpathians. Currently, Scolytinae are considered primary forest pests and the root cause of spruce dieback in the region. Research conducted between 2002 and 2026 in the forest ecosystems of Verkhovynsky National Nature Park and adjacent areas identified 38 Scolytinae species across 13 genera. An analysis of the altitudinal distribution of Scolytinae species assemblages revealed a moderate negative correlation between the mean elevation of study sites and species richness (ρ = - 0.591). This correlation was non-linear, reflecting the fact that temperature and wind factors had less influence than the level of stand damage and the richness of the dendroflora. Mixed forests in river valleys exhibited the highest Scolytinae species richness (19 species identified). An analysis of the trophic specialization of the identified species revealed the following: 1 species is a monophage, 36 are oligophages, and 1 is a polyphage; 19 species infest conifers, while 20 infest deciduous trees; 33 species feed on inner bark and sapwood, and 5 are mycophagous (feeding on fungal mycelium growing within their galleries); 12 species are secondary forest pests, and 26 are primary forest pests. Chorological analysis showed that among the 38 identified species, 3 have a Holarctic distribution, 12 exhibit various forms of a Palearctic distribution, 19 show various forms of a Eurasian distribution, and 4 display various forms of a European distribution. Of these, 1 species has a montane distribution, 2 have a boreal-montane distribution, 1 has a nemoral distribution, and 34 have a polyzonal distribution. *Key words:* Scolytinae, Curculionidae, Coleoptera, Insecta, fauna, ecology.

© Бевзюк Ю.Д., Сіренко А.Г., 2026
Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY 4.0

Вступ. Проблема всихання ялинових лісів в Українських Карпатах не нова. Випадки масових всихань ялинових лісів спостерігались в цій частині Карпат у 1940-их, 1960-их, 1970-их роках, проте ця проблема стала особливо актуальною, гостро постала починаючи з 1990 року, і вкрай негативні процеси, що супроводжуються дочасним всиханням ялинових дерев (*Picea abies* (L.) H. Karst. 1881) тривають і до сьогодні, тільки посилюються з роками. Причина всихання ялинових лісів на сьогодні вважається комплексною: глобальна зміна клімату (що супроводжується підвищенням середніх температур, тривалими літніми посухами), масове розмноження ксилофагів, шкідників ялини (в тому числі стовбурових, особливо з підродини Scolytinae), що посилено розмножуються на ослаблених посухою деревах, порушення видового складу лісів в минулому (створення монокультури ялини на різних висотах, що ослаблює екосистему в цілому). Однією з первинних причин процесу всихання ялинових лісів є враження ялин первинними шкідниками з підродини Scolytinae. За офіційними даними, в Українських Карпатах уражено всиханням близько 426 тисяч гектарів ялинових лісів (смеречників). Третина від усієї площі всихаючих лісів (приблизно 142 тисячі гектарів) припадає на Закарпатську область. Загалом проблема найбільше зачіпає Львівську область, а найменше – Чернівецьку область [1].

Ця робота присвячена дослідженню Scolytinae (Curculionidae, Coleoptera, Insecta) лісових екосистем Національного природного парку «Верховинський» та прилеглих територій. Наукова новизна полягає в тому, що вперше досліджено фауну і складено анотований список Scolytinae цієї території, досліджено висотний розподіл видових комплексів Scolytinae в умовах гірських масивів Чивчина та Гриняви.

Систематичне положення досліджуваної групи Scolytinae суттєво змінилося за останні десятиліття: раніше виділяли окрему родину короїдів Scolytidae, але у 1995 році цю родину понизили до рівня підродини Scolytinae і включили до родини довгоносиків Curculionidae завдяки роботі Guillermo Kuschel в якій він застосувавши методи кладистики, довів, що Scolytinae є глибоко вкладеною кладою в середині родини Curculionidae [2]. Згодом, у 1997 – 2002 роках, детальні морфологічні дослідження личинок (зокрема, праці Adriana E. Marvaldi) та перші масштабні молекулярно-генетичні аналізи ДНК повністю підтвердили правоту класифікації Kuschel G. [3]. На сьогодні цей статус є загальноприйнятим у світовій науці [4].

Більшість видів Scolytinae живляться внутрішнім шаром кори (флоемою) та заболонню дерев, але ця підродина також включає види з іншим способом життя: деякі з них вгризаються в деревину, живляться плодами й насінням або прокладають ходи в трав'янистих рослинах [5]. На сьогодні (2026 рік) у світовій фауні відомо 6516 видів Scolytinae. У фауні України відомо 122 види, у фауні Українських Карпат відомо 87 видів [4].

Актуальність роботи полягає також у тому, що в Європі, в тому числі в Карпатах відбувається активна інвазія чужорідних видів Scolytinae, що завдають суттєвої шкоди різним лісовим екосистемам. Так в роботах Kirkendall L. (2010) наводяться дані про 17 інвазійних Scolytinae в Європі, 11 яких походять з Азії, 5 з Америки, 1 з Канарських островів [6]. На території різних Європейських країн дослідники виявляють нові для фауни конкретних територій види Scolytinae. Так Olenici N. В 2014 році виявив 3 нових види Scolytinae для фауни Румунії в букових та ялинових лісах: *Trypodendron laeve* Eggers, 1939; *Xylosandrus germanus* (Blandford, 1894); *Hylastes linearis* Erichson, 1836 [7]. Pastirčák M. У 2026 році виявив новий вид Scolytinae для фауни Словаччини – східноазійський вид *Cryphalus morivorus* Tsai & Li, 1963 [8]. Інвазія нових шкідливих для лісових екосистем видів Scolytinae вважається гострою актуальною проблемою і є об'єктом досліджень багатьох фахівців – як ентомологів, так і екологів [9, 10].

Метою роботи було дослідити Scolytinae (Curculionidae, Coleoptera, Insecta) Національного парку верховинський та прилеглих територій. Цій меті були підпорядковані завдання: 1) дослідити видовий склад Scolytinae Національного парку верховинський та прилеглих територій; 2) дослідити особливості екології виявлених видів Scolytinae; 3) дослідити просторовий розподіл виявлених видів Scolytinae на території дослідження; 4) дослідити висотний градієнт розподілу видових комплексів Scolytinae на території дослідження.

На території дослідження наявні наступні основні типи ялинових лісів: 1) змішані ялинники річкових долин (сіровільхоялинові ліси) на висотах до 1100 м над рівнем моря (далі м н.р.м.) - ростуть на нижніх алювіальних терасах гірських річок Чорного та Білого Черемоша, їх притоків, формують змішані угруповання вільхи сірої з ялиною; 2) Змішані ялинові ліси нижньої смуги на висотах до 1200 м н.р.м. до ялини європейської домішується ялиця біла та бук лісовий. На багатих ґрунтах нижніх ярусів поширені фітоценози союзу Abieti-Piceion.; 3) Високогірні чисті ялинові ліси на висотах 1200 – 1500 м н.р.м., утворюють верхню екологічну смугу темнохвойного поясу під полонинами, через суворий клімат представлені майже виключно чистою смерекою; 4) ялинові ліси верхньої частини лісового поясу на багатих ґрунтах, на висотах до 1500 м н.р.м., ґрунти бурі лісові, сформовані переважно на багатих, некислих породах (зокрема на вапняках та кристалічних сланцях) [11].

Вивчення жуків-короїдів (Scolytinae, раніше відомих як окрема родина Scolytidae або Ipidae) в Українських Карпатах має понад стоп'ятдесятилітню історію. Перші фундаментальні відомості про жуків-короїдів регіону збирали австро-угорські, польські та чеські натуралісти, які проводили масш-

табну інвентаризацію комах Галичини, Буковини та сучасного Закарпаття.

Наприкінці XIX століття матеріали щодо Scolytinae Українських Карпат публікували дослідники М. Ломницький (M. Łomnicki) та Й. Вайзе (J. Weise). У 1920 – 1930-ті роки вагомий внесок у дослідження короїдів безпосередньо гірських хребтів Українських Карпат зробив чеський ентомолог Ян Рубал (J. Roubal). Його фундаментальна праця «Каталог твердокрилих Словаччини та Підкарпатської Русі» (1930 – 1942) містила детальні списки видів Scolytinae з точними локалітетами сучасного Закарпаття.

У 1930-ті роки окремі екологічні аспекти Scolytinae хвойних лісів Українських Карпат досліджував відомий чернівецький біолог Орест Марку (O. Marcu), що описав специфіку комплексів шкідників залежно від віку та породи дерев. У 1950 – 1960-ті роки професор Д. Ф. Руднєв очолював дослідження стовбурових шкідників хвойних лісів Українських Карпат. Його праці стали класичними роботами фітопатології, в яких було узагальнено біологію Scolytinae регіону. У цей період фауністичні та екологічні дослідження проводили вчені та лісівники Львівського сільськогосподарського і Лісотехнічного інститутів, зокрема З. С. Голов'янко. Роль короїдів у розкладі мертвої деревини та загалом у бутті екосистем букових пралісів активно вивчали сучасні закарпатські ентомологи, зокрема О. О. Мателешко (Ужгородський національний університет) та співробітники Карпатського біосферного заповідника.

Вплив короїдів (зокрема, короїда-типографа Ips typographus (Linnaeus, 1758)) на всихання ялинників детально досліджують науковці Національного лісотехнічного університету України (Львів), наприклад, В. О. Крамарець. Сучасні критичні каталоги, списки фауни України та ключі для ідентифікації Scolytinae (з урахуванням Карпатського регіону) у 2000 – 2010-х роках узагальнювала харківська дослідниця Т. В. Нікуліна разом із колегами [12].

Матеріали і методи. Дослідження проводитись протягом тривалого часу – з 2002 по 2026 роки включно протягом весняно-літнього сезону. Досліджували переважно власні збори авторів статті. Дослідження проводились у різних типах лісових екосистем, що є на території парку – мішаних лісів різного типу з домінуванням ялини, ялиново-ялицевих лісів, високогірних чистих ялинових лісів, в тому числі пралісових екосистем, ділянок суцільного ялинового сухостою, криволісся сосни гірської. Дослідження проволись на висотах від 900 до 1500 м над рівнем моря. Всього було відловлено і досліджено 168 екземплярів комах. Для визначення видів використані методи, що описані в [12]. Видові назви подаються згідно робіт [2, 4].

Для дослідження висотного градієнту розподілу видових комплексів Scolytinae всі стаціонари дослідження і місця відлову комах були розбиті на 6 рівнів:

1. 900 – 1000 м н.р.м.
2. 1000 – 1100 м н.р.м.
3. 1100 – 1200 м н.р.м.
4. 1200 – 1300 м н.р.м.
5. 1300 – 1400 м н.р.м.
6. 1400 – 1500 м н.р.м.

Результати та обговорення

У результаті проведених досліджень у Національному природному парку «Верховинський» та на прилеглих територіях було виявлено 38 видів Scolytinae:

1. *Anisandrus dispar* (Fabricius, 1792) – 5 екз., ♀♀♂♂, мішаний ліс (бук, ялина, ялиця) на висотах 900 – 1000 м н.р.м. Під корою всохлих та частково всохлих буків. Вид з голарктичним полізональним ареалом. Паразитує на листяних породах, живиться грибами роду Ambrosiella, що ростуть у його ходах.

2. *Crypturgus cinereus* (Herbst, 1793) - 6 екз., ♀♀♂♂, ялиновий ліс на висотах 1000 – 1100 та 1400 – 1500 м н.р.м. На ялині. Вид з європейським полізональним ареалом. Вражає хвойні дерева. Вторинний шкідник – живе в ходах інших крупніших видів короїдів.

3. *Crypturgus pusillus* (Gyllenhal, 1813) - 9 екз., ♀♀♂♂, ялиновий ліс на різних висотах 900 – 1500 м н.р.м. На ялині. Вид з європейським полізональним ареалом. Випадково завезений до Північної Америки. Вражає різні види хвойних дерев. Вторинний шкідник – живе в ходах інших крупніших видів короїдів.

4. *Crypturgus subcribrosus* (Eggers, 1933) - 1 екз., ♂, ялиновий ліс на висотах 1000 – 1100 м н.р.м. На ялині. Вид з євразійським азіодиз'юктивним полізональним ареалом. Вражає різні види хвойних дерев. Вторинний шкідник – живе в ходах інших крупніших видів короїдів.

5. *Dryocoetes alni* (Georg, 1856) – 5 екз., ♀♀♂♂, прирічкові вільшаники, на вільсі, 900 – 1000 м н.р.м. Вид з євразійським полізональним ареалом. Широких олігофаг. Живиться флоемою листяних дерев: вільхи, берези, осики, дубу.

6. *Dryocoetes autographus* (Ratzeburg, 1837) – 12 екз., ♀♀♂♂, ялиновий ліс на різних висотах 900 – 1500 м н.р.м. На ялині, ялиці, на вітровалах. Вид з голарктичним полізональним ареалом. Живиться лубом (флоемою) різних видів хвойних дерев.

7. *Dryocoetes villosus* (Fabricius, 1792) - 5 екз., ♀♀♂♂, буковий та мішаний ліс на висотах 900 – 1000 м н.р.м. Бук, лежачі дерева. Вид із західнопалеарктичним полізональним ареалом. Живиться лубом та заболонню листяних порід дерев: буку, дубу, каштану.

8. *Ernoporicus fagi* (Fabricius, 1798) - 3 екз., ♀♀♂, буковий та мішаний ліс на висотах 900 – 1000 м н.р.м. Бук, лежачі дерева. Вид з європейсько-кавказьким неморальним ареалом. Живиться флоемою буку та грабу.

 ISSN: 2306-9716 (Print), ISSN: 2664-6110 (Online)

9. *Hylesinus crenatus* (Fabricius, 1787) – 1 екз., ♂, мішаний ліс, на висотах 900 – 1000 м н.р.м., на ясені. Вид із західнопалеарктичним полізональним ареалом. Живиться флоемою ясена та зрідка флоемою дубу та в'язу.

10. *Hylesinus varius* (Fabricius, 1775) - 3 екз., ♀♂♂, мішаний ліс, на висотах 900 – 1000 м н.р.м., на ясені. Вид із західнопалеарктичним полізональним ареалом. Живиться флоемою таких дерев як ясен, бузок, маслина, зрідка дуб, бук, клен, граб, плодові дерева.

11. Hylastes angustatus Herbst, 1793 - 2 екз., ♀♂, ялиновий ліс, на висотах 1400 - 1500 м н.р.м. На ялині в прикореневих частинах дерев. Вид із західнопалеарктичним полізональним ареалом. Випадково завезений до Африки на південь від Сахари. Живиться флоемою та заболонню різноманітних хвойних дерев.

12. Hylastes ater Paykull, 1800 - 3 екз., ♀♀♂, ялиновий ліс, на висотах 1400 - 1500 м н.р.м. На ялині в прикореневих частинах дерев. Вид з транспалеарктичним полізональним ареалом. Випадково завезений до Південної Африки, Південної Америки, Австралії, Нової Зеландії. Живиться флоемою та заболонню різноманітних хвойних дерев.

13. Hylastes attenuatus Erichson, 1836 - 1 екз., ♂, ялиновий ліс, на висотах 1300 - 1400 м н.р.м. На ялинових пеньках. Вид з євразійським полізональним ареалом. Випадково завезений на острів Мадейра та до Південної Африки. Живиться флоемою та заболонню сосни, але інколи ялиною та інших хвойних дерев.

14. Hylastes cunicularius Erichson, 1836 - 9 екз., ♀♀♂♂, ялиновий ліс, на висотах 1000 – 1500 м н.р.м. На ялині в прикореневих частинах дерев. Вид з транспалеарктичним полізональним ареалом. Живиться флоемою та заболонню ялини, але інколи вражає інші хвойні дерева.

15. Hylastes opacus Erichson, 1836 - 3 екз., ♀♀♂, ялиновий ліс, на висотах 1200 - 1300 м н.р.м. На поваленій ялині в прикореневих частинах дерев. Вид з євразійським полізональним ареалом. Випадково завезений до Північної Америки. Живиться флоемою та заболонню хвойних дерев.

16. Ips acuminatus (Gyllenhal, 1827) - 1 екз., ♂, ялиново-ялицевий ліс, на ялиці, на висотах 1300 – 1400 м н.р.м. Вид з євразійським полізональним ареалом. Живиться флоемою та заболонню сосни, але інколи вражає інші хвойні дерева.

17. *Ips amitinus* (Eichhoff, 1872) - 3 екз., ♀♀♂, ялиновий ліс, на висотах 900 - 1200 м н.р.м. На гілках ялин. Вид із західнопалеарктичним полізональним ареалом. Живиться флоемою та заболонню хвойних дерев, але переважно ялини. У симбіозі з патогенними офіостомовими грибами.

18. Ips duplicatus (Sahlberg, 1836) – 5 екз, ♀♀♂♂, ялиновий ліс, на висотах 900 - 1500 м н.р.м. На ялині. Вид з євразійським полізональним ареалом. Живиться флоемою та заболонню хвойних дерев, переважно ялини.

19. Ips sexdentatus (Börner, 1776) - 2 екз., ♂♂, ялиново-ялицевий ліс, на ялиці, ялині, на висотах 1200 – 1400 м н.р.м. Вид з євразійським полізональним ареалом. Живиться флоемою та заболонню хвойних дерев.

20. *Ips typographus* (Linnaeus, 1758) – 21 екз., ♀♀♂♂, ялиновий ліс, на висотах 900 - 1500 м н.р.м. На ялині. Вид з євразійським полізональним ареалом. Живиться флоемою та заболонню хвойних дерев, переважно ялини.

21. Pityogenes bidentatus (Herbst, 1783) – 3 екз, ♂♂♂, криволісся сосни гірської, на сосні гірській, на висоті 1500 м н.р.м. Вид з транспалеарктичним полізональним ареалом. Живиться флоемою та заболонню хвойних дерев, переважно сосни.

22. Pityogenes chalcographus (Linnaeus, 1760) – 6 екз., ♀♀♂♂, ялиновий ліс, на гілках ялини та ялиці, на висотах 1000 – 1400 м н.р.м. Вид з євразійським бореально-монтанним ареалом. Живиться флоемою та заболонню хвойних дерев, переважно ялини.

23. Pityogenes conjunctus Reitter, 1887 - 1 екз, ♀, на сосні гірській, на висоті 1500 м н.р.м. Вид з євразійським монтанним ареалом. Живиться флоемою та заболонню дерев роду сосна (Pinus).

24. *Pityogenes quadridens* (Hartig, 1834) – 1 екз, ♂, на сосні гірській, на висоті 1500 м н.р.м. Вид з євразійським полізональним ареалом. Живиться флоемою та заболонню дерев роду сосна (Pinus), інколи інших хвойних дерев.

25. Polygraphus grandiclava (Thomson, 1886) - 1 екз, ♂, мішаний ліс, на горобині, на висотах 900 – 1000 м н.р.м. Вид з європейським полізональним ареалом. Широкий поліфаг. Живиться флоемою різноманітних дерев – як хвойних, так і листяних.

26. Polygraphus poligraphus (Linnaeus, 1758) – 10 екз., ♀♀♂♂, ялиновий ліс, на ялині, на висотах 900 – 1500 м н.р.м. Вид з євразійським полізональним ареалом. Живиться флоемою хвойних дерев.

27. Polygraphus punctifrons Thomson, 1886 - 1 екз, ♂, мішаний ліс, на ялині, на висотах 900 – 1000 м н.р.м. Вид з євразійським бореально-монтанним ареалом. Живиться флоемою хвойних дерев.

28. Polygraphus subopacus Thomson, 1871 – 1 екз, ♂, ялиновий ліс, на ялині, на висотах 900 – 1000 м н.р.м. Вид з євразійським полізональним ареалом. Живиться флоемою хвойних дерев.

29. *Scolytus intricatus* (Ratzeburg, 1837) - 1 екз, ♂, мішаний ліс, на повалених деревах буку, на висотах 900 – 1000 м н.р.м. Вид із західнопалеарктичним полізональним ареалом. Живиться флоемою листяних дерев.

30. *Scolytus mali* (Bechstein, 1805) - 1 екз, ♂, мішаний ліс, на горобині, на висотах 900 – 1000 м н.р.м. Вид із західнопалеарктично-малоазійсько-туранським полізональним ареалом. Випадково завезений до Північної Америки. Живиться флоемою плодових дерев, інколи горобиною, в'язом.

31. *Scolytus ratzeburgii* Janson, E.W., 1856 – 11 екз., ♀♀♂♂, різні типи лісу на різних висотах, на березах,

900 – 1500 м н.р.м. Вид з євразійськм полізональним ареалом. Монофаг, що живиться лубом берези.

32. Taphrorychus bicolor Herbst, 1793 – 3 екз, ♀♀♂, мішаний ліс, на гілках буку, на висотах 900 – 1000 м н.р.м. Вид з євразійським азіодиз'юнктивним полізональним ареалом. Живиться лубом буку, інколи інших листяних порід дерев.

33. Taphrorychus villifrons Dufour, 1843 – 4 екз, ♀♀♂, мішаний ліс, на гілках буку, на висотах 900 – 1000 м н.р.м. Вид із західнопалеарктичним полізональним ареалом. Живиться лубом буку, грабу, дубу, клену, каштану.

34. Trypodendron domesticum (Linnaeus, 1758) – 6 екз, ♀♀♂♂, на сухих буках. На висотах 900 – 1000 м н.р.м. Прогризає ходи в сухій деревині, живиться грибами родів Ambrosiella та Monilia, що ростуть в ходах. Вид з європейсько-малоазійсько-кавказьким полізональним ареалом. Випадково завезений до Північної Америки. Живе переважно на таких видах дерев як бук, дуб, граб.

35. *Trypodendron lineatum* (Olivier, 1795) – 7 екз, ♀♀♂♂, на сухій ялині, сухостій, на висотах 1200 – 1300 м н.р.м. Прогризає ходи в сухій деревині, живиться грибами родів Ambrosiella та Monilia, що ростуть в ходах. Вид з голарктичним полізональним ареалом. Живуть переважно на деревині хвойних дерев.

36. Trypodendron signatum (Fabricius, 1787) – 6 екз, ♀♀♂♂, на сухих березах. На висотах 900 – 1300 м н.р.м. Прогризає ходи в сухій деревині, живиться грибами родів Ambrosiella та Monilia, що ростуть в ходах. Вид з євразійським полізональним ареалом. Живуть в деревині листяних порід дерев.

37. Xyleborus dispar (Fabricius, 1792) – 2 екз., ♂♂, бук, горобина. На висотах 900 – 1000 м н.р.м. Вид з транспалеарктичним полізональним ареалом. Випадково завезений до Північної Америки. Живиться грибами родів Ambrosiella та Monilia, що ростуть в ходах. Живе в деревині листяних порід дерев.

38. Xyleborus monographus (Fabricius, 1792) – 3 екз., ♂♂♀, бук, клен. На висотах 900 – 1000 м н.р.м. Вид з транспалеарктичним полізональним ареалом. Випадково завезений до Північної Америки. Живиться грибами родів Ambrosiella та Monilia, що ростуть в ходах. Живе в деревині листяних порід дерев.

Результати дослідження висотного градієнту розподілу виявлених видів Scolytinae наведені в табл. 1 та на рис. 1, 2. Як бачимо із наведених даних виявлено незначну негативну кореляцію між висотою стаціонару дослідження і видовим багатством Scolytinae в умовах Національного природного парку «Верховинський» та прилеглих територій - коефіцієнт кореляції між цими показниками $\rho = -0{,}591$. Залежність носить нелінійний характер (рис. 2). Очевидно, що крім температурного та вітрового факторів визначальними факторами для видового багатства Scolytinae є стан та вік деревостану, наявність вітровалів, видовий склад дендрофлори, поширеність певних видів мікроскопічних грибів та інші біотичні фактори. Найбільшим видовим багатством Scolytinae відрізнялись мішані ліси в річкових долинах (19 виявлених видів).

Щодо трофічної спеціалізації, то з 38 виявлених видів 1 вид монофаг, 36 видів олігофаги, 1 вид поліфаг, 19 видів вражають хвойні дерева, 20 видів вражають листяні дерева, 33 види живлять лубом та заболонню, 5 видив є мікофагами (живляться міцелієм грибів, що ростуть у їхніх ходах), 12 видів є вторинними шкідниками лісу, 26 видів – первинними шкідниками лісу.

Ареологічний аналіз показав, що з 38 виявлених видів 3 види мають голарктичний ареал, 12 видів – різні варіанти палеарктичного ареалу, 19 видів – різні варіанти євразійського ареалу, 4 види – різні варіанти європейського ареалу. З них 1 вид має монтанний ареал, 2 види – бореально-монтанний ареал, 1 вид – неморальний ареал і 34 види – полізональний ареал.

Таблиця 1. Висотний градієнт розподілу видових комплексів Scolytinae в умовах Національного природного парку «Верховинський» та прилеглих територій. Наведено середню висоту стаціонарів дослідження та місць відлову комах, кількість виявлених видів, коефіцієнт кореляції цих показників (ρ).

№ з/п	Середня висота місця відлову комах (h) (в м н.р.м.)	Кількість виявлених видів (N)
1.	950	26
2.	1050	12
3.	1150	10
4.	1250	12
5.	1350	11
6.	1450	13
ρ		- 0,591

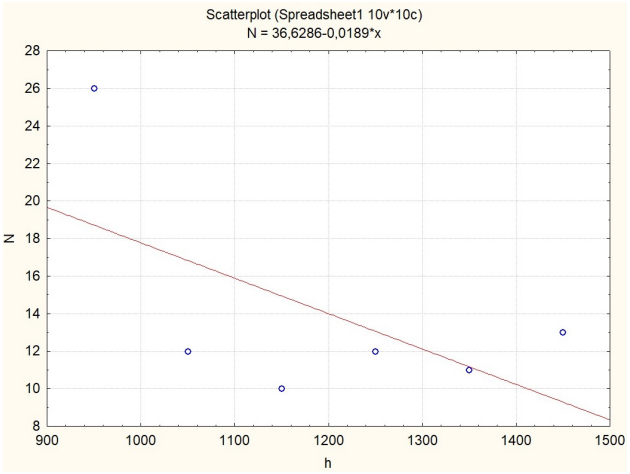


Рис. 1. Лінійний зв'язок між висотою середньою висотою стаціонарів дослідження та видовим багатством Scolytinae в умовах Національного природного парку «Верховинський» та прилеглих територій (ρ = - 0,591).

 ISSN: 2306-9716 (Print), ISSN: 2664-6110 (Online)

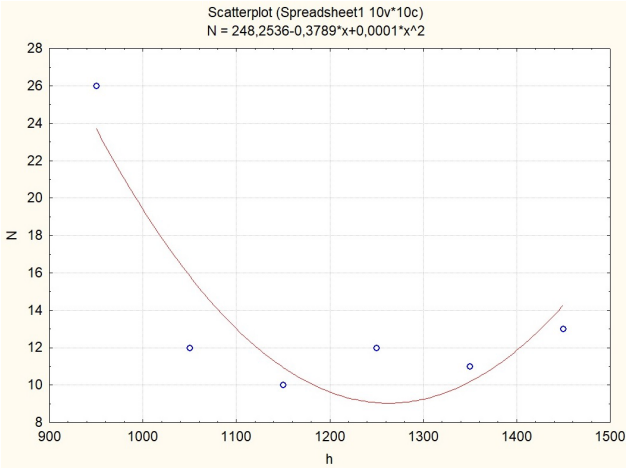


Рис. 2. Нелінійний (поліноміальний) зв'язок між між висотою середньою висотою стаціонарів дослідження та видовим багатством Scolytinae в умовах Національного природного парку «Верховинський» та прилеглих територій.

Висновки

1. У фауні Scolytinae Національного природного парку «Верховинський» виявлено 38 видів.

2. Виявлена незначна кореляція між висотою стаціонару дослідження і видовим багатством Scolytinae в умовах Національного природного парку «Верховинський» та прилеглих територій ($\rho = -0{,}591$).

3. Серед виявлених видів Scolytinae Національного природного парку Верховинський та прилеглих територій 1 вид монофаг, 36 видів олігофаги, 1 вид поліфаг, 19 видів вражають хвойні дерева, 20 видів вражають листяні дерева, 33 види живлять лубом та заболонню, 5 видив є мікофагами (живляться міцелієм грибів, що ростуть у їхніх ходах), 12 видів є вторинними шкідниками лісу, 26 видів – первинними шкідниками лісу.

4. Більшість виявлених видів Scolytinae Національного природного парку Верховинський та прилеглих територій мають різні варіанти євразійского ареалу.

Перспективи використання результатів дослідження

Результати цих багаторічних досліджень фауни та екології Scolytinae (Curculionidae, Coleoptera, Insecta) лісових екосистем Національного природного парку «Верховинський» та прилеглих територій можна використати для розробки заходів для збереження ялинових лісів Українських Карпат, вияснення головних причин всихання ялинових лісів Українських Карпат, оцінки стану лісових екосистем, особливо пралісових на природоохоронних територіях.

Література

1. Lavnyy1 V., Khomiuk P., Gusti M., et al. Changes in the extent and structure of Norway spruce stands in the Ukrainian Carpathians based on forest survey data from 1988 to 2018. *Central European Forestry Journal.* 2025. № 71. P. 224 – 235. DOI: 10.2478/forj-2025-0004
2. Kuschel G. A phylogenetic classification of Curculionoidea to families and subfamilies. *Memoirs of the Entomological Society of Washington*. 1995. № 14. P. 5 – 33.
3. Marvaldi A., Sequeira A., O'Brien Ch., et al. Molecular and Morphological Phylogenetics of Weevils (Coleoptera, Curculionoidea): Do Niche Shifts Accompany Diversification? Systematic Biology. 2002. № 5 (51). P. 761 – 785.
4. Bright D. E. A Catalog of Scolytidae and Platypodidae (Coleoptera), Supplement 3 (2000-2010), with notes on subfamily and tribal reclassifications. *Insecta Mundi*. 2014. № 356. P. 1 – 336. DOI: 10.5281/zenodo.5178893
5. Grégoire J., Jactel H., Hulcr J., et al. Cosmopolitan Scolytinae: strong common drivers, but too many singularities for accurate prediction. *NeoBiota*. 2023. № 84. P. 81 – 105. doi: 10.3897.neobiota.84.89826
6. Kirkendall L., Faccoli M. Bark beetles and pinhole borers (Curculionidae, Scolytinae, Platypodinae) alien to Europe. *Zookeys*. 2010. № 56. P. 227 – 251. doi: 10.3897/zookeys.56.529
7. Olenici N., Olenici V. First report of three scolytid species (Coleoptera: Curculionidae, Scolytinae) in Romania. Annals of Forest Research. 2014. № 57(1). P. 87 - 95. DOI:10.15287/afr.2014.196
8. Pastirčák M., Barta M., Vakula J., et al. First European record of the East Asian bark beetle Cryphalus morivorus (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae) on white mulberry (Morus alba), with evidence of establishment in Slovakia. Forestry: An International Journal of Forest Research. 2026. № 99 (3). P. 037, https://doi.org/10.1093/forestry/cpag037
9. Ruzzier E., Di Giulio A., Faccoli M., et al. Non-native Scolytinae (Coleoptera Curculionidae) of Europe: an updated look. *Biodiversity Data Journal. Neobiota.* 2024. № 11. DOI:10.13140/RG.2.2.17632.70406
10. Witkowski R., Dyderski, M., Bełka M., et al. Potential European Geographical Distribution of Gnathotrichus materiarius (Fitch, 1858) (Coleoptera: Scolytinae) under Current and Future Climate Conditions. Forests. 2022. № 13(7), P. 1097. https://doi.org/10.3390/f13071097
11. Куземко А. А., Дідух Я. П., Онищенко В. А., Шеффер Я. Національний каталог біотопів України. К., 2018. 442 с. ISBN 978-966-7775-63-6
12. Nikulina T. The keys for identification of bark-beetles (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae) of Ukraine. Caucasian Entomological Bulletin. 2014. № 10 (1). P. 89 - 106. DOI:10.23885/1814-3326-2014-10-1-89-106.

Дата першого надходження статті до видання: 20.10.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 04.11.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 23.11.2026

УДК 630*18:574.1](477.42)
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.6-69.34

МОНІТОРИНГОВИЙ АНАЛІЗ ФЛОРИСТИЧНОГО РІЗНОМАНІТТЯ ЛІСОВОГО ФОНДУ ПІВНІЧНО-СХІДНОЇ ЧАСТИНИ ЖИТОМИРСЬКОЇ ОБЛАСТІ

Лавріненко В.М. (orcid.org/0000-0001-5359-8702)
Український державний університет імені Михайла Драгоманова
вул. Пирогова, 9, 01601, м. Київ
viktlav@ukr.net

Досліджено сучасний стан флористичного різноманіття лісових екосистем північно-східної частини Житомирської області як важливої складової природного каркасу Українського Полісся. Визначено видовий склад та екологічну структуру основних типів лісових угруповань, проаналізовано склад деревного, чагарникового, трав'яного, мохового і лишайникового ярусів, а також встановлено природоохоронне значення ідентифікованих видів. Установлено, що основу деревного ярусу формують сосна звичайна (*Pinus sylvestris* L.), береза повисла (*Betula pendula* Roth.), дуб звичайний (*Quercus robur* L.), осика (*Populus tremula* L.) та вільха чорна (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.). Соснові угруповання характеризуються переважанням ацидофільних та оліготрофних видів, зокрема чорниці (*Vaccinium myrtillus* L.), брусниці (*Vaccinium vitis-idaea* L.), щитника орляка (*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn.) та зелених мохів. Березові й змішані деревостани відзначаються більшою участю неморальних видів – ліщини звичайної (*Corylus avellana* L.), калини звичайної (*Viburnum opulus* L.), бузини чорної (*Sambucus nigra* L.), яглиці звичайної (*Aegopodium podagraria* L.) та копитняка європейського (*Asarum europaeum* L.). Вільхові насадження приурочені до вологих і перезволожених екотопів та характеризуються участю крушини ламкої (*Frangula alnus* Mill.), черемхи звичайної (*Prunus padus* L.) та інших вологолюбних видів.

Виявлено локалітети раритетних видів рослин, серед яких лілія лісова (*Lilium martagon* L.), півники сибірські (*Iris sibirica* L.), плаунець заплавний (*Lycopodiella inundata* (L.) Holub), росичка середня (*Drosera intermedia* Hayne), сон розкритий (*Pulsatilla patens* (L.) Mill.) та представники родини Orchidaceae, зокрема зозулині черевички справжні (*Cypripedium calceolus* L.). У межах об'єктів Смарагдової мережі «Долина річки Ірша» (UA0000348), «Словечанський Кряж» (UA0000173) та «Чорнобильський біосферний заповідник» (UA0000046) встановлено 21 таксон раритетних судинних рослин. Найбільше різноманіття зафіксовано в межах «Долини річки Ірша» – 12 видів.

Отримані результати підтверджують високу флористичну та природоохоронну цінність лісових екосистем регіону. Видове різноманіття відображає значну мозаїчність умов зволоження, трофності, освітленості та структури природних оселищ. Для збереження раритетного компоненту необхідними є систематичний моніторинг стану популяцій, охорона локалітетів рідкісних видів, недопущення трансформації цінних оселищ та врахування природоохоронних обмежень під час планування господарської діяльності. *Ключові слова*: лісовий фонд, флора, фауна, біорізноманіття, раритетні види, Смарагдова мережа, Червона книга України, Бернська конвенція, природні оселища.

Monitoring-based assessment of floristic diversity in the forest fund of the north-eastern part of Zhytomyr region. Lavrinenko V.

The study provides a monitoring-based assessment of the current state of floristic diversity in forest ecosystems of the north-eastern part of Zhytomyr Region, which constitute an important component of the natural ecological framework of Ukrainian Polissia. The study aimed to characterise the species composition and ecological structure of the major forest communities, analyse the composition of their tree, shrub, herbaceous, bryophyte, and lichen layers, and assess the conservation significance of the identified plant species and habitats.

The results demonstrated that the tree layer is predominantly composed of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.), silver birch (*Betula pendula* Roth.), pedunculate oak (*Quercus robur* L.), European aspen (*Populus tremula* L.), and black alder (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.). Pine communities are characterised by a predominance of acidophilous and oligotrophic species, including bilberry (*Vaccinium myrtillus* L.), lingonberry (*Vaccinium vitis-idaea* L.), bracken (*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn.), and several bryophyte species. Birch and mixed forest stands exhibit a greater contribution of nemoral species, including common hazel (*Corylus avellana* L.), guelder rose (*Viburnum opulus* L.), black elderberry (*Sambucus nigra* L.), ground elder (*Aegopodium podagraria* L.), and European wild ginger (*Asarum europaeum* L.). Black alder stands are primarily associated with wet and waterlogged habitats and are characterised by the presence of alder buckthorn (*Frangula alnus* Mill.), bird cherry (*Prunus padus* L.), and other hygrophilous species.

The monitoring surveys identified localities of several rare and conservation-significant plant species, including martagon lily (*Lilium martagon* L.), Siberian iris (*Iris sibirica* L.), marsh clubmoss (*Lycopodiella inundata* (L.) Holub), oblong-leaved sundew (*Drosera intermedia* Hayne), pasque flower (*Pulsatilla patens* (L.) Mill.), and representatives of the family Orchidaceae, notably the lady's-slipper orchid (*Cypripedium calceolus* L.). Within the Emerald Network sites "Irsha river valley in Zhytomyr region" (UA0000348), "Slovechanskyi Kriazh" (UA0000173), and "Chornobylskyi Biosphere Reserve" (UA0000046), a total of 21 taxa of rare vascular plants were recorded. The highest floristic diversity was documented within the "Irsha river valley in Zhytomyr region" site, where 12 taxa were identified.

The ecological analysis indicates that the identified rare species are associated with a broad range of habitat conditions, including wet and waterlogged habitats, forest communities, forest edges, clearings, meadows, and ecotonal areas. This ecological differentiation

© Лавріненко В.М., 2026
Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY 4.0

reflects the pronounced habitat heterogeneity of the study region and the presence of a diverse mosaic of microhabitats. The occurrence of orchid species and other rare vascular plants may serve as an important indicator of the conservation status and ecological integrity of the respective forest and semi-natural habitats.

The findings confirm the high floristic and conservation value of forest ecosystems in the north-eastern part of Zhytomyr Region and emphasise the importance of the area for the conservation of regional plant diversity. The recorded diversity of forest communities reflects substantial variation in moisture regime, soil fertility, light availability, and habitat structure. Maintaining this floristic diversity requires systematic monitoring of population status, protection of rare-species localities, prevention of habitat degradation and transformation, and the integration of biodiversity conservation requirements into forest management and other land-use planning practices. *Key words:* forest ecosystems, floristic diversity, vascular plants, forest communities, rare species, threatened species, biodiversity monitoring, Emerald Network, Red Data Book of Ukraine, Bern Convention, natural habitats, Ukrainian Polissia, Zhytomyr Region.

Лісові екосистеми Житомирської області є одними із ключових компонентів природного каркасу Українського Полісся та виконують широкий комплекс екологічних, середовищетвірних і ресурсних функцій. Вони забезпечують регуляцію водного режиму території, депонування атмосферного вуглецю, захист ґрунтів від ерозійних процесів, стабілізацію мікрокліматичних умов, підтримання трофічних та енергетичних зв'язків і створення різноманітних оселищ для рослинного та тваринного світу.

Особливого природоохоронного значення набувають види флори і фауни, занесені до Червоної книги України, а також види, що підлягають охороні відповідно до Конвенції про охорону дикої флори і фауни та природних середовищ існування в Європі (Бернської конвенції). Важливим напрямом збереження біорізноманіття є охорона природних оселищ, що мають європейське природоохоронне значення та представлені переважно на територіях природно-заповідного фонду й об'єктів Смарагдової мережі.

Вивчення біорізноманіття лісових екосистем північно-східної частини Житомирської області здійснювалося впродовж останніх років в рамках наукових досліджень природних територій, лісових масивів та об'єктів природно-заповідного фонду. Значний внесок у дослідження флористичного складу регіону зробили науковці Поліського національного університету. Флористичний склад окремих лісових екосистем та територій природно-заповідного фонду колишнього ДП «Коростенське лісомисливське господарство» досліджували О. Ю. Андреєва, Ф. Ф. Марков, Т. М. Іванюк, О. М. Корма та Г. В. Кірейцева [1]. Аналізували видовий склад судинних рослин, структуру рослинного покриву, особливості поширення окремих видів та показники флористичного різноманіття. Окремі компоненти тваринного світу лісових і водно-болотних екосистем регіону також були предметом спеціалізованих досліджень. Зокрема, вивчалися особливості поширення та стан популяцій бобра річкового (*Castor fiber* L.), у межах Ушомирського лісництва Коростенського лісового господарства Житомирської області [2].

Сучасна характеристика біорізноманіття північно-східної частини Житомирської області ґрунтується на результатах флористичних, фауністичних, геоботанічних та спеціалізованих природоохоронних досліджень. Водночас просторово-мозаїчна структура лісових екосистем, різноманітність типів лісорослинних умов та динамічний характер рослинного покриву зумовлюють необхідність проведення регулярних моніторингових досліджень.

Особливого значення набуває відстеження динаміки видового складу та стану популяцій індикаторних, рідкісних і охоронюваних видів, а також оцінювання змін структури природних оселищ під впливом природних та антропогенних чинників. Систематичний моніторинг дає змогу своєчасно виявляти негативні трансформації екосистем, оцінювати характер і ступінь впливу господарської діяльності та обґрунтовувати заходи щодо збереження біологічного різноманіття.

За результатами проведених моніторингових обстежень встановлено, що у фітоценотичній структурі лісових екосистем території дослідження основу деревостану формують: сосна звичайна (*Pinus sylvestris* L.), береза повисла (*Betula pendula* Roth.), дуб звичайний (*Quercus robur* L.), осика (*Populus tremula* L.) та вільха чорна (*Alnus glutinosa* G.). Співвідношення зазначених видів визначається типом лісорослинних умов, рівнем зволоження, ґрунтовими характеристиками, особливостями рельєфу та історією формування конкретних лісових угруповань. Поєднання хвойних і листяних деревних порід формує різноманітну просторову структуру лісових фітоценозів та забезпечує існування значної кількості видів, пов'язаних із різними ярусами рослинного покриву.

У соснових насадженнях значну роль у формуванні трав'яно-чагарничкового покриву відіграють види чорниця (*Vaccinium myrtillus* L.), брусниця (*Vaccinium vitis-idaea*, L.), щитник орляк (*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn.), квасениця звичайна (*Oxalis acetosella* L.) та конвалія травнева (*Convallaria majalis* L.). Зазначені види характеризують переважно кислі та слабокислі ґрунти, різний ступінь освітленості й умови помірного зволоження. Їх співвідношення залежить від повноти деревостану, потужності лісової підстилки, вологості ґрунту та рівня антропогенного навантаження.

Моховий покрив соснових лісів представлений переважно плеврозієм Шребера (*Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt.), гілокомієм блискучим (*Hylocomium splendens* (Hedw.) Schimp.), дикраном багатоніжковим (*Dicranum polysetum* Sw.) та дикраном мітло-

подібним (*Dicranum scoparium* Hedw.). Поєднання цих видів характеризує формування на поверхні ґрунту добре вираженого зеленомохового покриву, типового для соснових лісів Полісся. Переважання *Pleurozium schreberi* та *Dicranum polysetum* свідчить про кислу реакцію ґрунтового середовища, відносно низьку трофність субстрату та добре або помірно дреновані умови, характерні для соснових насаджень на піщаних і супіщаних ґрунтах. Водночас участь *Hylocomium splendens* та *Dicranum scoparium* вказує на наявність більш затінених, захищених від випаровування та достатньо зволожених мікрооселищ під наметом деревостану. Зокрема, *Hylocomium splendens* формує щільні мати в умовах стабільної вологості та затінення, тоді як *Dicranum scoparium* тяжіє до більш вологих і затінених ділянок порівняно з *Dicranum polysetum.* Встановлений видовий склад мохового покриву свідчить про формування помірно вологого, кислого та відносно стабільного лісового мікросередовища із достатнім затіненням поверхні ґрунту та зниженою інтенсивністю випаровування.

Розвинений моховий покрив сприяє накопиченню та утриманню вологи у верхньому горизонті ґрунту, формуванню органічної підстилки, стабілізації температурного режиму приземного шару та створенню численних мікрооселищ для ґрунтових безхребетних, грибів і мікроорганізмів. У комплексі з трав'яно-чагарничковим ярусом, представленим чорницею (Vaccinium myrtillus L.), брусницею (Vaccinium vitis-idaea L.) та щитником орляком (Pteridium aquilinum (L.) Kuhn), такий склад підлогового покриву є характерним для бореалізованих соснових лісів із кислими, відносно бідними ґрунтами та помірним зволоженням**.** Подібне поєднання Pleurozium schreberi, Dicranum polysetum та Hylocomium splendens описане і для соснових та зеленомохових лісів Українського Полісся.

Важливим компонентом соснових лісів є також лишайникові угруповання. На ґрунтовому покриві відмічаються кладонія оленяча (*Cladonia rangiferina* (L.) F.H. Wigg.), кладонія лісова (*Cladonia arbuscula* (Wal.) Flotow) та кладонія бахромчаста (*Cladonia fimbriata* (L.) Fr.). На корі дерев трапляються епіфітні лишайники, зокрема гіпогімнія (*Hypogymnia physodes* (L.) Nyl.) та пармелія борозенчаста (*Parmelia sulcata* Taylor.).

На відміну від соснових у березових і змішаних деревостанах більш виражена участь неморальних компонентів підліску. До характерних видів належать: ліщина звичайна (*Corylus avellana* L.), бруслина бородавчаста (*Euonymus verrucosus* Scopoli.), горобина звичайна (Sorbus aucuparia L.), калина звичайна (*Viburnum opulus* L.) та бузина чорна (Sambucus nigra L.). Поєднання цих видів характеризує формування більш мезофітного лісового мікросередовища з підвищеною затіненістю, відносно стабільним температурно-вологим режимом та більш розвиненим органічним горизонтом ґрунту. Значна участь *Corylus avellana*, *Viburnum opulus* і *Sambucus nigra* свідчить про вищу, порівняно із сосновими угрупованнями, забезпеченість ґрунту вологою та елементами мінерального живлення. Зокрема, *Sambucus nigra* характерна для свіжих, помірно вологих ґрунтів, часто з підвищеною трофністю, тоді як ліщина формує щільний підлісок і сприяє розвитку мозаїчної структури трав'яного ярусу.

Наявність бруслини бородавчастої (*Euonymus verrucosus* Scop.) доповнює комплекс неморальних видів і вказує на умови, близькі до широколистяних та змішаних лісових угруповань. Утворення розвиненого підліску з ліщини, бруслини, калини та бузини створює неоднорідний вертикальний і горизонтальний простір із чергуванням затінених та напівзатінених мікрооселищ, підвищеною вологістю приземного шару повітря та накопиченням лісової підстилки. Така структура збільшує різноманіття мікрооселищ і створює сприятливі умови для трав'янистих рослин, грибів, безхребетних та інших компонентів лісової біоти. видовий склад підліску березових і змішаних деревостанів характеризує свіже або помірно вологе, відносно затінене та мезотрофне лісове середовище, яке за екологічними властивостями є багатшим і структурно складнішим порівняно з типовими сухішими сосновими угрупованнями.

Трав'яний ярус формують яглиця звичайна (*Aegopodium podagraria* L.), зірочник дубравний (*Stellaria nemorum* L.), медунка темна (*Pulmonaria obscura* Dum.), копитняк європейський (*Asarum europaeum* L.), підмаренник запашний (*Galium odoratum* (L.) Scopoli.) та фіалка запашна (*Viola odorata* L.). Поєднання цих видів характеризує формування під наметом деревостану свіжого, помірно вологого та затіненого лісового мікросередовища, типового для березових і змішаних деревостанів із вираженою участю неморальних компонентів. Значна участь яглиці звичайної свідчить про достатнє зволоження та відносно високий рівень забезпеченості ґрунту поживними речовинами, оскільки цей вид переважно пов'язаний із вологими, багатшими на поживні речовини ґрунтами та умовами часткового або значного затінення.

Наявність у видовому складі: копитняка європейського, підмаренника запашного та медунки темної додатково вказує на стабільний світловий режим під пологом лісу, помірну вологість і добре сформований гумусовий горизонт. *Asarum europaeum* є характерним тіньовитривалим компонентом широколистяних і змішаних лісів, тоді як *Galium odoratum* пов'язаний із затіненими лісовими ділянками зі свіжими, гумусованими та відносно багатими ґрунтами. *Pulmonaria obscura* також характерна для мезофільних і мезогігрофільних листяних та змішаних лісів із помірною вологістю. Видовий комплекс загалом свідчить про більш гумідні та трофні умови порівняно із сосновими лісами з домінуванням ацидофільних і оліготрофних видів.

У комплексі з неморальним підліском, представленим *Corylus avellana*, *Euonymus verrucosus*, *Viburnum opulus*, *Sambucus nigra*, та тіньовитривалим трав'яним ярусом із *Aegopodium podagraria*, *Asarum europaeum*, *Galium odoratum* і *Pulmonaria obscura*, мохово-лишайниковий покрив характеризує свіже, помірно вологе, затінене та відносно стабільне лісове мікросередовище. Така багатоярусна структура забезпечує диференціацію умов за освітленістю, температурою та вологістю і, відповідно, збільшує кількість доступних мікрооселищ для грибів, безхребетних, мікроорганізмів та інших компонентів лісової біоти.

Вільхові насадження, на відміну від березових та мішаних лісів, характеризуються підвищеною участю вологолюбних видів та приуроченістю до вологих і перезволожених екотопів. У деревостані переважають вільха чорна (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.), береза повисла (*Betula pendula* Roth) та осика (*Populus tremula* L.). Підлісок представлений ліщиною звичайною (*Corylus avellana* L.), крушиною ламкою (*Frangula alnus* Mill.) та черемхою звичайною (*Prunus padus* L.). Такий склад підліску свідчить про формування свіжого–вологого лісового мікросередовища з підвищеною вологістю повітря і ґрунту, періодичним перезволоженням та достатнім надходженням органічної речовини. Особливо показовою є участь *Frangula alnus* і *Prunus padus*, характерних для вологих лісових угруповань, у тому числі вільхових та заплавних лісів.

У трав'яному покриві відмічаються копитняк європейський (*Asarum europaeum* L.), гравілат міський (*Geum urbanum* L.), зірочник дубравний (*Stellaria nemorum* L.) та щитник орляк (*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn). Поєднання *Asarum europaeum*, *Stellaria nemorum* і *Geum urbanum* характеризує затінені, достатньо зволожені та відносно багаті на поживні речовини умови під наметом деревостану. Зірочник дубравний є типовим компонентом вологих вільхових та ясенево-вільхових лісів, а гравілат міський і копитняк європейський належать до характерних компонентів мезофільних широколистяних та змішаних лісів. Важливою екологічною особливістю таких угруповань є підвищена вологоємність та здатність ґрунту тривалий час утримувати вологу, що пов'язано з близьким заляганням ґрунтових вод, періодичним надходженням поверхневих вод і накопиченням органічних решток. У найбільш знижених мікроділянках можуть формуватися умови тимчасового або тривалого перезволоження, тоді як на підвищених елементах мікрорельєфу зберігаються більш аеровані та мезофітні умови. Саме така просторова неоднорідність забезпечує формування мозаїчного комплексу мікрооселищ.

Одним із важливих результатів досліджень є виявлення локалітетів раритетних видів рослин. Значна частина таких видів приурочена до вологих, перезволожених, лісових, лучних та екотонних біотопів. Серед раритетних видів відмічені: лілія лісова (*Lilium martagon* L.), півники сибірські (*Iris sibirica* L.), плаун звичайний (*Lycopodium annotinum* L.), лікоподієлла заплавна (*Lycopodiella inundata* (L.) Holub.), росичка середня (*Drosera intermedia* Hayne.), ситник бульбистий (*Juncus bulbosus* L.) та сон розкритий (*Pulsatilla patens* (L.) Mill.). Екологічна приуроченість цих видів є неоднаковою. Частина з них пов'язана із вологими та перезволоженими умовами, тоді як інші тяжіють до сухіших соснових лісів, узлісь, галявин або відкритих лучних ділянок. Тому збереження їх популяцій залежить від підтримання комплексу специфічних умов місцезростання.

Особливу природоохоронну цінність становлять представники родини Orchidaceae. У досліджуваному регіоні відмічені булатка довголиста (*Cephalanthera longifolia* (L.) Fritsch.), булатка червона (*Cephalanthera rubra* (L.) Richard.), гніздівка звичайна (*Neottia nidus-avis* (L.) Richard.), зозулині сльози яйцевидні (*Listera ovata* (L.) R. Brown.), коручка морозниковидна (*Epipactis helleborine* (L.) Crantz.), любка дволиста (*Platanthera bifolia* (L.) Richard.), пальчатокорінник м'ясочервоний (*Dactylorhiza incarnata* (L.) Soó.), пальчатокорінник травневий (*Dactylorhiza majalis* (Rchb.) P.F. Hunt & Sum.), пальчатокорінник Фукса (*Dactylorhiza fuchsii* (Druce) Soó.) та зозулині черевички справжні (*Cypripedium calceolus* L.). Представники родини Orchidaceae характеризуються високою чутливістю до змін умов місцезростання. Їх наявність свідчить про збереженість природної структури лісових і лучних екосистем, достатньою кількістю відповідних мікрооселищ та відносну стабільність екологічних умов.

Значний видовий склад раритетної флори ідентифікується на території Смарагдової мережі, які мають європейське природоохоронне значення. Зокрема, у північно-східній частині Житомирської області представлені об'єкти Смарагдової мережі: Чорнобильський біосферний заповідник – Chornobylskyi Biosphere Reserve (UA0000046), долина річки Тетерів – Teteriv river valley (UA0000320), долина річки Случ у Житомирській області – Sluch river valley in Zhytomyr region (UA0000335), долина річки Ірша – Irsha river valley in Zhytomyr region (UA0000348) – та «Словечанський кряж» (UA0000173) [4].

Значний флористичний компонент який знаходиться під охороною Резолюції 6 Бернської конвенції [6] представлений, на територіях об'єктів «Словечанський кряж» (UA0000173), «Долина річки Ірша» (UA0000348), «Чорнобильський біосферний заповідник» (UA0000046) (Таблиця 1.)

За результатами моніторингових досліджень у межах зазначених вище об'єктів Смарагдової мережі «Долина річки Ірша» (UA0000348), «Словечанський Кряж» (UA0000173) та «Чорнобильський біосферний заповідник» (UA0000046) встановлено наявність раритетного компоненту флори, представленого

Таблиця 1

Види судинних рослин, занесені до Червоної книги України, виявлені під час моніторингових досліджень у межах об'єктів Смарагдової мережі

№ з/п	Родина	Вид	Категорія виду (ЧКУ, 2021)
«Долина річки Ірша» (UA0000348)			
1	Зозулинцеві (Орхідні) (*Orchidaceae*)	Булатка червона (*Cephalanthera rubra* (L.) Rich.)	рідкісний
2	Зозулинцеві (Орхідні) (*Orchidaceae*)	Коручка чемерникоподібна (коручка широколиста) (*Epipactis helleborine* (L.) Crantz)	неоцінений
3	Зозулинцеві (Орхідні) (*Orchidaceae*)	Любка дволиста (*Platanthera bifolia* L.)	неоцінений
4	Плаунові (*Lycopodiaceae*)	Плаунець заплавний (лікоподієлла заплавна) (*Lycopodiella inundata* L.)	вразливий
5	Зозулинцеві (Орхідні) (*Orchidaceae*)	Зозульки м'ясочервоні (*Dactylorhiza incarnata* L.)	вразливий
6	Лілійні (*Liliaceae*)	Лілія лісова (*Lilium martagon* L.)	неоцінений
7	Півникові (*Iridaceae*)	Півники сибірські (*Iris sibirica* L.)	вразливий
8	Зозулинцеві (Орхідні) (*Orchidaceae*)	Зозульки Фукса (*Dactylorhiza fuchsii* Druce)	неоцінений
9	Ситникові (*Juncaceae*)	Ситник бульбистий (*Juncus bulbosus* L.)	вразливий
10	Росичкові (*Droseraceae*)	Росичка середня (*Drosera intermedia* Hayne)	вразливий
11	Жовтецеві (*Ranunculaceae*)	Сон розкритий (*Pulsatilla patens* L.)	неоцінений
12	Зозулинцеві (Орхідні) (*Orchidaceae*)	Зозулині черевички справжні (*Cypripedium calceolus* L.)	вразливий
«Словечанський Кряж» (UA0000173)			
13	Росичкові (*Droseraceae*)	Альдрованда пухирчаста (*Aldrovanda vesiculosa* L.)	рідкісний
14	Зозулинцеві (Орхідні) (*Orchidaceae*)	Зозулині черевички справжні (*Cypripedium calceolus* L.)	вразливий
15	Айстрові (Складноцвіті) (*Asteraceae*)	Юринея волошковидна (*Jurinea cyanoides* (L.) Rchb.)	рідкісний
16	Жовтецеві (*Ranunculaceae*)	Сон розкритий (*Pulsatilla patens* L.)	неоцінений
17	Вересові (*Ericaceae*)	Рододендрон жовтий (*Rhododendron luteum* Sweet)	–
«Чорнобильський біосферний заповідник» (UA0000046)			
18	Дзвоникові (*Campanulaceae*)	Дзвінка лілієлиста (аденофора лілієлиста) (*Adenophora lilifolia* L.)	–
19	Росичкові (*Droseraceae*)	Альдрованда пухирчаста (*Aldrovanda vesiculosa* L.)	рідкісний
20	Айстрові (Складноцвіті) (*Asteraceae*)	Серпій вовконоголистий (клязея вовконоголиста) (*Klasea lycopifolia* Vill.)	вразливий
21	Жовтецеві (*Ranunculaceae*)	Сон розкритий (*Pulsatilla patens* L.)	неоцінений

видами судинних рослин, що мають природоохоронне значення, зокрема наведено - 21 таксон, при цьому найбільша кількість видів зафіксована для об'єкта «Долина річки Ірша» – 12 видів, для «Словечанського Кряжу» – 5, для «Чорнобильського біосферного заповідника» – 4 види.

У таксономічній структурі виявленого раритетного флористичного компоненту безумовно переважають покритонасінні рослини (Magnoliophyta (=Angiospermae)). Лише один представник – плаунець заплавний (Lycopodiella inundata (L.) Holub) – належить до плауноподібних (Lycopodiophyta). Такий розподіл відповідає загальній структурі судинної флори досліджуваного регіону, де основну частину видового різноманіття формують покритонасінні.

Особливу роль у складі раритетної флори відіграють представники родини Orchidaceae. В межах об'єкта «Долина річки Ірша» виявлено булатку червону (Cephalanthera rubra), коручку чемерникоподібну (Epipactis helleborine), любку дволисту (Platanthera bifolia), зозульки м'ясочервоні (Dactylorhiza incarnata), зозульки Фукса (Dactylorhiza fuchsii) та зозулині черевички справжні (Cypripedium calceolus). Представники цієї родини характеризуються високою чутливістю до трансформації умов місцезростання, тому їх наявність може розглядатися як показник збереженості природної структури відповідних лісових, лучних та екотонних оселищ. Загалом це узгоджується з результатами досліджень, наведеними у статті, відповідно до яких орхідні

 ISSN: 2306-9716 (Print), ISSN: 2664-6110 (Online)

є одним із найбільш цінних компонентів раритетної флори регіону.

Екологічний аналіз наведених видів свідчить про їх приуроченість до різноманітних типів місцезростань. Частина видів пов'язана із вологими та перезволоженими екотопами, зокрема альдрованда пухирчаста (Aldrovanda vesiculosa), плаунець заплавний (Lycopodiella inundata) та ситник бульбистий (Juncus bulbosus). Інші види тяжіють до лісових угруповань, узлісь, галявин і лучних ділянок. Така екологічна диференціація підтверджує високу мозаїчність природних умов досліджуваної території та значну різноманітність сформованих у її межах мікрооселищ.

За категоріями охоронного статусу серед наведених у таблиці видів представлені рідкісні, вразливі та неоцінені таксони. Наявність видів із категоріями «рідкісний» і «вразливий», зокрема зозулиних черевичків справжніх (Cypripedium calceolus), альдрованди пухирчастої (Aldrovanda vesiculosa), юринеї волошковидної (Jurinea cyanoides), плаунця заплавного (Lycopodiella inundata) та серпія вовконоголистого (Klasea lycopifolia), підвищує природоохоронну цінність відповідних оселищ. Водночас наявність видів зі статусом «неоцінений» також потребує врахування під час моніторингу, оскільки їх фактичний стан і динаміка популяцій мають визначатися з урахуванням конкретних умов місцезростання.

Отже, проведені дослідження підтвердили високе флористичне та фітоценотичне різноманіття лісових екосистем північно-східної частини Житомирської області, зумовлене мозаїчністю лісорослинних умов, різним рівнем зволоження, трофності ґрунтів та структурною організацією лісових угруповань. Встановлено диференціацію видового складу соснових, березових, змішаних і вільхових лісів та виявлено значний раритетний компонент флори. У межах досліджених об'єктів Смарагдової мережі встановлено наявність 21 таксону раритетних судинних рослин, серед яких особливу природоохоронну цінність мають представники родини Orchidaceae та види, пов'язані з вологими, перезволоженими, лісовими, лучними й екотонними оселищами.

Отримані результати можуть бути використані як науково-інформаційна основа для проведення післяпроєктного моніторингу лісових господарств Житомирської області, зокрема для оцінювання динаміки видового складу та стану популяцій рослин, виявлення можливих змін природних оселищ, визначення потенційних антропогенних впливів та своєчасного коригування природоохоронних заходів. Сформовані відомості про екологічну приуроченість видів, структуру лісових угруповань і локалітети раритетної флори можуть застосовуватися як порівняльна база під час повторних польових обстежень та оцінювання змін стану лісових екосистем у динаміці. Перспективним є подальше накопичення та систематизація результатів моніторингу із формуванням регіональної бази даних поширення рідкісних і охоронюваних видів та природних оселищ, що сприятиме науковому обґрунтуванню заходів зі збереження біорізноманіття та екологічно збалансованого ведення лісового господарства на території Житомирщини.

Література

1. Андреєва О. Ю., Марков Ф. Ф., Іванюк Т. М., Корма О. М., Кірейцева Г. В. Різноманіття флори на деяких об'єктах природно-заповідного фонду ДП «Коростенське лісомисливське господарство» Житомирської області. *Науковий вісник НЛТУ України*. Т. 32, № 4. 2022. С. 12–17. DOI: 10.36930/40320402.
2. Старцев О.О. Еколого-біологічні особливості популяції бобра річкового в умовах Ушомирського лісництва Філії «Коростенське лісомисливське господарство». Кваліфікаційна робота на здобуття освітнього ступеня магістра за спеціальністю 205 «Лісове господарство». Поліський національний університет, Житомир. 2024.37 с.
3. Червона книга України. Рослинний світ. URL: https://redbook-ua.org/ (Дата звернення: 27.08.2026).
4. Emerald Network-General Viewer. URL: https://emerald.eea.europa.eu/ (Дата звернення: 02.09.2026)
5. Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats. Bern, 19 September 1979. Council of Europe. URL: https://www.coe.int/en/web/conventions/full-list/-/conventions/treaty/104 (Date of access: 27.08.2026).
6. Resolution No. 6 (1998) listing the species requiring specific habitat conservation measures. Standing Committee of the Bern Convention. Strasbourg, 1998.

Дата першого надходження статті до видання: 29.09.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 04.11.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 23.11.2026

УДК 630*53:630*43:502.4 (477.42)
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.6-69.35

ФОРМУВАННЯ ТА СТРУКТУРНА ТРАНСФОРМАЦІЯ ДЕРЕВНОГО ДЕТРИТУ В ЛІСОВИХ ЕКОСИСТЕМАХ ЗАКАЗНИКА «КОМОРИЩЕ»

Соломко В.Л. (orcid.org/0000-0003-4535-8551)
Інститут агроекології і природокористування Національної академії аграрних наук України
вул. Метрологічна, 12, 03143, м. Київ
swls@ukr.net

Деревний детрит є важливим структурно-функціональним компонентом лісових екосистем, що бере участь у кругообігу речовин, депонуванні вуглецю, формуванні ґрунтового органічного матеріалу та підтриманні біорізноманіття. М ета наукової праці - вивчення особливостей формування та структурної трансформації деревного детриту в лісовій екосистемі заказника «Коморище» Житомирського Полісся. Дослідження проведено на постійній пробній площі 1,0 га у 108-річному сосновому насадженні складом 9Сз1Бп. Здійснено суцільний постовбурний облік живих дерев, сухостою та лежачої мертвої деревини з визначенням їхніх біометричних характеристик, породного складу, розподілу за ступенями товщини та класами деструкції.

На пробній площі обліковано 676 стовбурів, з яких 493 належали до живої частини деревостану, а 183 – до відмерлої. У структурі деревного детриту за кількістю переважав сухостій – 123 дерева, тоді як лежача мертва деревина була представлена 60 стовбурами та їх фрагментами. Означено концентрацію сухостою у нижчих ступенях товщини: у ступенях 8, 12 і 16 см зосереджено 77,2 % його загальної кількості. Загальний запас грубого деревного детриту становив 24,86 м³·га⁻¹. Основну його частку формувала сосна звичайна – 20,10 м³·га⁻¹ (80,9 %), частка берези повислої становила 4,09 м³·га⁻¹ (16,5 %), дуба звичайного – 0,67 м³·га⁻¹ (2,7 %). У деструкційній структурі переважала деревина II та III класів – відповідно 70,4 і 22,3 % загального запасу, які сукупно формували 92,7 % деревного детриту.

Отримані результати відображають сучасний стан, породну, розмірну та деструкційну структуру деревного детриту досліджуваного насадження і можуть використовуватися як вихідна база для повторного моніторингу його трансформації, оцінювання запасів мертвої деревини та подальших досліджень процесів накопичення деревного детриту і депонування вуглецю в лісових екосистемах Житомирського Полісся. *Ключові слова:* деревний детрит, мертва деревина, сухостій, лежача деревина, клас деструкції, сосна звичайна, лісова екосистема, Житомирське Полісся.

Formation and Structural Transformation of Woody Detritus in the Forest Ecosystems of the Komoryshche Nature Reserve. Solomko V.

Woody detritus is an important structural and functional component of forest ecosystems, contributing to nutrient cycling, carbon storage, soil organic matter formation, and biodiversity conservation. The study aimed to determine the patterns of formation and structural transformation of woody detritus in the forest ecosystem of the Komoryshche Nature Reserve in Zhytomyr Polissia, Ukraine. The research was conducted on a 1.0-ha permanent sample plot established in a 108-year-old pine-dominated stand with a species composition of 90% *Pinus sylvestris* L. and 10% *Betula pendula* Roth. A complete tree-by-tree inventory of living trees, standing dead trees, and downed deadwood was performed, including measurements of biometric characteristics and assessment of species composition, diameter-class distribution, and decay classes.

A total of 676 stems were recorded within the sample plot, including 493 living and 183 dead stems. Standing deadwood predominated numerically within the deadwood component, comprising 123 trees, whereas downed deadwood was represented by 60 stems and stem fragments. Standing dead trees were concentrated mainly in the smaller diameter classes: 77.2% of their total number occurred within the 8, 12, and 16 cm diameter classes. The total volume of coarse woody debris was 24.86 m³·ha⁻¹. Scots pine accounted for the largest proportion, with 20.10 m³·ha⁻¹ (80.9%), followed by silver birch with 4.09 m³·ha⁻¹ (16.5%) and pedunculate oak (*Quercus robur* L.) with 0.67 m³·ha⁻¹ (2.7%). Decay classes II and III predominated, accounting for 70.4% and 22.3% of the total coarse woody debris volume, respectively, and jointly comprising 92.7%.

The obtained results characterize the current quantity, species composition, size structure, and decay-stage distribution of woody detritus in the studied forest stand. They provide a baseline for repeated monitoring of deadwood dynamics, assessment of deadwood stocks, and further investigation of woody detritus accumulation, transformation, and carbon storage in the forest ecosystems of Zhytomyr Polissia. *Key words:* woody detritus, deadwood, standing deadwood, downed deadwood, decay class, *Pinus sylvestris*, forest ecosystem, Zhytomyr Polissia.

Постановка проблеми. Деревний детрит є важливим структурно-функціональним компонентом лісових екосистем, що формується внаслідок природного відмирання дерев та дії біотичних і абіотичних чинників. Мертва деревина бере участь у кругообігу вуглецю та поживних речовин, формуванні ґрунтової органічної речовини, підтриманні структурної гетерогенності насаджень і створенні середовищ існування для сапроксильних організмів [1–5]. Її екологічне значення визначається не лише загальним запасом, а й породним складом, розмірами, положенням у просторі та ступенем деструкції [3, 5, 6].

© Соломко В.Л., 2026
Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY 4.0

Формування деревного детриту є динамічним процесом, що охоплює надходження відмерлої деревної речовини, збереження її у вигляді сухостою, перехід у лежачу фракцію, фрагментацію та подальшу деструкцію [3, 7]. У лісах природно-заповідного фонду, де вилучення мертвої деревини обмежене, детритний пул може повніше відображати природні процеси відпаду та розкладання. Для Житомирського Полісся недостатньо висвітленими залишаються комплексні співвідношення компонентної, розмірної, породної та деструкційної структури деревного детриту, що визначило спрямованість цього дослідження.

Актуальність дослідження. Актуальність дослідження зумовлена роллю деревного детриту у функціонуванні лісових екосистем, збереженні біорізноманіття та формуванні вуглецевих пулів [2–5]. Сучасні узагальнення показують, що для екологічної оцінки важлива не лише кількість мертвої деревини, але й її якісна різноманітність, зокрема тип, розміри та стадія розкладання [5].

Особливого значення набуває дослідження природоохоронних лісових територій, де режим охорони регламентує господарське використання та може сприяти збереженню різних типів мертвої деревини [8, 9, 15]. Для Житомирського Полісся комплексні дані про співвідношення сухостою і лежачої деревини, їх розмірну та породну структуру й розподіл за класами деструкції залишаються обмеженими, тому дослідження заказника «Коморище» є актуальним для встановлення регіональних особливостей формування детритного пулу.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Стаття підготовлена в межах фундаментального дослідження «Теоретико-методологічні засади оцінки впливу змін клімату на деревні ресурси у контексті Паризької угоди».

Метою дослідження було встановити особливості формування, структури трансформації деревного детриту в сосновому деревостані заказника «Коморище» на основі аналізу його компонентної, розмірної, породної та деструкційної структури.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. У сучасних дослідженнях деревний детрит розглядається як важливий структурно-функціональний компонент лісових екосистем, що бере участь у кругообігу речовин, депонуванні вуглецю, формуванні ґрунтового органічного матеріалу та підтриманні біорізноманіття [1–4]. Його екологічна роль визначається не лише загальним запасом мертвої деревини, а й співвідношенням сухостійної та лежачої фракцій, породним складом, розмірами деревних залишків і ступенем їх деструкції. За результатами глобального метааналізу R. Parajuli та S. H. Markwith встановлено позитивний зв'язок між кількістю мертвої деревини та біорізноманіттям лісових екосистем, водночас автори підкреслюють значення її якісних характеристик [5]. Сучасні узагальнення B. J. Wijas et al. засвідчують вагому роль мертвої деревини у вуглецевому циклі лісових екосистем та необхідність урахування біотичних і абіотичних чинників, які визначають інтенсивність її розкладання [2].

Значна увага приділяється структурній різноманітності деревного детриту та особливостям його накопичення в природних, природоохоронних і господарсько освоєних лісах. L. Vítková et al. наголошують, що для реалізації екологічних функцій мертвої деревини важливе збереження її різноманіття за породами, розмірами, положенням та стадіями розкладання [6]. Дослідження L. Bujoczek et al. у природних і строго охоронюваних лісах Польщі показали значну мінливість запасів мертвої деревини залежно від характеристик деревостану та умов його розвитку [8]. Порівняльний аналіз біорізноманіття господарських і лісів, які тривалий час не зазнавали господарського впливу, також підтверджує екологічне значення природних структурних елементів лісових екосистем, серед яких важливе місце належить мертвій деревині [9]. У сучасній європейській природоохоронній та лісовій політиці дедалі більше уваги приділяється необхідності узгодження екологічних функцій мертвої деревини з іншими напрямами використання та управління лісами [15].

Процеси структурної трансформації деревного детриту безпосередньо пов'язані з його декомпозицією, швидкість якої залежить від деревної породи, розмірів стовбурів, мікрокліматичних умов та стадії розкладання [3, 7, 14]. H. Mäkinen et al. на прикладі сосни звичайної, ялини європейської та берези у Фінляндії показали виражені породні відмінності у темпах декомпозиції стовбурової деревини [7]. T. Aakala, досліджуючи грубий деревний детрит у пізньосукцесійних ялинових лісах Північної Європи, продемонстрував значну просторову й часову мінливість його кількості та динаміки класів розкладання [14]. Це свідчить про необхідність аналізувати деревний детрит не лише за його загальним запасом, а й за структурою класів деструкції, що дає змогу характеризувати сучасний стан і напрям його трансформації.

В Україні методологічні засади комплексного дослідження мортмаси лісів, зокрема сухостою та лежачої мертвої деревини, розроблено А. М. Білоусом [10]. Запропоновані підходи передбачають кількісне оцінювання компонентів мортмаси та врахування ступеня їх деструкції. Подальші дослідження засвідчили значення грубого деревного детриту як складової вуглецевого пулу лісових екосистем України. Зокрема, У. М. Котляревська та А. М. Білоус оцінили запаси депонованого вуглецю й енергії у грубому деревному детриті вільхових лісів Українського Полісся [11], а A. Bilous et al. дослідили запаси вуглецю та особливості декомпозиції грубого деревного детриту у стиглих дубових насадженнях України [12].

Перспективним напрямом є перехід від локальних польових досліджень до просторового оцінювання мертвої деревини. M. Matsala et al. для лісів Українського Полісся апробували підхід до прогнозування біомаси мертвої деревини на основі поєднання наземних обліків і супутникових знімків Landsat [13]. Такі дослідження демонструють можливості масштабування результатів польових спостережень, однак водночас підкреслюють значення репрезентативних наземних даних для регіонального оцінювання запасів деревного детриту.

Отже, сучасні дослідження характеризуються переходом від визначення лише загального запасу мертвої деревини до комплексного аналізу її компонентної, породної, розмірної та деструкційної структури, просторової мінливості й участі у вуглецевому циклі [2, 3, 5, 6]. Водночас наявні публікації щодо Українського Полісся переважно стосуються оцінювання запасів, вуглецю або просторового прогнозування деревного детриту [11–13]. Детальні відомості щодо співвідношення сухостійної та лежачої деревини, її розподілу за ступенями товщини, породами та класами деструкції у природоохоронних соснових лісових екосистемах Житомирського Полісся залишаються обмеженими. Це обумовлює доцільність дослідження структурних особливостей деревного детриту на постійних пробних площах як основи для подальшого моніторингу процесів його формування та трансформації.

Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми. Незважаючи на значний обсяг досліджень мертвої деревини, для лісових екосистем Житомирського Полісся недостатньо опрацьовано комплексний аналіз взаємозв'язку між сухостійною та лежачою фракціями, розмірною структурою, породним складом і класами деструкції. Українські дослідження значною мірою зосереджувалися на запасах мортмаси, вуглецю та окремих компонентах детриту [10–13], тоді як структурна трансформація детритного пулу на природоохоронних територіях регіону потребує подальшого вивчення.

Методологічне та загальнонаукове значення. Методологічне значення роботи полягає у комплексному аналізі деревного детриту з одночасним урахуванням його просторового положення, породної належності, розмірних характеристик та п'яти класів деструкції. Такий підхід дозволяє характеризувати детритний пул не лише за величиною запасу, а й за структурою, що відображає різні стани відмерлої деревної речовини. Загальнонаукове значення результатів полягає у доповненні регіональних уявлень про формування та трансформацію деревного детриту в лісових екосистемах Житомирського Полісся.

Дослідження виконано на постійній пробній площі 1,0 га у лісовому насадженні гідрологічного заказника місцевого значення «Коморище» (Житомирська область). Заказник створено рішенням Житомирського облвиконкому від 03.12.1982 № 489; його загальна площа становить 40 га [16]. Деревостан на пробній площі сформований у свіжому дубово-сосновому суборі (Вз-дС), має склад 9Сз1Бп та вік 108 років. За матеріалами таксаційної характеристики середній діаметр і середня висота сосни звичайної становлять відповідно 32 см і 25 м, берези повислої – 24 см і 21 м. У межах пробної площі проведено суцільний постовбурний облік живих дерев і відмерлих стовбурів.

Деревний детрит диференціювали на сухостій та лежачу мертву деревину. Для кожного облікованого елемента враховували деревну породу, діаметр, висоту або довжину та стан деструкції. Розмірну структуру аналізували за 4-сантиметровими ступенями товщини. Ступінь розкладання відмерлої деревини характеризували за п'ятьма класами деструкції відповідно до польової методики дослідження. Підходи до комплексного обліку мортмаси узгоджували із методичними положеннями, запропонованими А. М. Білоусом [10].

За результатами постовбурного обліку визначали кількість відмерлих стовбурів, запас деревного детриту за породами та класами деструкції, а також частку окремих структурних категорій у загальному запасі. Інтерпретацію класів деструкції здійснювали як характеристику сучасного стану деревини [7, 14].

Наукова новизна. Наукова новизна роботи полягає у комплексній характеристиці детритного пулу 108-річного соснового деревостану заказника «Коморище» за взаємопов'язаними компонентними, розмірними, породними та деструкційними ознаками. Встановлено домінування сосни у запасі детриту, концентрацію 92,7 % його обсягу у II–III класах деструкції та відмінності деструкційного спектра сосни, берези й дуба. Отримані результати уточнюють регіональні особливості структури деревного детриту Житомирського Полісся, не підмінюючи структурні закономірності причинно-часовою реконструкцією, для якої необхідні повторні або ретроспективні спостереження.

Виклад основного матеріалу. За результатами суцільного постовбурного обліку на пробній площі зафіксовано 493 живих дерева та 183 відмерлих стовбури, з яких 123 перебували у сухостійному, а 60 – у лежачому положенні. Відмерлі стовбури становили 27,1 % загальної кількості облікованих стовбурів. За первинними вимірюваннями середній арифметичний діаметр живих дерев становив 25,80 см, сухостою – 13,83 см, лежачої мертвої деревини – 13,78 см; відповідні середньоквадратичні діаметри становили 27,42; 15,05 та 15,12 см (табл. 1). Отже, відмерла фракція була представлена переважно стовбурами менших діаметрів порівняно з живою частиною деревостану.

Розмірна структура сухостою характеризувалася концентрацією стовбурів у нижчих ступенях товщини. У перших трьох ступенях зафіксовано від-

 ISSN: 2306-9716 (Print), ISSN: 2664-6110 (Online)

повідно 28, 36 і 31 сухостійне дерево, що сукупно становило 95 стовбурів, або 77,2 % від загальної кількості сухостою. Для лежачої деревини максимум чисельності припадав на другий ступінь товщини – 27 стовбурів, після чого зі збільшенням діаметра її кількість загалом зменшувалася (рис. 1).

Поряд із переважанням тонших відмерлих стовбурів у складі лежачої фракції зафіксовано окремі великомірні елементи. Це свідчить про структурну неоднорідність детритного пулу та вказує на участь у його формуванні дерев різних розмірних категорій. Водночас одноразовий облік не дає підстав точно датувати час їх відмирання або однозначно встановлювати причини відпаду.

Загальний запас деревного детриту на пробній площі становив 24,86 м³·га⁻¹. У породній структурі чітко домінувала сосна звичайна – 20,10 м³·га⁻¹, або 80,9 % загального запасу. На березу повислу припадало 4,09 м³·га⁻¹ (16,5 %), на дуб звичайний – 0,67 м³·га⁻¹ (2,7 %) (табл. 2).

Розподіл запасу за класами деструкції був різко нерівномірним. Максимум припадав на II клас – 17,49 м³·га⁻¹ (70,4 %), тоді як у III класі зосереджено 5,54 м³·га⁻¹ (22,3 %). Сукупно II–III класи формували

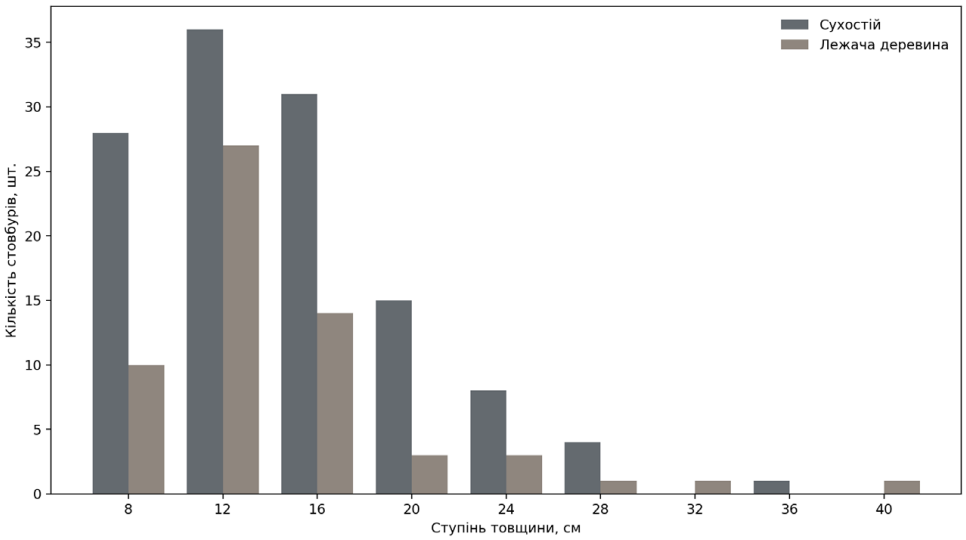


Рис. 1. Розподіл сухостійної та лежачої мертвої деревини за ступенями товщини

Таблиця 1

Кількісна та діаметрична характеристика дерев на постійній пробній площі

Категорія	Кількість, шт.·га⁻¹	Частка від усіх облікованих стовбурів, %	Середній арифметичний діаметр, см	Середньоквадратичний діаметр, см
Живі дерева	493	72,9	25,80	27,42
Сухостій	123	18,2	13,83	15,05
Лежача мертва деревина	60	8,9	13,78	15,12
Відмерлі стовбури разом	183	27,1	13,81	15,07
Усього обліковано	676	100,0	-	-

Примітка: таксаційні середні діаметр і висота за породами наведено окремо в описі насадження; показники таблиці розраховано за первинними даними суцільного постовбурного обліку на пробній площі 1,0 га.

Таблиця 2

Породний розподіл та фактичні запаси деревного детриту на еталонній ПП заказника «Коморище» за класами деструкції

Запас мортмаси за породами, м³·га⁻¹:	1 клас	2 клас	3 клас	4 клас	5 клас	Всього
Сосна звичайна (*Pinus sylvestris* L.)	0,77	14,91	4,04	0,38	-	20,10
Береза повисла (*Betula pendula* Roth.)	-	2,56	0,85	0,47	0,21	4,09
Дуб звичайний (*Quercus robur* L.)	-	0,02	0,65	-	-	0,67
Усього запас мортмаси на ПП, м³·га⁻¹	0,77	17,49	5,54	0,85	0,21	24,86

92,7 % загального запасу. Частка I, IV і V класів становила відповідно близько 3,1; 3,4 та 0,8 % (рис. 2).

Породи відрізнялися за деструкційним спектром (рис. 3). Для сосни звичайної найбільший запас зосереджувався у II класі (14,91 м³·га⁻¹), у III класі він становив 4,04 м³·га⁻¹, у IV – 0,38 м³·га⁻¹; соснову деревину V класу не зафіксовано. Березовий детрит був представлений ширшим діапазоном – від II до V класу: 2,56; 0,85; 0,47 і 0,21 м³·га⁻¹ відповідно. Детрит дуба мав найменший запас (0,67 м³·га⁻¹) і був зосереджений переважно у III класі (0,65 м³·га⁻¹).

Обговорення результатів. Встановлений у заказнику «Коморище» запас деревного детриту 24,86 м³·га⁻¹ характеризує конкретний 108-річний сосновий деревостан і не повинен безпосередньо трактуватися як нормативний рівень для природоохоронних лісів. За узагальненням L. Bujoczek та співавт. [8], запаси мертвої деревини у строго охоронюваних, природних і пралісових лісах Польщі варіюють у широких межах та залежать від типу лісу, запасу живого деревостану, стадії розвитку й історії відпаду. T. Aakala [14] для пізньосукцесійних ялинових лісів Північної Європи також показав значну варіабельність запасів і розподілу за класами розкладання залежно від продуктивності та історії порушень. Отже, інформативність показника запасу

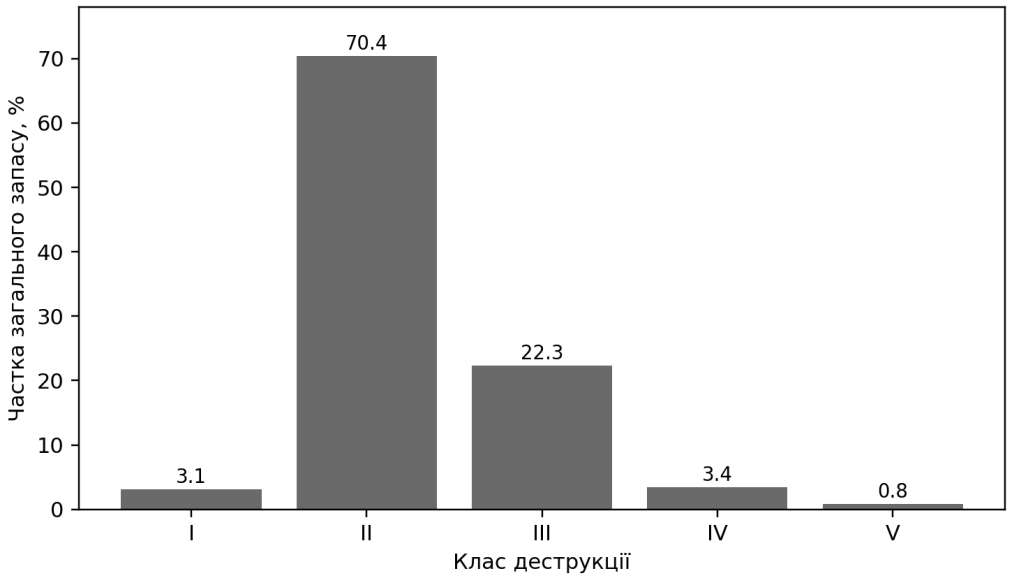


Рис. 2. Розподіл загального запасу деревного детриту за класами деструкції

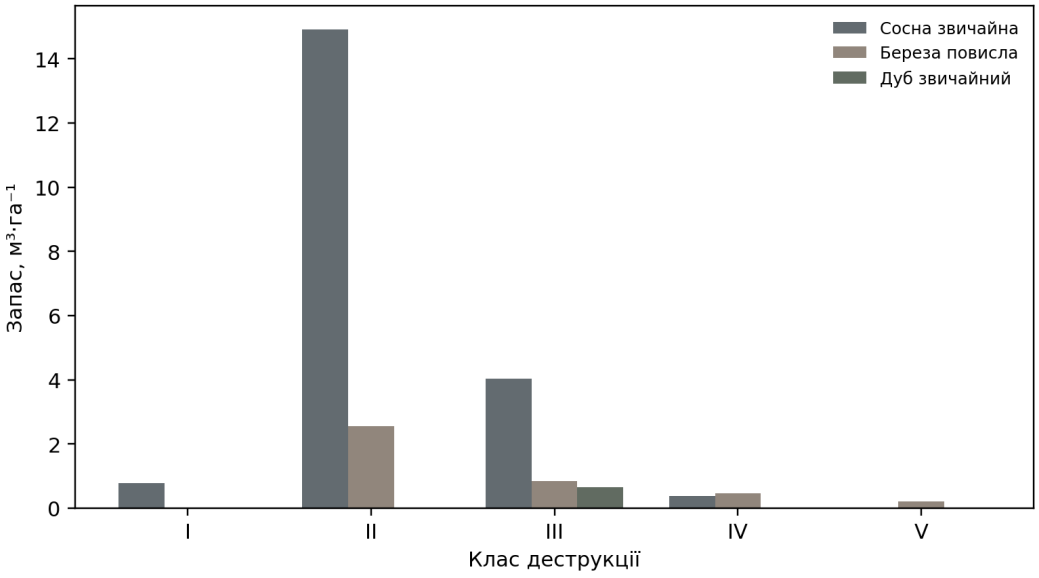


Рис. 3. Породна структура запасу деревного детриту за класами деструкції

ISSN: 2306-9716 (Print), ISSN: 2664-6110 (Online)

зростає при його спільному аналізі з компонентною, розмірною та деструкційною структурою.

Для Українського Полісся Котляревська та Білоус [11] встановили для вільхових лісів середні запаси сухостою 11,0 м³·га⁻¹ і деревної ламані 10,2 м³·га⁻¹. Пряме зіставлення цих величин із результатами для «Коморища» має обмеження через відмінності породного складу, походження насаджень та методичної бази, однак воно підтверджує суттєву роль обох компонентів мортмаси у лісах Полісся. Дослідження грубого деревного детриту стиглих дубових насаджень України також засвідчують значну залежність його запасів і вуглецевих характеристик від структури та ступеня декомпозиції [12].

Переважання тонших стовбурів у сухостійній фракції дослідженого насадження узгоджується з можливим внеском конкурентного відпаду дерев нижчого ценотичного положення. Проте за результатами одноразового обліку неможливо відокремити вплив конкуренції від інших чинників смертності. Так само наявність великомірної лежачої деревини може відображати накопичення відпаду різного походження та віку, але не дозволяє без додаткового датування реконструювати точну хронологію його формування. Така обережність відповідає сучасним підходам до аналізу динаміки мертвої деревини, де класи деструкції розглядають як стани, тривалість яких залежить від породи, положення стовбура та умов середовища [3, 7, 14].

Найвиразнішою особливістю деструкційної структури є концентрація 92,7 % запасу у II–III класах. Це може свідчити про нерівномірність надходження деревної мортмаси у часі та відносно значний внесок відпаду, який ще не досяг пізніх стадій розкладання. Водночас ототожнювати II–III класи з конкретним календарним періодом, наприклад 3–6 роками після відмирання, без локального калібрування або дендрохронологічного датування методично некоректно. Aakala [14] показав, що час перебування мертвої деревини у різних станах істотно змінюється залежно від регіону та умов місцезростання.

Відмінності між сосною та березою у «Коморищі» мають порівняльне підтвердження у літературі. H. Mäkinen та співавт. [7], аналізуючи розкладання сосни звичайної, ялини європейської та берези у Фінляндії, встановили швидший розклад березових стовбурів і швидший перехід берези зі стоячого у лежаче положення; у берези також була вища представленість пізніших класів деструкції. Отриманий у нашому дослідженні ширший деструкційний спектр берези (II–V класи) за відсутності соснової деревини V класу узгоджується з цими породоспецифічними закономірностями. Однак за даними одноразового обліку неможливо розділити вплив швидкості декомпозиції та різного часу надходження деревини у детритний пул.

Домінування сосни у загальному запасі детриту (80,9 %) закономірно відповідає її домінуванню у складі деревостану. Разом з тим наявні дані не дозволяють достовірно пов'язати формування соснового детриту саме з діяльністю верхівкового короїда або з конкретним кліматичним епізодом. Для такого причинного висновку необхідні матеріали попередніх лісопатологічних обстежень, ознаки заселення стовбурів, дані дистанційного моніторингу чи дендрохронологічне датування. Тому у цій роботі породну та деструкційну структуру доцільно інтерпретувати як характеристику сучасного стану детритного пулу, а причинні механізми його формування – як напрям подальших досліджень.

З екологічної точки зору структурна різноманітність мертвої деревини має самостійне значення. Глобальний метааналіз R. Parajuli та S. H. Markwith [5] показав, що поряд із загальним обсягом мертвої деревини важливими для біорізноманіття є її тип і стадія розкладання. Експериментальний огляд S. Seibold та співавт. [4] також підкреслює значення різних типів та стадій мертвої деревини для сапроксильних організмів. Отже, одночасна присутність сухостою, лежачих стовбурів та деревини кількох класів деструкції у «Коморищі» формує структурно неоднорідний субстратний ресурс, хоча оцінювання фактичного біорізноманіття не входило до завдань цієї роботи.

У сукупності результати показують, що інформативність оцінювання деревного детриту істотно зростає при одночасному врахуванні запасу, положення стовбурів, їх розмірів, породної належності та класу деструкції. Для досліджуваного деревостану саме така багатовимірна характеристика дозволила виявити поєднання численного тонкомірного сухостою, окремих великомірних лежачих стовбурів, домінування соснового детриту та ширшого деструкційного спектра берези. Ці ознаки доцільно використовувати як базовий стан для наступних повторних обліків на постійній пробній площі.

Головні висновки. На постійній пробній площі заказника «Коморище» загальний запас деревного детриту становив 24,86 м³·га⁻¹. У його породній структурі домінувала сосна звичайна – 20,10 м³·га⁻¹ (80,9 %); частка берези повислої становила 4,09 м³·га⁻¹ (16,5 %), дуба звичайного – 0,67 м³·га⁻¹ (2,7 %).

На пробній площі обліковано 123 сухостійні та 60 лежачих відмерлих стовбурів. Розмірна структура сухостою характеризувалася переважанням тонших стовбурів: у ступенях товщини 8–16 см зосереджено 95 стовбурів, або 77,2 % сухостою. У лежачій фракції поряд із тонкомірною деревиною траплялися окремі великомірні елементи, що відображає структурну неоднорідність детритного пулу.

Основна частина запасу деревного детриту була зосереджена у II (70,4 %) та III (22,3 %) класах деструкції; їх сумарна частка становила 92,7 %. Така структура вказує на переважання слабко та помірно деструктованої деревини.

Встановлено, що сосновий детрит концентрувався переважно у II–III класах, тоді як березовий

був представлений від II до V класу. Це узгоджується з відомими відмінностями швидкості декомпозиції хвойної та м'яколистяної деревини.

Для встановлення причин і часової динаміки формування детритного пулу доцільно поєднати повторні обліки постійної пробної площі з дендрохронологічним датуванням відпаду та ретроспективними лісопатологічними матеріалами. Такий підхід дозволить перейти від характеристики сучасної структури до кількісної реконструкції процесів формування деревного детриту.

Перспективи використання результатів дослідження. Отримані результати можуть бути використані для удосконалення підходів до оцінювання структурного стану деревного детриту в лісових екосистемах Житомирського Полісся. Встановлені кількісні характеристики сухостійної та лежачої мертвої деревини, її розподіл за ступенями товщини, породами та класами деструкції формують вихідну інформаційну основу для подальшого моніторингу динаміки деревного детриту в умовах природоохоронного режиму. Повторні обліки на постійній пробній площі дадуть змогу оцінити інтенсивність переходу дерев із живої частини деревостану до сухостою, подальшого утворення лежачої мертвої деревини та її структурної трансформації в процесі деструкції.

Практичне використання одержаних даних можливе під час моніторингу стану лісових екосистем природно-заповідного фонду, оцінювання запасів мертвої деревини та обґрунтування заходів щодо збереження її екологічно доцільної кількості й структурного різноманіття. Відомості про породну, розмірну та деструкційну структуру деревного детриту можуть бути використані як локальні референтні характеристики під час порівняння природоохоронних і господарсько освоєних лісових насаджень регіону. Перспективним напрямом подальших досліджень є розширення мережі постійних пробних площ у різних типах лісорослинних умов Житомирського Полісся, проведення повторних інвентаризацій та поєднання кількісної оцінки детриту з визначенням запасів депонованого вуглецю. Це дасть змогу перейти від характеристики його сучасного стану до оцінювання закономірностей формування, накопичення та трансформації деревного детриту на регіональному рівні.

Література

1. Stokland J. N., Siitonen J., Jonsson B. G. Biodiversity in Dead Wood. Cambridge: Cambridge University Press, 2012. DOI: 10.1017/CBO9781139025843.
2. Wijas B. J., Allison S. D., Austin A. T., Cornwell W. K., Cornelissen J. H. C. et al. The Role of Deadwood in the Carbon Cycle: Implications for Models, Forest Management, and Future Climates. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics. 2024. Vol. 55. P. 133–155. DOI: 10.1146/annurev-ecolsys-110421-102327.
3. Russell M. B., Fraver S., Aakala T., Gove J. H., Woodall C. W., D'Amato A. W., Ducey M. G. Quantifying carbon stores and decomposition in dead wood: A review. Forest Ecology and Management. 2015. Vol. 350. P. 107–128. DOI: 10.1016/j.foreco.2015.04.033.
4. Seibold S., Bässler C., Brandl R., Gossner M. M., Thorn S., Ulyshen M. D., Müller J. Experimental studies of dead-wood biodiversity – A review identifying global gaps in knowledge. Biological Conservation. 2015. Vol. 191. P. 139–149. DOI: 10.1016/j.biocon.2015.06.006.
5. Parajuli R., Markwith S. H. Quantity is foremost but quality matters: A global meta-analysis of correlations of dead wood volume and biodiversity in forest ecosystems. Biological Conservation. 2023. Vol. 283. 110100. DOI: 10.1016/j.biocon.2023.110100.
6. Vítková L., Bače R., Kjučukov P., Svoboda M. Deadwood management in Central European forests: Key considerations for practical implementation. Forest Ecology and Management. 2018. Vol. 429. P. 394–405. DOI: 10.1016/j.foreco.2018.07.034.
7. Mäkinen H., Hynynen J., Siitonen J., Sievänen R. Predicting the decomposition of Scots pine, Norway spruce, and birch stems in Finland. Ecological Applications. 2006. Vol. 16(5). P. 1865–1879. DOI: 10.1890/1051-0761(2006)016[1865: PTDOSP]2.0.CO;2.
8. Bujoczek L., Szewczyk J., Bujoczek M. Deadwood volume in strictly protected, natural, and primeval forests in Poland. European Journal of Forest Research. 2018. Vol. 137. P. 401–418. DOI: 10.1007/s10342-018-1124-1.
9. Paillet Y., Bergès L., Hjältén J. et al. Biodiversity differences between managed and unmanaged forests: meta-analysis of species richness in Europe. Conservation Biology. 2010. Vol. 24(1). P. 101–112. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2009.01399.x.
10. Білоус А. М. Методика дослідження мортмаси лісів. Біоресурси і природокористування. 2014. Т. 6, № 3–4. С. 134–145.
11. Котляревська У. М., Білоус А. М. Депонований вуглець та запас енергії у грубому деревному детриті вільхових лісів Українського Полісся. Науковий вісник НЛТУ України. 2017. Т. 27(4). С. 39–43. DOI: 10.15421/40270408.
12. Bilous A., Matsala M., Radchenko V., Matiashuk R., Boyko S., Bilous S. Coarse Woody Debris in Mature Oak Stands of Ukraine: Carbon Stock and Decomposition Features. Forestry Ideas. 2019. Vol. 25(1), No. 57. P. 196–219.
13. Matsala M., Myroniuk V., Bilous A., Terentiev A., Diachuk P., Zadorozhniuk R. An indirect approach to predict deadwood biomass in forests of Ukrainian Polissya using Landsat images and terrestrial data. Forestry Studies. 2020. Vol. 73(1). P. 107–124. DOI: 10.2478/fsmu-2020-0018.
14. Aakala T. Coarse woody debris in late-successional Picea abies forests in northern Europe: Variability in quantities and models of decay class dynamics. Forest Ecology and Management. 2010. Vol. 260(5). P. 770–779. DOI: 10.1016/j.foreco.2010.05.035.
15. Mansuy N., Barredo J. I., Migliavacca M., Pilli R., Leverkus A. B., Janouskova K., Mubareka S. Reconciling the different uses and values of deadwood in the European Green Deal. One Earth. 2024. Vol. 7(9). DOI: 10.1016/j.oneear.2024.08.001.
16. Положення про гідрологічний заказник місцевого значення «Коморище» 06.12.1994 р.

Дата першого надходження статті до видання: 30.09.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 04.11.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 23.11.2026

УДК 574:581.526.7:581.9(477.46)
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.6-69.36

ПРОСТОРОВА НЕОДНОРІДНІСТЬ РУДЕРАЛЬНОЇ ФЛОРИ ТА ІНВАЗІЙНИХ РОСЛИН УЗДОВЖ АВТОШЛЯХУ М-05 У МЕЖАХ ЧЕРКАСЬКОЇ ОБЛАСТІ

Огілько С.П. (orcid.org/0009-0001-5133-8314),
Залізняк Я.І. (orcid.org/0000-0002-6497-1215)
Уманський національний університет
вул. Інститутська, 1, 20305, м. Умань
stanislav.ohilko@unu.edu.ua, yana.zalizniak@unu.edu.ua

Досліджено просторову неоднорідність рудеральних придорожніх угруповань автошляху М-05 Київ – Одеса в межах Черкаської області. Для зіставлення 11 ділянок, послідовно пронумерованих із півночі на південь, використано раніше опубліковані флористичні показники. Частотний аналіз виконано за поіменними реєстраціями рослин на цих ділянках. Проаналізовано загальну кількість видів рудеральних рослин, кількість видів із повторюваністю понад три, загальну кількість повторюваностей інвазійних рослин і кількість видів, що відповідають «Національному каталогу біотопів». Їхні діапазони становлять відповідно 9–44, 0–10, 2–17 і 2–15. Найбільшу кількість видів рудеральних рослин, видів із повторюваністю понад три та повторюваностей інвазійних рослин наведено для авторинку Умані; найбільшу відповідність каталогу біотопів – для ділянки біля АЗС «SOCAR». Окремо встановлено частоту трапляння рослин на обстежених ділянках. Кожен таксон враховано один раз на ділянці незалежно від кількості повторних реєстрацій. Найчастіше зареєстровано полин звичайний *Artemisiavulgaris* – на 10 ділянках (90,9 %), осот польовий *Cirsiumarvense* – на дев'яти (81,8 %), бугилу лісову *Anthriscussylvestris*, будяк звичайний *Carduusacanthoides* і щавель кінський *Rumexconfertus* – на восьми кожний (72,7 %). Інвазійну складову розглянуто окремо за національними науковими переліками. Серед дев'яти інвазійних видів скороченого переліку найчастіше трапляється клен ясенелистий *Acernegundo* – на шести ділянках (54,5 %). Цикорій дикий *Cichoriumintybus* і злинка однорічна *Erigeronannuus* зареєстровані на п'яти ділянках кожний (45,5 %). Частота реєстрацій не є сумою повторюваностей, чисельністю особин або проєктивним покриттям. Повнота обліку та невизначені до виду рослини потребують урахування під час зіставлення ділянок. Отриманий ряд показників відображає локальні відмінності вздовж маршруту та обґрунтовує повторні стандартизовані обліки. *Ключові слова:* рудеральна флора, інвазійні рослини, частота трапляння, повторюваність, придорожні угруповання, М-05, Черкаська область.

Spatial heterogeneity of ruderal flora and invasive plants along the M-05 highway within Cherkasy Region. Ohilko S.
This study analyses roadside plant communities along the M-05 Kyiv – Odesa highway in Cherkasy Region, Ukraine. Previously published floristic indicators were reanalysed for eleven surveyed sites assigned consecutive numbers from north to south. The frequency analysis used species records associated with these sites. Four indicators were analysed: total ruderal species richness, the number of species with a within-site repetition count greater than three, the total repetition count for invasive plants, and the number of species matching the National Habitat Catalogue. The respective ranges were 9–44, 0–10, 2–17 and 2–15. The highest values of the first three indicators were reported for the Uman vehicle market, whereas the highest habitat-catalogue match was reported for the SOCAR petrol-station site. A separate frequency ranking covers the plants recorded at the eleven sites. Each taxon was counted once per site, regardless of repeated registrations. *Artemisia vulgaris* was recorded at ten of the eleven sites (90.9%), *Cirsium arvense* at nine (81.8%), and *Anthriscus sylvestris*, *Carduus acanthoides* and *Rumex confertus* at eight sites each (72.7%). Invasive plants were additionally ranked as a subset using published national scientific lists. Among the nine invasive species in the abbreviated list, *Acer negundo* had the highest frequency, recorded at six sites (54.5%); *Cichorium intybus* and *Erigeron annuus* were each recorded at five sites (45.5%). National classification does not establish active local invasion at every recorded site. Species frequency across sites, within-site repetition counts and plant abundance are treated as separate measures. Three unresolved genus-level records were listed separately from species-level identifications. Variation in survey completeness and unresolved identifications constrain ecological interpretation and do not support causal or climatic conclusions. The results identify local differences along the surveyed corridor and support repeated surveys with consistent plot area, seasonal timing and taxonomic verification. *Key words:* ruderal flora, invasive plants, occurrence frequency, repetition count, roadside communities, M-05 highway, Cherkasy Region.

Постановка проблеми. Узбіччя автомобільних доріг підтримують спонтанну рослинність і створюють умови для закріплення чужорідних видів. Їхній видовий склад залежить від суміжних оселищ, характеру порушень і догляду [1, 2]. Для ділянки М-05 у Черкаській області важливо зіставити флористичні показники в послідовному маршрутному ряду та визначити види, які найчастіше реєстрували на обстежених ділянках.

Актуальність дослідження. Рудеральність характеризує приуроченість до порушених оселищ,

© Огілько С.П., Залізняк Я.І., 2026
Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY 4.0

а інвазійність – поведінку чужорідного виду після занесення й натуралізації [3–5]. Інвазійні рослини можуть бути складовою рудеральних угруповань. Кількість видів, повторюваність у межах ділянки та частота трапляння на різних ділянках мають різний зміст, тому потребують окремого подання.

Дослідження рудеральної та інвазійної флори потрібне для оцінювання змін рослинного покриву на порушених територіях і наукового обґрунтування догляду за ними. Рудеральні угруповання беруть участь у відновленні рослинності після порушень, тому вивчення їхнього видового складу допомагає простежувати перебіг цього процесу [8]. Облік інвазійних рослин дає змогу виявляти їхні осередки та визначати ділянки для першочергової перевірки й подальшого контролю поширення [2]. Для придорожніх територій ці відомості можуть слугувати основою для планування косіння та відновлення рослинного покриву з урахуванням потреби зберігати місцеві види й обмежувати розселення інвазійних рослин до суміжних оселищ.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Дослідження придорожніх ландшафтів Черкащини розвиває геоботанічні напрями оцінювання рослинних угруповань [6, 7]. Аналіз матеріалів обстеження М-05 спрямований на визначення просторових відмінностей флористичних показників і формування видової статистики для подальшого моніторингу.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Потребу в порівнюваних матеріалах про рудеральну рослинність України обґрунтовано Н. С. Єременко [8]. Експериментальні роботи й огляди підтверджують можливість перенесення насіння автотранспортом [9–11], проте реєстрація рослини на узбіччі сама по собі не доводить її переміщення вздовж дороги [12]. Національні переліки інвазійних рослин [4, 5] дають основу для перевірки статусу поіменно наведених у маршрутних описах таксонів.

Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Попередні узагальнення охоплювали кілька автошляхів [6, 7]. Для М-05 доцільно окремо впорядкувати опубліковані флористичні показники в послідовному маршрутному ряду та зіставити їх із частотою трапляння рослин. Мета роботи – порівняти чотири флористичні показники на 11 ділянках М-05 у межах Черкаської області та охарактеризувати найчастіше зареєстровані види з окремим аналізом інвазійної складової.

Новизна. Запропоновано узгоджене подання опублікованих флористичних показників для 11 ділянок М-05 у послідовності з півночі на південь та їх зіставлення з частотою реєстрації рослин. Окремо представлено частотний рейтинг інвазійних видів із перевіркою їхнього статусу за національними науковими переліками. Такий аналіз деталізує відмінності в межах одного дорожнього маршруту.

Методологічне або загальнонаукове значення. Розмежування кількості видів, повторюваності та частоти трапляння дозволяє відтворити розрахунки й уникнути підміни показників. Подання номерів ділянок для кожного таксона робить видовий рейтинг придатним для перевірки та планування повторних обстежень.

Виклад основного матеріалу. Матеріали та методи. Робота ґрунтується на повторному аналізі флористичних матеріалів придорожніх рослинних угруповань автошляху М-05 Київ – Одеса в межах Черкаської області. Чотири показники для 11 ділянок, наведені в таблиці 1, відтворено з таблиці 3 раніше опублікованого дослідження [7, с. 322]. Із загальної вибірки цієї публікації відібрано ділянки М-05 та змінено їхній порядок і нумерацію. Частотний аналіз рослин виконано за поіменними реєстраціями таксонів на тих самих ділянках.

Ділянки розташовано в напрямку з півночі на південь та послідовно пронумеровано від 1 до 11. Єдину нумерацію використано в усіх таблицях і тексті статті для зіставлення показників і частоти трапляння рослин. Просторовий аналіз охоплює лише ділянки М-05 у межах Черкаської області.

Для порівняння ділянок використано чотири показники: загальну кількість видів рудеральних рослин; кількість видів із повторюваністю понад 3; загальну кількість повторюваностей інвазійних рослин; кількість видів, зіставлених із «Національним каталогом біотопів України» [13]. Значення показників та одиниці їхнього обліку збережено за першоджерелом [7]. Четвертий показник відображає виконане в ньому зіставлення видового складу з каталогом; нової класифікації біотопів у цій роботі не проводили. Повторюваність реєстрацій у межах ділянки розглянуто окремо від кількості видів і частоти їхнього трапляння на різних ділянках.

Статистику видового складу сформовано за обліковими матеріалами всіх 11 ділянок. Кожен таксон враховано один раз на ділянці незалежно від кількості повторних реєстрацій. Частоту трапляння обчислено як $F = n / 11 \times 100$ %, де n – кількість ділянок, на яких зареєстровано таксон. Для стислого подання результатів до таблиці 2 включено 13 найчастіше зареєстрованих видів, до таблиці 3 – дев'ять найчастіших інвазійних видів. В обох таблицях рослини впорядковано за спаданням n, за однакового n – за латинською назвою. Відсотки округлено до одного десяткового знака. Показник характеризує частку ділянок, а не чисельність особин або частку виду у флорі.

Для грабу та пастернаку визначення залишено на рівні роду – *Carpinussp.* і *Pastinacasp.* На ділянці 9 видову належність трибереберника, для якого облікові матеріали містять назви *Tripleurospermummaritimum* і *T. inodorum*, також залишено невизначеною: його враховано один раз як *Tripleurospermumsp.* Ці три записи не включено до скорочених видових пере-

 ISSN: 2306-9716 (Print), ISSN: 2664-6110 (Online)

ліків у таблицях 2 та 3. Невизначені групи злаків і паростків плодових дерев у частотній статистиці видів не враховано.

У таблиці 2 наведено 13 найчастіших видів рудеральних придорожніх угруповань; до цього переліку входять також супутні та інвазійні рослини. У таблиці 3 окремо подано дев'ять найчастіших інвазійних видів. Підставою для їхнього включення є перелік [4]; загальний контекст інвазій рослин в Україні розглянуто також у [5]. *Ulmuslaevis* та *Crepistectorum* до інвазійного переліку не включено, оскільки Україна належить до їхнього природного ареалу [14, 15]. Під час зіставлення назв враховано синоніми *Lepidothecasuaveolens* для *Matricariadiscoidea*, *Conyzacanadensis* для *Erigeroncanadensis*, *Phalacrolomaannuum* для *Erigeronannuus* та *Ivaxanthiifolia* для *Cyclachaenaxanthiifolia* [4, 16–18].

Просторовий ряд чотирьох показників. Загальна кількість видів рудеральних рослин змінюється від 9 до 44. Найбільше значення зафіксовано на ділянці 7 біля авторинку Умані, наступне – на ділянці 8 біля повороту на Полянецьке (40 видів). Найменше значення встановлено на ділянці 11 біля комплексу «Батьківська хата» (табл. 1).

Кількість видів із повторюваністю понад 3 становить 0–10, а загальна кількість повторюваностей інвазійних рослин – 2–17. Максимуми обох показників припадають на ділянку 7. На ділянці 11 видів із повторюваністю понад 3 не зареєстровано, хоча загалом виявлено дев'ять видів. Кількість видів, що відповідають каталогу біотопів, становить 2–15; максимум припадає на ділянку 9 біля АЗС «SOCAR», мінімум – на ділянку 5 біля Краснопілки. Отже, максимуми чотирьох показників не повністю збігаються просторово.

Послідовності показників не демонструють рівномірного зростання чи зменшення з півночі на південь. Високі значення біля Умані поєднуються з локальними відмінностями на інших ділянках. Оскільки обліки не стандартизовано за площею й повнотою виявлення видів, за цим рядом не визначали причинних або кліматичних залежностей.

Частота трапляння рослин рудеральних придорожніх угруповань. Найчастіше зареєстровані рослини утворюють основу порівняння ділянок за поширеністю компонентів придорожніх угруповань. У таблиці 2 наведено скорочений перелік із 13 видів, частота трапляння яких становить від 54,5 до 90,9 %. Такий формат дозволяє зіставити їхню присутність на ділянках без змішування частоти з повторними реєстраціями в межах одного місця обстеження.

Найчастіше зареєстровано полин звичайний – на 10 ділянках (90,9 %). Осот польовий трапляється на дев'яти (81,8 %); бугила лісова, будяк звичайний і щавель кінський – на восьми кожний (72,7 %). Татарник звичайний і щавель кучерявий зареєстровані на семи ділянках (63,6 %). Жоден із видів таблиці 2 не зареєстрований одночасно на всіх 11 ділянках. Частота відображає результати обліку; невиявлення рослини під час обстеження не доводить її повної відсутності на ділянці.

Частота трапляння інвазійних рослин. До скороченого переліку таблиці 3 включено дев'ять видів, інвазійний статус яких підтверджується національним науковим переліком [4]. Найчастіше трапляється клен ясенелистий – на шести ділянках (54,5 %), цикорій дикий

Таблиця 1

Флористичні показники 11 ділянок М-05 у межах Черкаської області в напрямку з півночі на південь

№	Місце обстеження	Загальна кількість видів рудеральних рослин, шт.	Кількість видів рослин із повторюваністю понад 3, шт.	Загальна кількість повторюваностей інвазійних рослин, шт.	Кількість видів рудеральних рослин, що відповідають Національному каталогу біотопів, шт.
1	Жашків	20	2	6	6
2	Зупинка «Вільшанка»	12	1	3	6
3	Зупинка «Нестерівка»	27	5	2	8
4	Придорожній базар біля с. Подібна	25	2	2	8
5	АЗС «Укрнафта» біля Краснопілки	14	1	2	2
6	Комплекс «Застава»	21	5	6	6
7	Авторинок Умані	44	10	17	12
8	Поворот на Полянецьке	40	2	6	8
9	АЗС «SOCAR»	32	5	9	15
10	Поворот на Рижавку	24	3	4	9
11	Комплекс «Батьківська хата»	9	0	2	3

Джерело: укладено за [7, табл. 3, с. 322]; відібрано 11 ділянок М-05, змінено порядок і нумерацію. Примітка. Нумерація ділянок наскрізна в усій статті. «Понад 3» означає більше трьох повторюваностей у межах ділянки за обліком першоджерела. Загальна кількість повторюваностей інвазійних рослин і кількість їхніх видів є різними показниками. Каталог біотопів наведено в [13].

і злинка однорічна – на п'яти кожний (45,5 %). Амброзію полинолисту, злинку канадську, ґринделію розчепірену та портулак городній зареєстровано на трьох ділянках кожний (27,3 %). Райграс високий і ромашка пахуча трапляються на двох ділянках кожний (18,2 %).

Клен ясенелистий зареєстрований на ділянках 1, 3, 6, 7, 9 і 11; злинка однорічна – на 1, 5, 7, 8 і 9. Амброзія полинолиста трапляється на трьох послідовних ділянках 7–9, а ґринделія розчепірена – на ділянках 7, 9 і 10. Ці поєднання визначають місця перевірки під час повторного обстеження, але не підтверджують заселення всіх проміжних відрізків дороги.

Для дев'яти видів таблиці 3 сума реєстрацій на різних ділянках становить 32 поєднання «вид –

Таблиця 2

Частота трапляння 13 найчастіших видів рудеральних придорожніх угруповань на 11 ділянках М-05

№	Назва рослини	Ділянок із 11, шт.	Частота, %	Номери ділянок
1	Полин звичайний *Artemisiavulgaris*	10	90,9	1, 2, 3, 4, 6, 7, 8, 9, 10, 11
2	Осот польовий *Cirsiumarvense*	9	81,8	2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10
3	Бугила лісова *Anthriscussylvestris*	8	72,7	1, 3, 4, 6, 7, 8, 9, 10
4	Будяк звичайний *Carduusacanthoides*	8	72,7	2, 3, 4, 6, 7, 8, 9, 10
5	Щавель кінський *Rumexconfertus*	8	72,7	1, 2, 3, 4, 7, 8, 9, 10
6	Татарник звичайний *Onopordumacanthium*	7	63,6	2, 3, 7, 8, 9, 10, 11
7	Щавель кучерявий *Rumexcrispus*	7	63,6	1, 2, 3, 7, 8, 9, 10
8	Клен ясенелистий *Acernegundo*	6	54,5	1, 3, 6, 7, 9, 11
9	Будяк кучерявий *Carduuscrispus*	6	54,5	2, 3, 7, 8, 9, 10
10	Берізка польова *Convolvulusarvensis*	6	54,5	2, 3, 4, 7, 8, 9
11	Скереда покрівельна *Crepistectorum*	6	54,5	4, 6, 7, 8, 9, 10
12	Пирій повзучий *Elymusrepens*	6	54,5	2, 4, 5, 6, 7, 9
13	В'яз гладкий *Ulmuslaevis*	6	54,5	1, 2, 3, 7, 8, 9

Примітка: наведено 13 видів із найбільшою частотою трапляння, яка перевищує 50 %. n – кількість ділянок, на яких зареєстровано вид; частота F = n / 11 × 100 %. Номери ділянок відповідають таблиці 1. Кожен вид враховано один раз на ділянці.

Таблиця 3

Частота трапляння дев'яти інвазійних видів на ділянках М-05

№	Назва рослини	Ділянок із 11, шт.	Частота, %	Номери ділянок
1	Клен ясенелистий *Acernegundo*	6	54,5	1, 3, 6, 7, 9, 11
2	Цикорій дикий *Cichoriumintybus*	5	45,5	1, 7, 8, 9, 10
3	Злинка однорічна *Erigeronannuus*	5	45,5	1, 5, 7, 8, 9
4	Амброзія полинолиста *Ambrosiaartemisiifolia*	3	27,3	7, 8, 9
5	Злинка канадська *Erigeroncanadensis*	3	27,3	1, 8, 9
6	Ґринделія розчепірена *Grindeliasquarrosa*	3	27,3	7, 9, 10
7	Портулак городній *Portulacaoleracea*	3	27,3	4, 7, 8
8	Райграс високий *Arrhenatherumelatius*	2	18,2	7, 9
9	Ромашка пахуча *Matricariadiscoidea*	2	18,2	8, 9

Примітка: наведено дев'ять інвазійних видів із найбільшою частотою трапляння. Частоту розраховано від загальної кількості 11 ділянок; нумерація відповідає таблиці 1. Інвазійний статус прийнято за [4]; включення до цього переліку не доводить активної локальної експансії на кожній ділянці. Синоніми враховано під час зіставлення [4, 16–18].

ділянка». Це підсумок скороченого переліку, який не слід ототожнювати із сумою повторюваностей інвазійних рослин у таблиці 1: одиниці обліку та принципи відбору відрізняються. Частота також не відображає чисельності особин, площі заростей, проєктивного покриття або відтворення популяцій.

Екологічна інтерпретація та моніторинг. Уманський транспортний вузол вирізняється високими значеннями кількох флористичних показників. Це може бути пов'язано з різноманітністю мікрооселищ, порушеннями та повнотою обстеження. Внесок цих чинників за результатами обліку не розділено. Перенесення діаспор автотранспортом є обґрунтованою гіпотезою [9–11], проте в цьому дослідженні його безпосередньо не вимірювали.

Наявність виду в національному інвазійному переліку не замінює оцінки його місцевої поведінки. Для деревних рослин слід розрізняти посаджені особини й самосів. Видові списки не визначають концентрацій металів, засолення або стану дренажу без окремих вимірювань чи валідованоїфітоіндикаційної процедури. Тому флористичні показники доцільно поєднувати з оцінюванням стану оселищ і відтворення рослин.

Повторні обліки доцільно проводити на однаковій площі й у зіставні сезони, окремо враховуючи край дорожнього покриття, середину узбіччя та контакт із полем або насадженням. Для видів потрібно фіксувати покриття, чисельність і відтворення, а для ділянок – косіння, ремонти та переміщення ґрунту. Видові визначення, залишені на рівні роду, слід уточнити за зразками. Наявність 11 просторових ділянок не означає 11 незалежних сезонних повторів.

Головні висновки. 1. Упорядковано опубліковані флористичні показники 11 ділянок М-05 Київ – Одеса в межах Черкаської області в послідовності з півночі на південь. Наскрізні номери в таблицях і тексті дозволяють зіставляти кожне місце обстеження.

2. Загальна кількість видів рудеральних рослин становить 9–44, кількість видів із повторюваністю понад 3 – 0–10, загальна кількість повторюваностей інвазійних рослин – 2–17, кількість видів, що відповідають каталогу біотопів, – 2–15. Максимуми перших трьох показників припадають на ділянку 7, четвертого – на ділянку 9.

3. Найчастіше зареєстровано полин звичайний – на 10 із 11 ділянок (90,9 %), осот польовий – на дев'яти (81,8 %), бугилу лісову, будяк звичайний і щавель кінський – на восьми кожний (72,7 %). Три неповні або неузгоджені визначення залишено на рівні роду й не включено до скорочених видових переліків.

4. Серед дев'яти інвазійних видів скороченого переліку найчастіше трапляється клен ясенелистий – на шести ділянках (54,5 %), цикорій дикий і злинка однорічна – на п'яти кожний (45,5 %). Частота трапляння на ділянках відрізняється від повторюваності в межах ділянки та чисельності популяцій.

5. Чергування високих і низьких значень уздовж маршруту не підтверджує монотонної зміни досліджених показників. Для встановлення причин просторових відмінностей потрібні повторні стандартизовані обліки з однаковою площею обстеження й уточненням видових визначень.

Перспективи використання результатів дослідження. Узгоджений маршрутний перелік і видові рейтинги придатні для планування повторного моніторингу. Інвентаризація за однакової площі, уточнення видових назв і окремий облік покриття та відтворення дозволять оцінити зміни рослинних угруповань і поширення інвазійних рослин до суміжних оселищ. Зокрема, ділянки 7–9, де зареєстровано амброзію полинолисту, доцільно включити до першочергового повторного обстеження. Після уточнення чисельності, покриття та відтворення інвазійних рослин результати можуть слугувати основою для вибору строків косіння, локалізації підтверджених осередків інвазії та оцінювання ефективності догляду за узбіччями.

Література

1. Lázaro-Lobo A., Ervin G. N. A global examination on the differential impacts of roadsides on native vs. exotic and weedy plant species. Global Ecology and Conservation. 2019. Vol. 17. e00555. DOI: https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00555.
2. Follak S., Eberius M., Essl F., Fürdös A., Sedlacek N., Trognitz F. Invasive alien plants along roadsides in Europe. EPPO Bulletin. 2018. Vol. 48, № 2. P. 256–265. DOI: https://doi.org/10.1111/epp.12465.
3. Richardson D. M., Pyšek P., Rejmánek M., Barbour M. G., Panetta F. D., West C. J. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. Diversity and Distributions. 2000. Vol. 6, № 2. P. 93–107. DOI: https://doi.org/10.1046/j.1472-4642.2000.00083.x.
4. Протопопова В. В., Шевера М. В. Інвазійні види у флорі України. І. Група високо активних видів. GEO&BIO. 2019. Т. 17. С. 116–135. DOI: https://doi.org/10.15407/gb.2019.17.116.
5. Zavialova L. V., Protopopova V. V., Kucher O. O., Ryff L. E., Shevera M. V. Plant invasions in Ukraine. Environmental & Socio-economic Studies. 2021. Vol. 9, № 4. P. 1–13. DOI: https://doi.org/10.2478/environ-2021-0020.
6. Сонько С., Мамчур Т., Кравцова І., Мостов'як І., Кисельов Ю. Геоботанічне вивчення рудеральної рослинності у програмі геоекологічного моніторингу придорожніх екосистем Черкаської області. Науковий вісник Чернівецького університету : Географія. 2023. Вип. 842. С. 103–111. DOI: https://doi.org/10.31861/geo.2023.842.103-111.
7. Кравцова І., Сонько С., Василенко О., Гурський І., Огілько С. Формування біоценозів у придорожніх ландшафтах Черкаської області. Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна, серія «Геологія. Географія. Екологія». 2024. Вип. 61. С. 313–328. DOI: https://doi.org/10.26565/2410-7360-2024-61-25.
8. Єременко Н. С. Рудеральна рослинність України: стан дослідження, проблеми та перспективи. Чорноморський ботанічний журнал. 2017. Т. 13, № 2. С. 134–151. DOI: https://doi.org/10.14255/2308-9628/17.132/1.

9. von der Lippe M., Kowarik I. Long-distance dispersal of plants by vehicles as a driver of plant invasions. Conservation Biology. 2007. Vol. 21, № 4. P. 986–996. DOI: https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00722.x.
10. Ansong M., Pickering C. Are weeds hitchhiking a ride on your car? A systematic review of seed dispersal on cars. PLOS ONE. 2013. Vol. 8, № 11. e80275. DOI: https://doi.org/10.1371/journal.pone.0080275.
11. Lemke A., Kowarik I., von der Lippe M. How traffic facilitates population expansion of invasive species along roads: the case of common ragweed in Germany. Journal of Applied Ecology. 2019. Vol. 56, № 2. P. 413–422. DOI: https://doi.org/10.1111/1365-2664.13287.
12. Mell H., Fack V., Percevault L. et al. Can linear transportation infrastructure verges constitute a habitat and/or a corridor for vascular plants in temperate ecosystems? A systematic review. Environmental Evidence. 2024. Vol. 13. Art. 4. DOI: https://doi.org/10.1186/s13750-024-00328-3.
13. Національний каталог біотопів України / за ред. А. А. Куземко, Я. П. Дідуха, В. А. Онищенка, Я. Шеффера. Київ : ФОП Клименко Ю. Я., 2018. 442 с.
14. Royal Botanic Gardens, Kew. *Ulmus laevis* Pall. Plants of the World Online. URL: https://powo.science.kew.org/taxon/urn:lsid:ipni.org:names:856879-1 (дата звернення: 15.10.2026).
15. Royal Botanic Gardens, Kew. *Crepis tectorum* L. Plants of the World Online. URL: https://powo.science.kew.org/taxon/urn:lsid:ipni.org:names:200321-1 (дата звернення: 15.10.2026).
16. Royal Botanic Gardens, Kew. *Lepidotheca suaveolens* (Pursh) Nutt. Plants of the World Online. URL: https://powo.science.kew.org/taxon/urn:lsid:ipni.org:names:229752-1 (дата звернення: 15.10.2026).
17. Royal Botanic Gardens, Kew. *Erigeron canadensis* L. Plants of the World Online. URL: https://powo.science.kew.org/taxon/urn:lsid:ipni.org:names:203653-1 (дата звернення: 15.10.2026).
18. Crespo M. B., Pena-Martín C., Becker A. S., Dressler S. Type designation for *Cyclachaena xanthiifolia* (*Euphrosyne xanthiifolia*) (Heliantheae, Asteraceae). Phytotaxa. 2015. Vol. 197, № 2. P. 132–138. DOI: https://doi.org/10.11646/phytotaxa.197.2.6.

Дата першого надходження статті до видання: 22.10.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 04.11.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 23.11.2026

УДК 504.4.054:581.526.3
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.6-69.37

РОЛЬ РОСЛИННИХ УГРУПОВАНЬ ПРИБЕРЕЖНИХ ЗАХИСНИХ СМУГ У РЕГУЛЮВАННІ НАДХОДЖЕННЯ ЗАБРУДНЮВАЧІВ ДО ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ

Пестерніков В.Ю. (orcid.org/0009-0006-8538-2854),
Суходольська І.Л. (orcid.org/0000-0001-7502-3061)
Рівненський державний гуманітарний університет
вул. Ст. Бандери, 12, 33028, м. Рівне
vladpesternikov99@gmail.com, iryna.sukhodolska@rshu.edu.ua

У статті обґрунтовано значення рослинних угруповань прибережних захисних смуг для захисту та збереження стану водних об'єктів. Наголошено, що функціональність прибережних захисних смуг визначається особливостями життєвих форм рослинності (деревні, напівдеревні та трав'янисті рослини), шириною буферної зони, рельєфними умовами, властивостями ґрунту, складом і концентраціями забруднювачів, особливостями землекористування. Показано, що прибережна захисна смуга з добре впорядкованим рослинним покривом є ефективним природним бар'єром під час надходження забруднюючих речовин до водойм. Рослинні угруповання здатні знижувати температуру води завдяки ефекту затінення, регулювати поверхневий стік, фільтрувати забруднюючі речовини, пом'якшувати наслідки повеней, утримувати осади, стабілізувати береги, регулювати мікроклімат, а також створювати коридори прибережного середовища існування для інших організмів вздовж водних об'єктів. Рослини прибережних захисних смуг відіграють роль екологічного буфера, особливо у сільськогосподарських та антропогенних ландшафтах. Прибережна рослинність у таких умовах часто характеризується змішаним складом дерев, чагарників та високих трав'янистих видів. Встановлено, що рослинність прибережних захисних смуг найчастіше представлена видами родин *Salicaceae* Mirb., *Poaceae* Barnhart та *Fabaceae* Lindl. Розвинена коренева система видів забезпечує стабілізацію і укріплення берегів, а також запобігає розвитку ерозійних процесів. Показана ефективність деревної, чагарникової та трав'янистої рослинності затримувати нітрати, осад, Нітроген та Фосфор. За здатністю регулювати надходження забруднювачів до водних екосистем види рослинності переважно розділяються наступним чином: дерева > чагарники > трави. Антропогенне навантаження зумовлює зниження видового різноманіття та перебудову, що відображає поточні сукцесійні процеси та структурну нестабільність рослинних угруповань прибережних захисних смуг. Насамперед у прибережних захисних смугах зростають рослини, які мають здатність підтримувати чисельність в екстремальних умовах річкових заплав. *Ключові слова:* водні об'єкти, дерева, чагарники, трави, прибережні захисні смуги, природоохоронні територій, забруднюючі речовини.

The Role of Plant Communities in Riparian Buffer Strips in Regulating Pollutant Inflow into Aquatic Ecosystems. Pesternikov V., Sukhodolska I.

This article highlights the critical importance of plant communities in riparian buffer zones for the protection and conservation of aquatic ecosystems. The functional capacity of riparian buffer strips is determined by vegetation characteristics (woody, semi-woody, and herbaceous plants), buffer width, topography, soil properties, land-use patterns, as well as the composition and concentration of pollutants. It is demonstrated that riparian buffer zones with well-developed vegetation serve as effective natural barriers against pollutant runoff. Vegetation communities attenuate water temperature through shading, regulate surface runoff, filter pollutants, mitigate flooding impacts, retain sediments, stabilize riverbanks, regulate microclimates, and establish ecological corridors for aquatic and terrestrial organisms. Thus, riparian vegetation acts as an ecological buffer, particularly within agricultural and anthropogenic landscapes, where it is frequently characterized by a mixed composition of trees, shrubs, and tall herbaceous species. The vegetation of riparian buffer zones is most commonly represented by species belonging to the families *Salicaceae* Mirb., *Poaceae* Barnhart, and *Fabaceae* Lindl. The well-developed root systems of these species stabilize and reinforce riverbanks while preventing soil erosion. Tree, shrub, and herbaceous vegetation effectively retain nitrates, nitrogen, phosphorus, and suspended sediment. Regarding their capacity to regulate pollutant influx into aquatic ecosystems, plant functional types generally follow the hierarchy: trees > shrubs > herbaceous plants. Anthropogenic pressure leads to a decline in species diversity and compositional shifts, reflecting ongoing successional processes and structural instability within riparian plant communities. Primarily, riparian buffer zones are inhabited by plant species capable of maintaining viable populations under the dynamic conditions of river floodplains. *Key words:* water bodies, trees, shrubs, herbaceous plants, riparian buffer zones, protected areas, pollutants.

Постановка проблеми. Сприятливий режим водних екосистем забезпечують прибережні захисні смуги. Насамперед вони регулюють хімічний стан водних екосистем, запобігають деградаційним процесам, пом'якшують наслідки повеней, обмежують надходження забруднювачів, підтримують самоочисну спроможність, впливають на стійкість, сприяють покращенню якості води та збереженню біорізноманіття [12, 17].

Актуальність дослідження. Прибережні захисні смуги належать до природоохоронних територій, які мають особливе регулювання та відповідні обме-

© Пестерніков В.Ю., Суходольська І.Л., 2026
Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY 4.0

ження щодо провадження господарської діяльності. Однак часто у прибережних захисних смугах відбувається використання земель під сільськогосподарські угіддя, розміщення стихійних сміттєзвалищ, випалювання сухої рослинності, будівництва споруд, що призводить до забруднення, засмічення, змін стоку, знищення біоти та відповідно порушення стійкості водних екосистем. Для частини водних об'єктів межі прибережних захисних смуг документально не визначені. Саме тому, значна увага дослідників акцентована на встановленні меж та природоохоронних обмежень у використанні земель шляхом внесення відомостей про ширину прибережних захисних смуг у Державний земельний кадастр. Проте важливу роль відіграє процес облаштування та контроль рослинних угруповань існуючих прибережних захисних смуг, які функціонують як екотонні ділянки між наземними і водними екосистемами та характеризуються різкими змінами умов навколишнього середовища. Регулювання видового багатства та стану рослинних угруповань прибережних захисних смуг з урахуванням рельєфних, ґрунтових, кліматичних та інших особливостей забезпечує ефективний контроль стану якості води та зменшення впливу землекористування на водні екосистеми [2, 16, 18].

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та науково-практичними завданнями. Відсутність відомостей у Державному земельному кадастрі про ширину прибережних захисних смуг окремих водних об'єктів та відповідно природоохоронні обмеження у використанні земель навколо них призводять до швидкої приватизації території, забудови, що зумовлює суттєве антропогенне навантаження на водні екосистеми. Крім того, у багатьох випадках ширина прибережних захисних смуг суттєво зменшена, що порушує повноцінне затримання рослинними угрупованнями небезпечних для водойми речовин. Фактично прибережні захисні смуги з певними видами рослинних угруповань вважаються найефективнішим способом природного регулювання надходження забруднювачів до водних об'єктів, проте, їхній стан, у зв'язку із зростанням інтенсифікації землекористування, потребує постійного моніторингу та контролю.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Упорядкування та відновлення природної рослинності прибережних захисних смуг запобігає порушенню природних процесів, забрудненню води, поширенню інвазійних видів, руйнуванню ландшафтів, а також допомагає регулювати поверхневий стік. Цінність дендрофлори прибережної захисної смуги р. Південний Буг описана у наукових дослідженнях авторів [2]. Зокрема, наведено таксономічний склад деревних та кущових рослин, а також оцінено їхній загальний стан як «добрий». Екологічне значення природної рослинності в межах прибережних захисних смуг наведено у роботі І.М. Барної [1]. На прикладі Кременчуцького водосховища обґрунтована необхідність постійного коригування ширини прибережної захисної смуги [3]. Також запропоновано збільшити ширину прибережної захисної смуги до 1,47 га для р. Шопурка (Закарпатська обл.). При розрахунках враховують не лише особливості видів лісової рослинності, але і експозиції схилів, гранулометричний склад та технології обробітку ґрунту [8]. Значна кількість наукових пошуків присвячена здатності рослинних угруповань прибережних захисних смуг затримувати Нітроген та інші хімічні елементи [6, 9, 10, 15]. Роль рослинності прибережних захисних смуг у регулюванні поверхневого стоку добре описана у наукових дослідженнях [7, 12, 15].

Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Інтенсивне використання земель прибережних захисних смуг створює додаткове навантаження на водні екосистеми. Найчастіше аналізують факти порушень землекористування у межах прибережних захисних смуг, але не завжди розраховують екологічні наслідки такого впливу для водних екосистем. Також недостатньо дослідженим залишається видовий склад рослинних угруповань прибережних захисних смуг, що слугують важливим екологічним бар'єром при надходженні забруднюючих речовин до водойми.

Новизна. Встановлено видовий склад рослинних угруповань прибережних захисних смуг та їхнє значення для регуляції надходження забруднювачів до водних об'єктів та збереження якості води.

Методологічне або загальнонаукове значення. Прибережні захисні смуги забезпечують низку екосистемних функцій. Однак через їхню надмірну експлуатацію відбуваються погіршення стану водних екосистем. Саме тому, важливо обґрунтувати не лише підходи до управління прибережними зонами, але і враховувати стан тих компонентів, які до них включені. Особливу увагу акцентуючи на видове багатство та стан рослинних угруповань прибережних захисних смуг.

Викладення основного матеріалу. Прибережна захисна смуга уздовж водних об'єктів (річок, озер, водосховищ, морів) забезпечує їхній захист від засмічення та забруднення. Рослинний покрив прибережних захисних смуг затримує та очищує значну кількість речовин, що надходять з поверхневим стоком. Ефективність поглинання рослинними угрупованнями забруднювачів залежить від ширини прибережних захисних смуг, видового багатства, а також життєвих форм [12]. Рослини прибережних захисних смуг шириною від 4 до 20 м зменшують надходження Нітрогену із сільськогосподарським стоком на 15–72% [10]. Лісова та чагарникова рослинність прибережних захисних смуг затримує 86,1% нітратів, а трав'яна – 68,1% [12]. Деревна рослинність прибережних захисних смуг (шириною 18 м) затримує осад з 100% ефективністю, Нітроген

 ISSN: 2306-9716 (Print), ISSN: 2664-6110 (Online)

на 89,8%, а Фосфор на 92,8% [11]. Найвищі показники регуляції деревною рослинністю забруднюючих речовин пов'язані з глибиною кореневої системи. Значні концентрації Нітрогену накопичуються у біомасі надземних частин рослини, а листовий опад восени збільшує вміст Карбону в ґрунті, що сприяє іммобілізації Нітрогену в мікробній біомасі та підвищує інтенсивність денітрифікації [6]. Трав'яниста рослинність регулює надходження осаду на 86%, Нітрогену на 72,3%, а Фосфору на 77,8%. Чагарникова рослинність затримує осад на 62%, Нітроген – 43,9%, а Фосфор – 48,8% [11].

Упорядкування рослин прибережних захисних смуг та облаштування вапнякового бар'єру вздовж берегової лінії водосховища (Республіка Польща) забезпечує зниження концентрацій Фосфору у воді. Такі заходи сприяють очищенню водосховища шляхом регуляції потрапляння забруднюючих речовин із дифузних джерел [7].

Для річкових екосистем переважає переривчаста структура прибережної рослинності. Оскільки підняття води річок та її вихід із природного русла зумовлює розмивання та обмежує утворення чи нормальний розвиток деревної рослинності. Відповідно на значних територіях прибережних захисних смуг переважає трав'яниста рослинність, а деревні породи здебільшого обмежені ізольованими залишковими ділянками. Наприклад, для р. Амнай (Республіка Філіппіни) флористичний спектр прибережної захисної смуги характеризується домінуванням родин *Poaceae* Barnhart та *Fabaceae* Lindl, а також інших, які адаптовані до підтоплень [13, 14], мають швидкий ріст і високу продуктивність, стійкість до коливань вологості та умов субстрату [5]. Рослинний комплекс на цих ділянках формується трав'янистими та чагарниковими видами. Водночас розвиток чагарникової рослинності розглядають як сукцесійну стадію після видалення або втрати зрілого прибережного лісового покриву [13, 14]. Чагарники забезпечують функціональний перехід між трав'янистим і деревним ярусами. Насамперед вони формують проміжний шар, який забезпечує укриття для різноманітних видів та визначає мікроклімат для місцевої фауни [4].

Рослинність прибережних захисних смуг найчастіше характеризується розвитком видів родин *Salicaceae* Mirb., *Poaceae* Barnhart та *Fabaceae* Lindl. Родина *Salicaceae* Mirb. представлена різними видами дерев та чагарників. Серед них значна кількість видів родів *Salix* L. та *Populus* L. Гнучкість гілок та швидкість регенерації після механічних пошкодженнях представників роду *Salix* L. (наприклад, *Salix alba* L.) дозволяє підтримувати високі показники чисельності в екстремальних умовах річкових заплав. Крім того, види родини *Salicaceae* Mirb. забезпечують захист водойм завдяки активній денітрифікації та ефективному поглинанню поживних речовин. Також вони сприяють зменшенню викидів парникових газів та регулюють мікроклімат прибережних екосистем. Дерева, які ростуть ближче до водних об'єктів, забезпечують укріплення берегів, створюють тінь, підтримують температуру води та постачають у водойму детрит. Саме тому, добре розвинена коренева система видів родини *Poaceae* Barnhart запобігає ерозії ґрунту, сприяє утриманню і розкладанню речовин. Види родини *Poaceae* Barnhart спрямовують велику частку Карбону в кореневу систему та забезпечують інтенсивнішу ризосферну денітрифікацію [4, 9].

Значних змін зазнає рослинність річок внаслідок повеней, а особливо під час сезону мусонів. Так, для р. Панчкора (Ісламська Республіка Пакистан) зафіксовано суттєву перебудову прибережної рослинності. Таксономічний спектр представлений 216 видами, з них 178 припадає на трави, 14 – чагарники, 24 – дерева. Найкраще виражені види родин *Asteraceae* Bercht. & J.Presl та *Poaceae* Barnhart. Серед трав найбільш поширені *Cynodon dactylon* (L.) Pers., *Cerastium glomeratum* Thuill., *Nasturtium officinale* W.T.Aiton, *Parthenium hysterophorus* L. та *Medicago polymorpha* L. Чагарниковий ярус представлений видами *Dodonaea viscosa* Jacq., *Gymnosporia royleana* Wall. ex M.A.Lawson, *Ricinus communis* L. і *Rubus ulmifolius* Schott., а деревний – *Populus alba* L., *Salix tetrasperma* Roxb., *Broussonetia papyrifera* (L.) Vent. та *Melia azedarach* L. Домінування трав'янистих рослин свідчить про їхню екологічну адаптивність до умов прибережних екосистем, які часто зазнають впливу антропогенних порушень внаслідок землекористування та повеней [19].

Рослини прибережної захисної смуги р. Південний Буг (Вінницька обл.) налічують 19 таксономічних груп. Серед них зустрічаються інвазійні види – Humulus lupulus L. та Robinia pseudoacacia L. Добре представлений вид родини *Cornaceae* Bercht. & J.Presl – Cornus alba L. (47,8% від загальної кількості видів), який завдяки невибагливості та потужній кореневій системі забезпечує добре укріплення берегів. Також поширені види родини *Fagaceae* Dumort. – Quercus robur L. (12,6%), Quercus rubra L. (16,8%) та родини *Salicaceae* Mirb. – Salix alba L. (5,0%). За віковим складом деревних рослин найбільше видів дорослого віку (квітування та зав'язування плодів) – 61,4% (від загальної кількості), молодих – 33,5%, а старих лише 5,1%. Загальний стан деревних і кущових рослин відповідає на цій ділянці дослідження категорії «добрий» [2]. Переважання видів дорослого віку прибережної захисної смуги річки свідчить про їхню стійкість навіть під час повеней, паводків, ефективність при регулюванні надходження забруднювачів до водного об'єкту, а також здатність знижувати температуру води завдяки ефекту затінення. Регулюючи тепловий режим рослини прибережних захисних смуг сприяють покращенню середовища для проживання біоти. Добре розвинена коренева система видів, особливо дерев і кущів, забезпечує стабілізацію та укріплення

берегів і запобігає розвитку ерозійних процесів. Відбувається не лише уповільнення потоку води, але і сприяння управлінню повенями [12].

Незаконна забудова прибережних захисних смуг, випас худоби, розорювання земель та інші види землекористування найчастіше призводять до зниження видового різноманіття та перебудови структури рослинних угруповань та відповідно і значних змін трофічного стану водних екосистем. Для покращення якості води у озерах (Китай) здійснено прогнозування ефективності зміни земельних угідь з ріллі на пасовище та ліси в буферних зонах 450 м, 100 м та 150 м навколо водойм. Збільшення ширини прибережних захисних смуг дозволило знизити антропогенне навантаження на водні об'єкти. Під час визначення економічної складової з'ясовано доцільність повернення ріллі в пасовище, а не у ліси. Однак ширину прибережних захисних смуг для максимально сталого захисту озер необхідно розраховувати з використанням ландшафтно-екологічного та гідроморфологічного підходів [17].

Загалом, вилучення забруднюючих речовин рослинами прибережних захисних смуг визначається типом та станом угруповань, віковим складом, особливостями їхнього розташування. Регулювання стану видів рослин на прибережних захисних смугах дозволяє покращити обмін ґрунту та води, максимально контролювати концентрації забруднювачів [15].

Головні висновки. Рослинні угруповання прибережних захисних смуг сприяють перерозподілу забруднюючих речовин, що надходять з поверхневим стоком, забезпечують стабілізацію берегів, покращують якість води, а також мають естетичну цінність. Здатність рослинності прибережних захисних смуг впливати на екологічний стан водних об'єктів визначається формою рельєфу, властивостями ґрунту, шириною буферної зони, швидкістю потрапляння забруднюючих речовин та їхнім складом. Рослинні угруповання прибережних захисних смуг водних об'єктів найчастіше представлені видами родин *Salicaceae* Mirb., *Poaceae* Barnhart та *Fabaceae* Lindl. Найбільшу здатність регулювати надходження забруднювачів з поверхневим стоком проявляє деревна рослинність, а найменшу – трав'яниста. Особлива ефективність видів рослин прибережних захисних смуг встановлена при надходженні осаду, Нітрогену та Фосфору.

Перспективи використання результатів дослідження. Врахування екологічних особливостей рослинних угруповань прибережних захисних смуг дозволяє розробити низку ефективних водоохоронних заходів для очищення поверхневого стоку та покращення екологічного стану водних екосистем.

Література

1. Барна І.М. Екологічний аспект захисту прибережних захисних смуг в межах населених пунктів. *Сучасний стан біосфери у науковій спадщині академіка Володимира Вернадського в контексті сучасних техногенних загроз:* матеріали Всеукраїнської науково-практичної конференції (19 березня 2024 року). Полтава: ПНПУ імені В.Г. Короленка, 2024. С. 10–12.
2. Баюра О.М., Вітенко В.А., Коваль С.А., Козаченко І.В., Адаменко С.А., Масловата С.А., Парахненко В.Г. Таксономічний склад та загальний стан дендрофлори прибережно-захисної смуги річки Південний Буг. *Scientific Bulletin of UNFU*. 2024. Вип. 34(3). С. 15–20. URL: https://doi.org/10.36930/40340302
3. Лашко С., Гальченко Н., Козарь В., Клюка О. До питання моніторингу сільськогосподарської діяльності у прибережній зоні Кременчуцького водосховища. *Вісник Львівського національного аграрного університету. Архітектура і сільськогосподарське будівництво.* 2021. Вип. 22. С. 154–162.
4. Alves D.R., Pereira K.D.R., Duque T.S., Souza R.F.A.D., Nobre D.A.C., Santos J.B.D. Thirty Years of Research on Vegetative Buffer Strips: Ecological Functions, Evolution, and Environmental Effectiveness. *Clean Technologies.* 2026. Vol. 8. P. 153. URL: https://doi.org/10.3390/cleantechnol8050153
5. Corenblit D., Steiger J., Gurnell A.M., Tabacchi E., Roques L. Control of sediment dynamics by vegetation as a key function driving biogeomorphic succession within fluvial corridors. *Earth Surface Processes and Landforms.* 2009. Vol. 34(13). P. 1790–1810. URL: https://doi.org/10.1002/esp.1876
6. Fennessy M.S., Cronk J.K. The effectiveness and restoration potential of riparian ecotones for the management of nonpoint source pollution, particularly nitrate. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology.* 1997. Vol. 27(4). P. 285–317. URL: https://doi.org/10.1080/10643389709388502
7. Fratczak W., Michalska-Hejduk D., Zalewski M., Izydorczyk K. Effective phosphorous reduction by a riparian plant buffer zone enhanced with a limestone-based barrier. *Ecological Engineering.* 2019. Vol. 130. P. 94–100. URL: https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.01.015
8. Hubar Yu., Sai V., Khavar Yu., Farion U. Establishing the environmentally safe width of protective riparian zone along water. *Geodesy, Cartography and Aerial Photography.* 2018. Vol. 88. P. 55–62. URL: https://doi.org/10.23939/istcgcap2018.02.055
9. Livingstone D., Smyth B.M., Lyons G., Foley A.M., Murray S.T., Johnston C. Life cycle assessment of a short-rotation coppice willow riparian buffer strip for farm nutrient mitigation and renewable energy production. Renew. *Renewable and Sustainable Energy Reviews.* 2022. Vol. 158. P. 112154. URL: https://doi.org/10.1016/j.rser.2022.112154
10. Lyu C., Li X., Yuan P., Song Y., Gao H., Liu X., Liu R., Yu H. Nitrogen retention effect of riparian zones in agricultural areas: a meta-analysis. *Journal of Cleaner Production.* 2021. Vol. 315. P. 128143. URL: https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.128143
11. Nsenga M., Akter S., Li X., Dzakpasu M., Ifon B.E., Manirakiza B., Muyembe D.K., Zhang Yu., Huang J., Guadie A. Nutrient and sediment retention by riparian vegetated buffer strips: Impacts of buffer length, vegetation type, and season. *Agriculture, Ecosystems & Environment.* 2024. Vol. 369. P. 109050. URL: https://doi.org/10.1016/j.agee.2024.109050

12. Prosser R.S., Hoekstra P.F., Gene S., Truman C., White M., Hanson M.L. A review of the effectiveness of vegetated buffers to mitigate pesticide and nutrient transport into surface waters from agricultural areas. *Journal of Environmental Management.* 2020. Vol. 261. P. 110210. URL: https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110210
13. Replan E.L. Floristic Diversity of Riparian and Associated Vegetation Along the Amnay River (The Philippines). *Plant-Environment Interactions.* 2026. Vol. 7. P. e70122 1 of 11. URL: https://doi.org/10.1002/pei3.70122
14. Replan E.L., Villanueva J.D., Sevilla-Nastor J.B., Velasquez A.J., Espaldon M.O. Riparian Vegetation Assessment for Effective Management of Molawin River, Mt. Makiling, Philippines. *Journal of Environmental Science and Management.* 2023. Vol. 26(1). P. 85–100.
15. Sheng L., Zhang Z., Xia J., Liang Z., Yang J., Chen X. Impact of grass traits on the transport path and retention efficiency of nitrate nitrogen in vegetation filter strips. *Agricultural Water Management.* 2021. Vol. 253. P. 106931. URL: https://doi.org/0.1016/j.agwat.2021.106931
16. Stockan J.A., Langan S.J., Young M.R. Investigating riparianmargins for vegetation patterns and plant-environment relationships in Northeast Scotland. *Journal of Environmental Quality.* 2012. Vol. 41. P. 364–372. URL: https://doi.org/10.2134/jeq2010.0518
17. Wang M., Duan L.,Wang J., Peng J., Zheng B. Determining the width of lake riparian buffer zones for improving water quality base on adjustment of land use structure. *Ecological Engineering.* 2020. Vol. 158. P. 106001. URL: https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.106001
18. Wu S., Bashir M.A., Raza Q-U-A., Rehim A., Geng Y., Cao L. Application of riparian buffer zone in agricultural non-point source pollution control – A review. *Frontiers in Sustainable Food Systems.* 2023. Vol. 7. P. 985870. URL: https://doi.org/10.3389/fsufs.2023.985870
19. Zeb S.A., Khan S.M., Abdullah A., Ahmad Z., Zeb T.A. Ecological Assessment of Riparian Vegetation Along the Banks of the River Panjkora, Hindukush Range. *Wild*. 2025. Vol. 2. P. 37. URL: https://doi.org/10.3390/wild2030037

Дата першого надходження статті до видання: 22.10.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 04.11.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 23.11.2026

ЕКОЛОГІЯ УРБАНІЗОВАНИХ ЕКОСИСТЕМ

УДК 504.054:502.175:711.4
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.6-69.38

УРБОЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА ФУНКЦІОНАЛЬНИХ ЗОН МІСТА БЕРДИЧЕВА ЗА КОМПЛЕКСОМ ПОКАЗНИКІВ СТАНУ ЗЕЛЕНИХ НАСАДЖЕНЬ І АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ

Василенко О.М. (orcid.org/0000-0003-3283-6980)
Житомирський державний університет імені Івана Франка
вул. Велика Бердичівська, 40, м. Житомир
vasylenko-o@zu.edu.ua

У статті здійснено комплексну урбоекологічну оцінку функціональних зон м. Бердичева за показниками стану зелених насаджень та якості атмосферного повітря. Метою дослідження було встановлення просторових відмінностей в екологічному стані територій із різним функціональним призначенням і рівнем антропогенного навантаження. Для аналізу обрано центральну частину міста, рекреаційні території та ділянки поблизу автомобільних магістралей. Застосовано просторово-функціональний аналіз, візуальне оцінювання якісного стану деревних і чагарникових насаджень за нормативними критеріями, а також ретроспективний аналіз офіційних даних щодо викидів і забруднення атмосферного повітря.

Встановлено, що найсприятливіший стан зеленої інфраструктури характерний для рекреаційних територій, де насадження переважно перебувають у доброму стані. У центральній частині міста та поблизу транспортних магістралей стан рослинності оцінюється переважно як задовільний; для окремих придорожніх дерев відзначено ознаки ослаблення, механічні пошкодження та локальне всихання гілок. Ретроспективний аналіз засвідчив зменшення обсягів викидів забруднювальних речовин від стаціонарних джерел у 2015–2020 рр. з 240 до 145 т. Локальні спостереження 2022 р. виявили просторові відмінності в концентраціях забруднювачів, причому вищі рівні NO_2 і SO_2 зафіксовано на транспортно-навантаженій ділянці вул. Одеської.

Отримані результати підтверджують просторову неоднорідність урбанізованого середовища Бердичева та доцільність комплексного врахування стану зеленої інфраструктури й атмосферного повітря. У контексті екології людини така оцінка має значення для характеристики якості середовища проживання населення, визначення територій із підвищеним антропогенним навантаженням та обґрунтування заходів, спрямованих на підвищення екологічної безпеки й комфортності міського середовища. Результати можуть бути використані для вдосконалення системи озеленення, розвитку захисних насаджень уздовж транспортних магістралей і локального екологічного моніторингу. *Ключові слова:* урбоекологія, екологія людини, міське середовище, зелена інфраструктура, зелені насадження, атмосферне повітря, антропогенне навантаження, екологічна безпека, якість середовища проживання, функціональні зони міста.

Urban-Ecological Assessment of Functional Zones in the City of Berdychiv Based on a Complex of Indicators Regarding the State of Green Spaces and Atmospheric Air. Vasylenko O.

The article presents a comprehensive urban-ecological assessment of the functional zones in the city of Berdychiv, based on indicators of green space conditions and air quality. The study aimed to identify spatial variations in the ecological status of areas with differing functional purposes and levels of anthropogenic pressure. The analysis focused on the city center, recreational areas, and sites adjacent to major roadways. Methods included spatial-functional analysis, visual assessment of tree and shrub plantings against regulatory criteria, and a retrospective analysis of official emissions and air-pollution data. Green infrastructure is in the best condition within recreational areas, where plantings generally fall into the «good» category. In the city center and near transport arteries, vegetation condition is rated primarily as «satisfactory»; however, specific roadside trees exhibited signs of decline, mechanical damage, and localized branch dieback. Retrospective analysis revealed a decrease in pollutant emissions from stationary sources between 2015 and 2020, dropping from 240 to 145 tonnes. Field observations in 2022 identified spatial variations in pollutant concentrations, with higher NO_2 and SO_2 levels recorded along the traffic-heavy section of Odeska Street. The results confirm the spatial heterogeneity of Berdychiv's urban environment and the importance of comprehensively considering the state of green infrastructure and air quality. In the context of human ecology, such an assessment is important for characterizing living-environment quality, identifying areas under high anthropogenic pressure, and supporting measures to enhance environmental safety and urban comfort. The findings can improve urban greening systems, develop protective plantings along transport arteries, and inform local environmental monitoring. *Key words:* urban ecology, human ecology, urban environment, green infrastructure, green spaces, atmospheric air, anthropogenic pressure, environmental safety, living environment quality, functional urban zones.

© Василенко О.М., 2026
Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY 4.0

Постановка проблеми. Урбанізоване середовище формується під впливом транспортного навантаження, щільності забудови, трансформації ґрунтового покриву та просторової неоднорідності озеленення. Це зумовлює відмінності у якості атмосферного повітря та стані зелених насаджень у різних частинах міста. Зелені насадження, виконуючи санітарно-захисну, рекреаційну й середовищетвірну функції, одночасно зазнають негативного впливу транспортних викидів, ущільнення ґрунту, механічних пошкоджень та інших чинників урбаністичного середовища. Тому оцінювання екологічного стану міських територій доцільно здійснювати не за окремими компонентами, а на основі їх комплексного аналізу.

Особливого значення набуває порівняння функціональних зон міста, які відрізняються характером забудови, інтенсивністю транспортного навантаження та структурою озеленення. Для Бердичева такими контрастними територіями є центральна частина міста, рекреаційні зони та ділянки поблизу автомобільних магістралей. Їхня комплексна урбоекологічна оцінка дає змогу виявити просторові відмінності в стані зелених насаджень і атмосферного повітря та визначити території з підвищеним антропогенним навантаженням.

Актуальність дослідження. Актуальність роботи зумовлена необхідністю локальної оцінки екологічного стану міських територій з різним рівнем антропогенного навантаження. Для Бердичева особливий інтерес становить порівняння центральної частини міста, рекреаційних зон і територій поблизу автомобільних магістралей, які відрізняються характером забудови, інтенсивністю транспортного впливу та структурою озеленення.

Комплексний аналіз стану зелених насаджень і атмосферного повітря дає змогу точніше оцінити просторову неоднорідність урбанізованого середовища та визначити території, що потребують першочергових природоохоронних і озеленювальних заходів. Отримані результати можуть бути використані для вдосконалення локального екологічного моніторингу та просторового планування зеленої інфраструктури міста.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Дослідження відповідає актуальним завданням урбоекології, пов'язаним із комплексним оцінюванням стану міського середовища, виявленням просторової неоднорідності антропогенного навантаження та визначенням ролі зеленої інфраструктури у формуванні екологічної якості урбанізованих територій. У роботі ці завдання реалізовано шляхом порівняння функціональних зон Бердичева за станом зелених насаджень і характеристиками атмосферного повітря.

Практичне значення результатів полягає у можливості їх використання для визначення територій, що потребують першочергових природоохоронних заходів, удосконалення структури міського озеленення, посилення захисних насаджень уздовж транспортних магістралей та розвитку локального екологічного моніторингу.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. У сучасних урбоекологічних дослідженнях зелена інфраструктура розглядається як багатофункціональний елемент міського середовища, здатний впливати на мікроклімат, тепловий комфорт і якість атмосферного повітря. Водночас оцінювання її екологічної ефективності потребує поєднання кількох груп показників, оскільки результат залежить не лише від площі озеленення, а й від структури рослинного покриву, морфології забудови, метеорологічних умов і характеристик джерел забруднення. У систематичному огляді сучасних методів оцінювання переваг міської зеленої інфраструктури показано, що найчастіше застосовують польовий моніторинг, дистанційне зондування та моделювання, а до ключових параметрів відносять характеристики рослинності, метеорологічні показники та концентрації атмосферних забруднювачів [1].

Важливим напрямом новітніх досліджень є критичне переосмислення уявлення про однозначно позитивний вплив міської рослинності на якість повітря. Аналіз даних 2615 станцій моніторингу в Європі та США засвідчив, що зв'язок між озелененням і концентраціями забруднювачів є просторово неоднорідним та залежить від локальних умов. На рівні району або міста збільшення деревного покриву може супроводжуватися незначним поліпшенням якості повітря, тоді як на вуличному рівні щільна рослинність за певних морфологічних умов здатна обмежувати вентиляцію і погіршувати розсіювання домішок [2]. Цей висновок є принциповим для оцінювання функціональних зон міста, де конфігурація забудови та зелених насаджень істотно відрізняється.

Необхідність комплексного підходу підтверджується результатами досліджень взаємозв'язку між зеленою інфраструктурою, ефектом міського теплового острова та забрудненням повітря. Встановлено, що різні типи зелених насаджень можуть одночасно забезпечувати позитивні екосистемні ефекти й створювати локальні суперечності, зокрема через зниження швидкості повітрообміну у вуличних каньйонах. Тому ефективність озеленення доцільно оцінювати з урахуванням типу зеленої інфраструктури, просторової структури забудови та локальних метеорологічних умов [3].

Окремий блок сучасних досліджень присвячено здатності зелених насаджень знижувати концентрації твердих частинок. На матеріалі міст із різними кліматичними умовами встановлено найнижчі концентрації PM10 у паркових зонах і найвищі - у промислових; за результатами моделювання виразніший ефект зеленого покриву спостерігався за його частки понад 27 % території [4]. Водночас узагальнення методів кількісного визначення вилучення твердих частинок міською рослинністю свідчить

про значну методичну варіабельність польових і експериментальних підходів та необхідність стандартизації процедур оцінювання [5]. Отже, порівняння різних функціональних зон має спиратися не лише на загальні характеристики озеленення, а й на чітко визначену систему показників.

Поряд з оцінюванням середовищетвірної ролі рослинності важливим є аналіз її власної реакції на атмосферне забруднення. У сучасних узагальненнях щодо впливу озону, оксидів азоту та твердих частинок на фізіологічні й молекулярні процеси рослин зазначено, що забруднювачі можуть спричиняти оксидативний стрес, порушувати фотосинтетичні процеси та змінювати метаболічні реакції [6]. Тому стан міських насаджень може розглядатися як додатковий індикатор антропогенного навантаження, що обґрунтовує доцільність спільного аналізу показників якості атмосферного повітря та життєвого стану деревних і чагарникових насаджень.

Регіональний аспект проблеми відображено у працях, присвячених Житомирській області. Аналіз динаміки окремих показників антропогенного навантаження засвідчив істотну роль пересувних джерел у формуванні викидів забруднювальних речовин в атмосферне повітря регіону [7]. За даними за 2019–2024 рр. встановлено, що геоекологічна ситуація Житомирської області формується під впливом сукупності промислових і транспортних чинників, а забруднення атмосферного повітря значною мірою пов'язане з теплоенергетикою, окремими промисловими галузями та автотранспортом [8].

Офіційним джерелом для актуалізації регіонального екологічного контексту є «Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Житомирській області у 2025 році», оприлюднена Департаментом екології та природних ресурсів Житомирської обласної державної адміністрації у 2026 р. [9]. Доповідь є найновішим на момент підготовки статті офіційним узагальненням інформації про стан компонентів довкілля області, зокрема атмосферного повітря, природних ресурсів, джерел антропогенного навантаження та функціонування системи екологічного моніторингу. Її використання дає змогу співвіднести локальні результати дослідження Бердичева з актуальними регіональними тенденціями.

Таким чином, сучасні публікації підтверджують доцільність комплексної урбоекологічної оцінки, у межах якої показники стану зелених насаджень розглядаються разом із характеристиками атмосферного повітря та особливостями функціонального використання міської території. Водночас для малих і середніх міст України подібні інтегровані дослідження представлені значно менше, ніж для великих урбанізованих центрів. Це визначає наукову доцільність порівняння центральної, рекреаційної та транспортно-навантаженої зон Бердичева за єдиною системою урбоекологічних показників.

Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Попри значну кількість досліджень, присвячених міському озелененню та забрудненню атмосферного повітря, недостатньо опрацьованим залишається їх спільне оцінювання в межах функціонально різних міських територій. Особливо це стосується малих і середніх міст, для яких локальні контрасти транспортного навантаження, забудови та структури озеленення можуть істотно визначати просторову неоднорідність екологічного стану.

Для Бердичева потрібне уточнення характеру відмінностей між центральною, рекреаційною та транспортно-навантаженою зонами за сукупністю показників стану зелених насаджень і атмосферного повітря. Саме на встановлення цієї просторової диференціації та виявлення територій із підвищеним антропогенним навантаженням спрямоване це дослідження.

Новизна. Наукова новизна дослідження полягає у здійсненні комплексної урбоекологічної оцінки функціональних зон міста Бердичева на основі поєднаного аналізу стану зелених насаджень і показників якості атмосферного повітря. На відміну від підходів, у яких ці компоненти міського середовища розглядаються окремо, у роботі їх об'єднано в єдину систему для порівняння територій із різним функціональним призначенням і рівнем антропогенного навантаження.

Уперше для міста Бердичева проведено зіставлення центральної, рекреаційної та транспортно-навантаженої зон за комплексом урбоекологічних характеристик, що дало змогу встановити просторову диференціацію екологічного стану цих зон і визначити території з різним рівнем екологічної напруженості.

Новим є також використання стану зелених насаджень не лише як самостійної характеристики міського середовища, а як одного з індикаторів антропогенного впливу у взаємозв'язку з показниками забруднення атмосферного повітря. Такий підхід дає змогу цілісніше оцінювати екологічний стан функціональних зон міста та обґрунтовувати пріоритетні напрями оптимізації зеленої інфраструктури й локального екологічного управління.

Методологічне або загальнонаукове значення. Методологічне значення дослідження полягає у застосуванні порівняльного підходу до оцінювання функціонально різних міських територій із урахуванням сукупності біоекологічних та атмосферних показників. Запропонована логіка аналізу дає змогу зіставляти території за єдиними критеріями та виявляти закономірності зміни екологічного стану залежно від характеру їх використання й інтенсивності антропогенного впливу.

Загальнонаукове значення роботи полягає в уточненні підходів до оцінювання просторової неоднорідності урбанізованого середовища. Поєднання

даних про життєвий стан зелених насаджень із характеристиками атмосферного повітря дає змогу розглядати міську територію як цілісну систему взаємодії природних і техногенних компонентів.

Отримані результати можуть бути використані як основа для подальших порівняльних досліджень інших міст подібного типу, а також для удосконалення підходів до локального екологічного моніторингу та просторового аналізу міського середовища.

Виклад основного матеріалу. Для урбоекологічної оцінки міста Бердичева використано поєднання просторово-функціонального аналізу, візуальної оцінки стану зелених насаджень і ретроспективного опрацювання офіційних даних щодо забруднення атмосферного повітря. Досліджувані території репрезентують три типи міського середовища: центральну частину міста з інтенсивним транспортним і забудовним навантаженням, рекреаційні території загального користування та придорожні ділянки вздовж магістралей.

Оцінювання якісного стану деревних і чагарникових насаджень здійснювали за критеріями, закріпленими у Методики визначення відновної вартості зелених насаджень, затвердженій наказом Міністерства з питань житлово-комунального господарства України від 12.05.2009 № 127 [10, 13]. Методика передбачає три категорії якісного стану: добрий, задовільний та незадовільний.

За результатами польового візуального обстеження та узагальнення характеристик насаджень рекреаційні території відповідають переважно доброму якісному стану: деревно-чагарникова рослинність характеризується більшою щільністю, регулярнішим доглядом, а ознаки пошкодження трапляються поодиноко (табл. 1). У центральній частині міста стан насаджень доцільно оцінювати як задовільний, оскільки поряд із життєздатними деревами наявні ознаки уповільненого розвитку, нерівномірності крон та локальні механічні пошкодження. Придорожні насадження також переважно відповідають задовільній категорії, проте для окремих дерев фіксуються ознаки ослаблення, зокрема механічні пошкодження, зменшення густоти крони та всихання окремих гілок. За відсутності пооб'єктного обліку ознак, достатніх для віднесення значної частини дерев до незадовільного стану, застосування категорії «незадовільний» до всієї придорожньої зони було б методично необґрунтованим.

Ретроспективні матеріали щодо озеленення міста підтверджують наявність сформованого, але просторово неоднорідного зеленого каркаса. За матеріалами стратегічної екологічної оцінки Бердичівської міської територіальної громади, дендрофлора громади представлена 33 видами. Парк ім. Т. Г. Шевченка площею близько 5 га включає 12 видів дерев і близько 50 деревних екземплярів; парк еколого-натуралістичного напряму площею близько 3 га представлений 18 видами, а гідропарк на лівому березі р. Гнилоп'ять – 9 видами дерев. Придорожні насадження на вул. Житомирській та вул. Європейській представлені переважно липою серцелистою, а також горіхом, каштаном, ясеном і робінією. Станом на жовтень 2017 р. у парку шкіроб'єднання обліковано 119 дерев дуба звичайного, з них 66 – у центральній частині парку [12]. Ці дані свідчать про значну роль зрілих паркових і вуличних насаджень у структурі зеленої інфраструктури міста.

Нормативне оцінювання якості атмосферного повітря здійснювали з урахуванням чинного Закону України «Про охорону атмосферного повітря» та державних медико-санітарних нормативів допустимого вмісту хімічних і біологічних речовин в атмосферному повітрі населених місць, затверджених наказом МОЗ України від 10.05.2024 № 813 [14, 15].

Аналіз атмосферного навантаження доцільно здійснювати з урахуванням ретроспективної динаміки (рис. 1). За офіційними даними, обсяг викидів забруднювальних речовин від стаціонарних джерел у м. Бердичеві зменшився з 240 т у 2015 р. до 145 т у 2020 р. [11, 12]. При цьому для окремих компонентів також простежувалося зниження: викиди діоксиду азоту скоротилися з 67,5 т у 2017 р. до 50,5 т у 2020 р., а діоксиду сірки - з 1,4 до 0,1 т відповідно [11].

Окремий масив локальних даних отримано за результатами санітарно-гігієнічних спостережень у 2022 р. на трьох пунктах Бердичева: вул. Європейська, 79 – житлова забудова в зоні впливу ПАТ БМЗ «Прогрес»; вул. Цадика, 37 – житлова забудова в зоні впливу СП ТОВ «РІФ-1»; вул. Одеська, 53 – вулиця з інтенсивним рухом автотранспорту [12]. Для кожного пункту наведено середньорічні,

Таблиця 1

Узагальнена оцінка стану зелених насаджень у функціональних зонах Бердичева

Функціональна зона	Переважний тип насаджень	Категорія стану	Характерні ознаки
Центральна частина міста	Вуличні дерева, сквери	Задовільний	Обмежена площа озеленення, нерівномірність крон, локальні пошкодження
Рекреаційна зона	Паркові насадження	Добрий	Вища щільність, регулярний догляд, поодинокі пошкодження
Території поблизу магістралей	Захисні смуги, рядові посадки	Задовільний; окремі дерева з ознаками ослаблення	Транспортне навантаження, механічні пошкодження, локальне всихання гілок

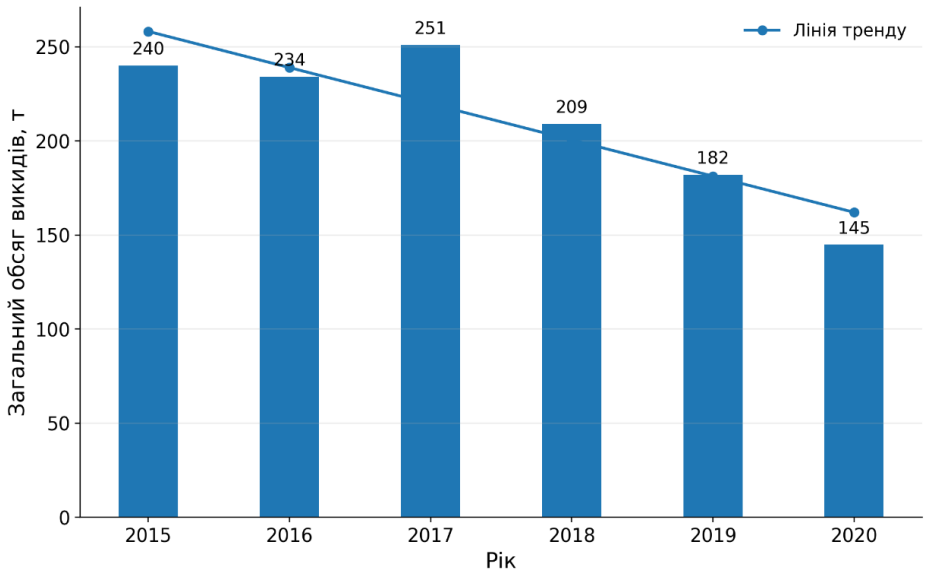


Рис 1. Динаміка викидів забруднювальних речовин від стаціонарних дже рел у м. Бердичеві

Таблиця 2.

Середньорічні концентрації окремих забруднювальних речовин у пунктах спостережень м. Бердичева у 2022 р., мг/м³

Пункт спостереження	SO_2	NO_2	Пил	CO
вул. Європейська, 79	0,184	0,038	<0,26	0,44
вул. Цадика, 37	0,204	0,0395	<0,26	0,50
вул. Одеська, 53	0,224	0,043	<0,26	0,50

мінімальні та максимальні концентрації низки домішок (табл. 2).

Порівняння трьох пунктів спостережень засвідчує, що у 2022 р. найбільші середньорічні концентрації діоксиду сірки та діоксиду азоту були зафіксовані на вул. Одеській, 53, яка характеризується інтенсивним автомобільним рухом. На двох пунктах у житловій забудові поблизу промислових підприємств значення NO_2 були дещо нижчими. Такий просторовий розподіл узгоджується з важливою роллю транспортного навантаження у формуванні якості повітря на місцевому рівні. Водночас ці дані не слід механічно переносити на сучасний стан міста або безпосередньо зіставляти з результатами іншого періоду без урахування методики відбору, режиму осереднення та метеорологічних умов.

Після 2022 р. у відкритих регіональних оглядах не виявлено безперервних часових рядів стаціонарних спостережень, оприлюднених окремо для Бердичева. Тому ретроспективні дані 2015–2022 рр. у цьому дослідженні використовуються як фонова характеристика динаміки антропогенного навантаження, а не як заміна синхронних вимірювань у досліджуваних функціональних зонах.

Головні висновки. Проведена урбоекологічна оцінка засвідчила просторову неоднорідність стану функціональних зон Бердичева. Найбільш сприятливими умовами характеризуються рекреаційні території, де зелені насадження переважно перебувають у доброму стані. У центральній частині міста та поблизу транспортних магістралей стан насаджень оцінюється переважно як задовільний, а антропогенне навантаження є вищим.

Ретроспективні дані свідчать про загальне зменшення викидів від стаціонарних джерел у 2015–2020 рр., однак локальні спостереження 2022 р. підтверджують збереження просторових відмінностей якості атмосферного повітря, зокрема на транспортно-навантажених ділянках.

Отримані результати обґрунтовують доцільність комплексного врахування стану зелених насаджень і атмосферного повітря під час планування озеленення, розвитку захисних насаджень і локального екологічного моніторингу міста.

Перспективи використання результатів дослідження. Результати можуть бути використані для удосконалення міського озеленення, розвитку захисних насаджень уздовж транспортних магістралей та обґрунтування локального екологічного моніторингу в Бердичеві.

ISSN: 2306-9716 (Print), ISSN: 2664-6110 (Online)

Література

1. Khalili S., Kumar P., Jones L. Evaluating the benefits of urban green infrastructure: methods, indicators, and gaps. Heliyon. 2024. Vol. 10, No. 19. e38446. DOI: 10.1016/j.heliyon.2024.e38446.
2. Venter Z. S., Hassani A., Stange E., Schneider P., Castell N. Reassessing the role of urban green space in air pollution control. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America. 2024. Vol. 121, No. 6. e2306200121. DOI: 10.1073/pnas.2306200121.
3. Wu Q., Huang Y., Irga P., Kumar P., Li W., Wei W., Shon H. K., Lei C., Zhou J. L. Synergistic control of urban heat island and urban pollution island effects using green infrastructure. Journal of Environmental Management. 2024. Vol. 370. 122985. DOI: 10.1016/j.jenvman.2024.122985.
4. Islam A., Pattnaik N., Moula M. M., Rötzer T., Pauleit S., Rahman M. A. Impact of urban green spaces on air quality: A study of PM10 reduction across diverse climates. Science of the Total Environment. 2024. Vol. 955. 176770. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2024.176770.
5. Vigevani I., Corsini D., Comin S., Fini A., Ferrini F. Methods to quantify particle air pollution removal by urban vegetation: A review. Atmospheric Environment: X. 2024. Vol. 21. 100233. DOI: 10.1016/j.aeaoa.2023.100233.
6. Antenozio M. L., Caissutti C., Caporusso F. M., Marzi D., Brunetti P. Urban Air Pollution and Plant Tolerance: Omics Responses to Ozone, Nitrogen Oxides, and Particulate Matter. Plants. 2024. Vol. 13, No. 15. 2027. DOI: 10.3390/plants13152027.
7. Власенко Р. П., Квацало Я. П., Костюк В. С., Цимбалюк В. В. Сучасний антропогенний вплив на навколишнє середовище Житомирської області. Український журнал природничих наук. 2024. № 10. С. 40–53. DOI: 10.32782/naturaljournal.10.2024.3.
8. Воловик В. М., Андрійчук Т. В., Цілик О. М., Власенко Р. П., Костюк В. С. Геоекологічна ситуація на території Житомирської області: аналіз даних за період 2019–2024 рр. Український журнал природничих наук. 2025. № 12. С. 77–88. DOI: 10.32782/naturaljournal.12.2025.7.
9. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Житомирській області у 2025 році / Департамент екології та природних ресурсів Житомирської облдержадміністрації. Житомир, 2026. URL: https://www.eprdep.zht.gov.ua/StanDov_menu.html (дата звернення: 13.10.2026).
10. Про затвердження Методики визначення відновної вартості зелених насаджень : наказ Міністерства з питань житлово-комунального господарства України від 12.05.2009 № 127. URL: https://zakon.rada.gov.ua/go/z0549-09 (дата звернення: 13.10.2026).
11. Звіт про стратегічну екологічну оцінку документа державного планування «Стратегія розвитку Бердичівської міської територіальної громади на період до 2027 року» / Управління економічного розвитку Бердичівської міської ради. Бердичів, 2023. 56 с. URL: https://berdychiv-rada.gov.ua/wp-content/uploads/2023/11/%D0%A1%D0%95%D0%9E-%D0%91%D0%95%D0%A0%D0%94%D0%98%D0%A7%D0%86%D0%92.pdf (дата звернення: 13.10.2026).
12. Програма державного моніторингу в галузі охорони атмосферного повітря Житомирської зони на 2023–2027 роки : затв. розпорядженням начальника Житомирської обласної військової адміністрації від 28.10.2022 № 310. URL: https://oda.zht.gov.ua/wp-content/uploads/2023/02/310-vid-28.10.2022.pdf (дата звернення: 13.10.2026).
13. Про затвердження Правил утримання зелених насаджень у населених пунктах України : наказ Міністерства будівництва, архітектури та житлово-комунального господарства України від 10.04.2006 № 105. URL: https://zakon.rada.gov.ua/go/z0880-06 (дата звернення: 13.10.2026).
14. Про затвердження державних медико-санітарних нормативів допустимого вмісту хімічних і біологічних речовин в атмосферному повітрі населених місць : наказ Міністерства охорони здоров'я України від 10.05.2024 № 813. URL: https://zakon.rada.gov.ua/go/z0763-24 (дата звернення: 13.10.2026).
15. Про охорону атмосферного повітря : Закон України від 16.10.1992 № 2707-XII. URL: https://zakon.rada.gov.ua/go/2707-12 (дата звернення: 13.10.2026).

Дата першого надходження статті до видання: 14.10.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 04.11.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 23.11.2026

УДК 504.5:631.417.2:712.25(477.46)
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.6-69.39

ТРАНСФОРМАЦІЯ БІОТИЧНОГО ПОТЕНЦІАЛУ МІСЬКИХ ҐРУНТІВ ЗА РІЗНИХ ТИПІВ ОЗЕЛЕНЕННЯ В УМОВАХ АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ

Вовк М.А. (orcid.org/0009-0008-2145-0744)
Уманський національний університет
вул. Інститутська, 1, 20300, м. Умань
Vovknikolay12@gmail.com

У статті висвітлено результати комплексних експериментальних досліджень щодо оцінки біотичної активності та екологічного стану урбоедафотопів м. Умань залежно від типу зелених насаджень і ступеня техногенного пресу. За допомогою аплікаційного методу визначення целюлозолітичної активності, вимірювання інтенсивності ґрунтового дихання та розрахунку інтегрального індексу біологічного стану здійснено порівняльний аналіз деструкційних процесів у ґрунтовому профілі. Дослідження охоплювали розгалужену мережу функціональних типів територій: від умовно-природної контрольної лісопаркової зони та багатоярусних паркових масивів до альтернативних газонів з багаторічним різнотрав'ям, скверів, монокультурних партерних газонів і примагістральних вуличних насаджень. Установлено закономірне зниження біотичного потенціалу в міру посилення антропогенного навантаження, що проявляється в послідовній депресії целюлозолітичної здатності та мікробіологічної активності ґрунтів від природних екосистем до техногенно трансформованих ділянок. За результатами кореляційного аналізу виявлено стійкі додатні зв'язки між показниками біотичної активності, вмістом гумусу, видовим багатством фітоценозів і проєктивним покриттям, а також виражений зворотний зв'язок зі щільністю ґрунтового профілю. Доведено, що основними лімітуючими чинниками функціональної деструкції ґрунтового мікробіоценозу є механічне ущільнення субстрату, систематичне відчуження викошеної фітомаси та токсикологічний стрес примагістральних зон. Визначено, що альтернативні газонні покриття володіють високою буферною ємністю, забезпечуючи збереження самоочисного потенціалу екосистем. На основі отриманих результатів обґрунтовано доцільність екологізації міської зеленої інфраструктури шляхом оптимізації регламентів догляду, впровадження біорізноманітних альтернативних покриттів та диференційованого підходу до фіторекультивації порушених міських земель. *Ключові слова:* урбоедафотопи, біотична активність, целюлозолітична здатність, емісія CO_2, інтегральний індекс біологічного стану.

Transformation of the biotic potential of urban soils under different greening types and anthropogenic load. Vovk M.
The article presents the results of comprehensive experimental studies evaluating the biotic activity and ecological status of urban soils in the city of Uman, depending on the type of green spaces and the degree of anthropogenic pressure. A comparative analysis of destructive processes in the soil profile was performed using the application method for determining cellulolytic activity, measuring soil respiration intensity (CO_2 emission), and calculating the Integral Index of Biological State. The study encompassed an extensive network of functional land-use categories: ranging from a conditionally natural control forest-park zone and multi-layered parklands to alternative lawns with perennial forb communities, public squares, monocultural manicured lawns, and roadside plantings. A consistent decline in biotic potential was established with increasing anthropogenic load, manifesting as a sequential depression of soil cellulolytic capacity and microbiological activity from natural ecosystems to technologically transformed areas. Correlation analysis revealed strong positive relationships between biotic activity parameters, humus content, phytocoenosis species richness, and vegetative cover, as well as a pronounced inverse correlation with soil compaction. Mechanical substrate compaction, systematic removal of mown biomass, and toxicological stress in roadside zones were proven to be the primary limiting factors driving the functional degradation of the soil microbiocoenosis. Alternative lawn covers were shown to possess high buffering capacity, ensuring the preservation of the self-purification potential of urban ecosystems. Based on the findings, the necessity of greening urban infrastructure through the optimization of maintenance management, implementation of biodiverse alternative covers, and a differentiated approach to the phytoremediation of degraded urban soils was substantiated. *Key words*: urboedaphotopes, biotic activity, cellulolytic capacity, CO_2 emission, Integral Index of Biological State.

Постановка проблеми. В умовах інтенсифікації урбанізаційних процесів та глобальних кліматичних змін зростає антропогенне навантаження на міські екосистеми [1], де базовим буфером і регулятором екологічної рівноваги виступає ґрунтовий покрив [2]. Урбоедафотопи, формуючись у специфічних умовах постійного техногенного тиску, зазнають глибоких структурно-функціональних трансформацій, що проявляються в деградації їхніх фізико-хімічних властивостей, втраті ландшафтного біорізноманіття та суттєвому пригніченні біотичної активності [3, 4]. Сучасна практика утримання міських зелених насаджень, яка часто базується на створенні монокультурних партерних газонів із регулярним скошуванням і вилученням фітомаси, призводить до порушення природних колообігів речовин, виснаження запасів гумусу та порушення водно-повітряного режиму [5]. Унаслідок цього втрачається самоочисний потенціал ґрунтів, пригнічується функціонування мікробіоценозу та знижується стійкість всієї урбоекосистеми

© Вовк М.А., 2026
Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY 4.0

до накопичення токсикантів. Постає гостра науково-практична проблема оцінки функціонального стану міських ґрунтів і розробки екологічно обґрунтованих підходів до збереження їхнього біотичного потенціалу шляхом оптимізації типів озеленення.

Актуальність дослідження. Актуальність цієї проблеми зумовлена необхідністю переходу від традиційного менеджменту міських ландшафтів до концепції екосистемних послуг і природоподібних рішень, що передбачає відновлення природного біорізноманіття та біологічної повноцінності урбоедафотопів [6]. У цьому контексті особливої цінності набуває застосування експрес-методів біоіндикації, які дозволяють діагностувати ранні стадії деструкції ґрунтового покриву ще до появи незворотних морфологічних і хімічних змін. Аналіз інтенсивності деструкції целюлози, ґрунтового дихання та інтегральних індексів біологічного стану у градієнті від монокультурних газонів до багатовидових альтернативних покриттів і паркових масивів дає змогу кількісно оцінити буферну ємність урбоедафотопів. Це створює науково-методологічне підґрунтя для прогнозування екологічних ризиків, проведення регіонального моніторингу та розробки дієвих заходів із фіторекультивації порушених міських земель.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Дослідження виконано в межах кафедральної теми Уманського НУ «Розробка методологічних підходів і практичного механізму екологічно-збалансованого природокористування» (№ 0108U009772).

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Проблема екологічної діагностики, біологічної активності та специфіки функціонування урбоедафотопів перебуває у центрі уваги багатьох вітчизняних і зарубіжних науковців. Теоретичні та методологічні засади вивчення ґрунтового покриву міських територій розроблені у фундаментальних працях вітчизняних екологів і ґрунтознавців [6]. У сучасній науковій літературі переконливо доведено, що міські ґрунти за інтенсивного техногенного впливу втрачають свій природний профіль і зазнають глибоких фізико-хімічних деформацій, серед яких ключовими є ущільнення, залужнення та підлужнення субстрату, а також акумуляція токсичних елементів [7].

Особливий інтерес для сучасних урбоекологічних досліджень становить оцінка біотичного компонента ґрунту, який є найчутливішим до антропогенних трансформацій. Застосування показників біологічної активності – зокрема інтенсивності ґрунтового дихання, ферментативного потенціалу та целюлозолітичної здатності – висвітлено у працях [8], де обґрунтовано методологію біологічної діагностики та використання інтегральних індексів стану ґрунтів. У зарубіжній науковій періодиці активно досліджується концепція оцінки екосистемних послуг міських ґрунтів і роль рослинного покриву у підтримці функціонування мікробіоценозу [9]. Водночас аналіз публікацій останніх років свідчить, що більшість авторів фокусує увагу переважно на великих мегаполісах або вивчає хімічне забруднення ґрунтів, тоді як специфіка біотичної активності урбоедафотопів середніх міст залишається висвітленою недостатньо.

Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Попри наявність численних праць, присвячених загальним питанням урбоекології та забруднення міських ґрунтів, поза увагою науковців досі залишається комплексна оцінка відгуку біотичного компонента урбоедафотопів на системні трансформації зеленої інфраструктури міст. Більшість існуючих досліджень зосереджена на хімічному забрудненні субстратів важкими металами або оцінці наземної біомаси насаджень, тоді як динаміка інтегральних біологічних параметрів (зокрема целюлозолітичної здатності та емісії вуглекислого газу) у градієнті від монокультурних партерних газонів до різнотравних альтернативних покриттів висвітлена фрагментарно.

Новизна. Наукова новизна одержаних результатів полягає у першому комплексному експериментальному обґрунтуванні закономірностей трансформації біотичної активності урбоедафотопів залежно від структурно-фітоценотичної організації насаджень та ступеня антропогенного навантаження. Уперше доведено кількісну залежність між типом озеленення та інтенсивністю целюлозолітичної активності і ґрунтового дихання, виявлено критичні рівні пригнічення мікробіологічної деструкції у примагістральних зонах та на партерних газонах порівняно з різнотравними біоценозами. На основі кореляційного аналізу встановлено провідну роль щільності ґрунтового профілю та вмісту гумусу як ключових факторів, що визначають величину інтегрального індексу біологічного стану міських екосистем.

Методологічне або загальнонаукове значення. Методологічне та загальнонаукове значення дослідження полягає у поглибленні теоретичних уявлень про функціональну стійкість і буферну ємність урбоедафотопів як базового компонента урбанізованих ландшафтів. Запропонований системний підхід, що поєднує аплікаційний метод оцінки деструкції целюлози, вимірювання газообміну та математичне моделювання через інтегральний індекс біологічного стану, уніфікує методологію діагностики екологічного стану міських ґрунтів.

Викладення основного матеріалу. Екологічний стан урбанізованих екосистем безпосередньо залежить від функціональної повноцінності ґрунтового покриву, який виконує роль базового буфера та акумулятора біогенних елементів. Проведені натурні дослідження показали, що трансформація зелених насаджень і різна інтенсивність антропогенного тиску зумовлюють глибокі структурно-функціональні зміни в урбоедафотопах. Одним із найчутливіших інтегральних індикаторів біологічної активності ґрунтів є їхня здатність до деструкції органічних субстратів, зокрема целюлози, яка відображає потенціал трофічних ланцюгів та загальну активність мікробіоценозу.

Для кількісної оцінки целюлозолітичної активності ґрунтів на дослідних локаціях застосовувався класичний аплікаційний метод. Методика полягала у закладанні стандартизованих стрічок із целюлозовмісного матеріалу у ґрунтовий профіль на глибину 5–10 см із подальшою експозицією протягом

30 діб. Після завершення терміну експозиції зразки акуратно вилучали, очищали від механічних домішок, висушували та визначали відсоток руйнування волокон за втратою маси матеріалу, що дозволило з високою точністю встановити інтенсивність мікробіологічної деструкції та порівняти функціональний стан урбоедафотопів в контексті антропогенного навантаження.

Отримані результати наочно демонструють просторову динаміку целюлозолітичного потенціалу міських ґрунтів залежно від типу озеленення та рівня техногенного тиску (табл. 1).

Аналіз наведених даних свідчить про наявність чіткої закономірності у зниженні біотичної активності ґрунтів міських територій у міру посилення антропогенного навантаження. Найвищі показники деструкції целюлози зафіксовані на контрольній ділянці умовно-природної лісопаркової зони, де цей параметр сягає 72,4%, що свідчить про високу біологічну зрілість і збалансованість природного едафотопу. У міру наближення до урбанізованого центру та посилення антропогенного пресу інтенсивність розкладу органічних сполук закономірно падає. Навіть у паркових масивах із багатоярусними насадженнями показник знижується до 61,8%, а на ділянках альтернативних газонів із багаторічним різнотрав'ям становить 54,5%. У зонах інтенсивної рекреації (міські сквери) деструкція целюлози скорочується до 42,1%. Критичних значень біотична активність набуває на інтенсивно доглянутих партерних газонах та у примагістральних вуличних насадженнях, де ступінь руйнування целюлози падає до мінімальних 21,3%.

Проведений аналіз дозволяє дійти висновку, що головними причинами різкого пригнічення целюлозолітичної активності та деградації мікробіоценозу урбоедафотопів є комплекс лімітуючих факторів техногенного походження. По-перше, інтенсивне ущільнення ґрунтового профілю транспортними потоками та регулярним механічним впливом призводить до порушення водно-повітряного режиму і дефіциту кисню, необхідного для аеробних мікроорганізмів-деструкторів. По-друге, регулярне видалення опалої фітомаси на партерних газонах зумовлює гострий дефіцит надходження свіжої органічної речовини, що є енергетичною базою для ґрунтової біоти. По-третє, надходження важких металів, протиожеледних реагентів та нафтопродуктів у примагістральних зонах створює токсикологічний стрес, який блокує ферментативну активність і спричинює депресію чисельності целюлозолітичних комплексів грибів і бактерій. Зазначені процеси переконливо доводять необхідність перегляду підходів до догляду за міськими зеленими насадженнями на користь екологізації та впровадження принципів збереження природного різнотрав'я.

Для глибшого розуміння механізмів трансформації урбоедафотопів і підтвердження надійності виявлених закономірностей окрім целюлозолітичної активності було залучено ще два ключові біоіндикаторні параметри – інтенсивність емісії вуглекислого газу та інтегральний індекс біологічного стану. Використання цього комплексу показників зумовлено тим, що кожен із них відображає різні аспекти функціонування ґрунтової біоти: газообмін характеризує загальну метаболічну активність та інтенсивність дихання редуцентів і кореневих систем, целюлозолітична здатність ілюструє потенціал трансформації рослинних залишків, а інтегральний індекс об'єднує їх у єдину безрозмірну величину для з нівелюванням випадкових коливань. Зіставлення цих даних із параметрами фітоценозу та фізико-хімічними властивостями ґрунту за допомогою кореляційного аналізу дало змогу виявити тісні причинно-наслідкові зв'язки та оцінити ступінь залежності біологічного стану екосистем від рівня антропогенної трансформації (табл. 2).

Отримані результати кореляційного аналізу переконливо свідчать про те, що структура і біологічна повноцінність урбоедафотопів перебувають у тісній взаємодії з фітоценотичними параметрами та ступенем техногенного впливу. Високі додатні значення коефіцієнтів кореляції між показниками біотичної активності, вмістом гумусу, видовим багатством і проєктивним покриттям підтверджують провідну роль рослинного покриву у підтримці трофічного потенціалу міських ґрунтів. Натомість виявлені сильні зворотні зв'язки між біологічними параметрами та щільністю едафотопів доводять, що механічне ущільнення і транспортне навантаження є головними лімітуючими факторами, які руйнують водно-повітряний режим та пригнічують функціонування ґрунтового мікробіоценозу. Тіснота зв'язків, особливо для інтегрального індексу біологічного

Таблиця 1

Інтенсивність деструкції целюлози в урбоедафотопі за різних типів озеленення

Дослідна локація	Рівень антропогенного навантаження	Середній ступінь деструкції целюлози, %	Оцінка целлюлозолітичної активності ґрунту
Контрольна ділянка (лісопаркова зона)	мінімальний	72,4±2,8	висока
Парковий масив (багатоярусні насадження)	низький	61,8±3,1	вище середньої
Альтернативний газон (багаторічне різнотрав'я)	помірний	54,5±2,6	середня
Сквер	середній	42,1±2,9	помірна
Партерний газон	підвищений	33,6±2,4	низька
Примагістральні вуличні насадження	високий	21,3±1,9	низька

ISSN: 2306-9716 (Print), ISSN: 2664-6110 (Online)

Таблиця 2

Матриця парних коефіцієнтів кореляції між еколого-ценотичними показниками, властивостями урбоедафотопів та біоіндикаційними параметрами

Показники та біоіндикаторні параметри	Проективне покриття рослинності (X_1)	Видове багатство фітоценозу (X_2)	Щільність урбоедафотопу (X_3)	Вміст гумусу в ґрунті (X_4)
Інтенсивність емісії CO_2 (Y_1)	+0,78	+0,71	–0,82	+0,85
Целюлозолітична активність (Y_2)	+0,81	+0,76	–0,86	+0,89
Інтегральний індекс біологічного стану (Y_3)	+0,84	+0,79	–0,88	+0,91

Примітка: усі значення коефіцієнтів кореляції статистично значущі при $p<0,01$

стану, свідчить про високу інформативність обраних маркерів, які можуть слугувати надійним науковим підґрунтям для моніторингу та прогнозування стану урбанізованих екосистем.

Головні висновки. Отримані результати комплексних досліджень свідчать про те, що функціональна повноцінність і біологічна активність міських ґрунтів безпосередньо підпорядковані градієнту антропогенного навантаження та типу озеленення. Виявлено закономірне зниження інтенсивності деструкційних процесів і мікробіологічного потенціалу від умовно-природної контрольної зони до примагістральних ділянок, де механічне ущільнення, дефіцит органічної речовини та техногенне забруднення призводять до пригнічення целюлозолітичної активності та емісії вуглекислого газу. Водночас кореляційний аналіз підтвердив існування тісних прямих зв'язків між біоіндикаторними показниками, вмістом гумусу й фітоценотичним різноманіттям, а також зворотних зв'язків зі щільністю едафотопів.

Застосування інтегрального індексу біологічного стану доводить провідну буферну роль природного рослинного покриву та дозволяє обґрунтувати необхідність трансформації підходів до догляду за урбанізованими насадженнями. З метою відновлення самоочисного потенціалу та стабілізації ґрунтових екосистем доцільно мінімізувати механічне ущільнення, відмовитися від тотального скошування та впроваджувати біорізноманітні альтернативні газони замість виснажених монокультурних партерних насаджень.

Перспективи використання результатів дослідження. Отримані наукові результати створюють надійне підґрунтя для кардинального вдосконалення системи регіонального екологічного моніторингу та менеджменту міських екосистем. Доведена висока чутливість целюлозолітичної активності, ґрунтового дихання та інтегрального індексу біологічного стану дає змогу використовувати ці параметри як надійні біоіндикаційні маркери для експрес-оцінки екологічної деградації, зонування території за рівнем антропогенного навантаження та розрахунку реального радіуса техногенного впливу транспортно-дорожніх мереж. Оцінка біотичного потенціалу урбоедафотопів дозволяє перейматися не лише зовнішньою естетикою міських ландшафтів, а й кількісно прогнозувати їхню самоочисну здатність та стійкість до накопичення токсикантів.

Література

1. Elmqvist T., Setälä H., Handel S.N., van der Ploeg S., Aronson J., Blignaut J.N., Gómez-Baggethun E., Nowak D.J., Kronenberg J., de Groot R. Benefits of restoring ecosystem services in urban areas. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 2015. Volume 14. P. 101–108. https://doi.org/10.1016/j.cosust.2015.05.001.
2. Pauleit Stephan, Ennos Roland, Golding Yvonne. Modeling the environmental impacts of urban land use and land cover change – A study in Merseyside, UK. *Landscape and Urban Planning*, 2005. 71. P. 295–310. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2004.03.009.
3. De Kimpe C. R., Morel J. L. Urban soil management: a growing concern. *Soil Science Society of America Journal*, 2000. 64(1). P. 31–40.
4. Byrne L. B. Habitat structure: A fundamental concept and framework for urban soil ecology. *Urban Ecosystems*, 2007. 10(3). P. 255–274.
5. Kaye J., Mcculley Rebecca, Burke Ingrid. Carbon fluxes, nitrogen cycling, and soil microbial communities in adjacent urban, native and agricultural ecosystems. *Global Change Biology*, 2005. 11. P. 575–587. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.00921.x.
6. Nesshöver C., Assmuth T., Irvine K. N., Rusch G. M., Waylen K. A., Delbaere B., Haase D., Jones L., Koellner T. The science, policy and practice of nature-based solutions: An interdisciplinary perspective. *Science of The Total Environment*, 2017. 579. P. 1215–1227.
7. Pouyat Richard, Yesilonis I.D., Russell-Anelli Jonathan, Neerchal Nagaraj. Soil Chemical and Physical Properties That Differentiate Urban Land-Use and Cover Types. *Soil Science Society of America Journal*, 2007. 71. https://doi.org/10.2136/sssaj2006.0164.
8. Qu R, Liu G, Yue M, Wang G, Peng C, Wang K, Gao X. Soil temperature, microbial biomass and enzyme activity are the critical factors affecting soil respiration in different soil layers in Ziwuling Mountains, China. *Front Microbiol*. 2023. 16; 14.1105723. https://doi.org/10.3389/fmicb.2023.1105723.
9. Setälä Heikki, Francini Gaia, Allen John, Hui Nan, Jumpponen Ari, Kotze Johan. Vegetation Type and Age Drive Changes in Soil Properties, Nitrogen, and Carbon Sequestration in Urban Parks under Cold Climate. *Frontiers in Ecology and Evolution*., 2016. 4. https://doi.org/10.3389/fevo.2016.00093.

Дата першого надходження статті до видання: 16.10.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 04.11.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 23.11.2026

УДК 712.4:581.9
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.6-69.40

ТАКСОНОМІЧНИЙ СКЛАД ДЕРЕВНИХ НАСАДЖЕНЬ МІСТА УМАНЬ ТА ЙОГО ЕКОЛОГІЧНЕ ЗНАЧЕННЯ

Григораш С.В. (orcid.org/0009-0003-3876-1075)
Уманський національний університет
вул. Інститутська 1, 20300, м. Умань
Sofivkatoday@ukr.net

У статті досліджено екологічне значення деревних насаджень у оптимізації урбанізованих ландшафтів на прикладі міста Умань. Актуальність роботи зумовлена зростанням антропогенного навантаження на міське середовище, погіршенням його екологічного стану та необхідністю вдосконалення системи озеленення населених пунктів. Деревні насадження є важливим компонентом зеленої інфраструктури, оскільки беруть участь у регулюванні мікроклімату, затриманні пилу, поглинанні вуглекислого газу, зниженні впливу атмосферних забруднювачів і підтриманні екологічної рівноваги. Ефективність виконання цих функцій залежить від таксономічного складу рослин, їхніх біоекологічних властивостей, умов зростання та інтенсивності антропогенного впливу.

Метою дослідження є порівняльне оцінювання таксономічного різноманіття й екологічної стійкості деревних насаджень різного функціонального призначення в м. Умань, зокрема на території Національного дендрологічного парку «Софіївка» НАН України, у полезахисних лісосмугах та вздовж міських доріг. У процесі роботи проаналізовано таксономічний склад деревних рослин, визначено співвідношення аборигенних, інтродукованих і гібридних таксонів, узагальнено їхні екологічні характеристики та можливості використання в різних типах зелених насаджень.

За результатами дослідження встановлено, що дендрофлора охоплює 17 таксонів, які належать до 9 родів і 8 родин. У її складі переважають аборигенні таксони, частка яких становить 64,7 %. Інтродуковані рослини представлені 29,4 %, а гібридні – 5,9 %. Найбільше таксономічне різноманіття зафіксовано в насадженнях дендрологічного парку «Софіївка» та вздовж міських доріг, де представлено всі 17 досліджених таксонів. У полезахисних лісосмугах виявлено 15 таксонів. Оцінювання екологічних властивостей охоплювало газостійкість, пилостійкість, посухостійкість і придатність деревних рослин до використання в різних умовах зростання.

Практичне значення одержаних результатів полягає в можливості їх використання для обґрунтованого добору деревних рослин відповідно до функціонального призначення територій, рівня антропогенного навантаження та екологічних умов. Диференційований підхід до формування видового складу насаджень сприятиме підвищенню їхньої стійкості, збереженню біорізноманіття та вдосконаленню зеленої інфраструктури міста. *Ключові слова:* деревні насадження, таксономічне різноманіття, екологічна стійкість, урбанізовані ландшафти, аборигенні таксони, інтродуковані рослини, газостійкість, пилостійкість, посухостійкість, зелена інфраструктура.

Taxonomic composition of tree plantings in uman and its ecological significance. Hryhorash S.

The article investigates the ecological significance of tree plantations in the optimization of urbanized landscapes, using the city of Uman as a case study. The relevance of the study is obусловлена by the increasing anthropogenic pressure on the urban environment, the deterioration of its ecological condition, and the need to improve urban greening systems. Tree plantations are an important component of green infrastructure, as they contribute to microclimate regulation, dust retention, carbon dioxide absorption, the reduction of atmospheric pollutant impacts, and the maintenance of ecological balance. The effectiveness of these functions depends on the taxonomic composition of plants, their bioecological characteristics, growing conditions, and the intensity of anthropogenic influence.

The aim of the study is to comparatively assess the taxonomic diversity and ecological resilience of tree plantations serving different functional purposes in Uman, particularly within the territory of the National Dendrological Park “Sofiyivka” of the National Academy of Sciences of Ukraine, in field shelterbelts, and along urban roads. The study involved an analysis of the taxonomic composition of woody plants, determination of the proportions of native, introduced, and hybrid taxa, and a synthesis of their ecological characteristics and potential applications in different types of green spaces.

The results revealed that the dendroflora comprises 17 taxa belonging to 9 genera and 8 families. Native taxa predominate, accounting for 64.7% of the total. Introduced plants represent 29.4%, while hybrid taxa account for 5.9%. The highest taxonomic diversity was recorded in the tree plantations of the “Sofiyivka” Dendrological Park and along urban roads, where all 17 studied taxa were represented. A total of 15 taxa were identified in field shelterbelts. The assessment of ecological properties covered gas tolerance, dust resistance, drought tolerance, and the suitability of woody plants for use under different growing conditions.

The practical significance of the findings lies in their potential application to the scientifically justified selection of woody plants according to the functional purpose of particular areas, the level of anthropogenic pressure, and prevailing ecological conditions. A differentiated approach to determining the species composition of tree plantations will contribute to enhancing their resilience, conserving biodiversity, and improving the city’s green infrastructure. *Key words:* tree plantations, taxonomic diversity, ecological resilience, urbanized landscapes, native taxa, introduced plants, gas resistance, dust resistance, drought tolerance, green infrastructure.

© Григораш С.В, 2026
Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY 4.0

Постановка проблеми. Посилення антропогенного навантаження на урбанізовані території зумовлює необхідність підвищення екологічної стійкості міського середовища. Важливу роль у цьому відіграють деревні насадження, ефективність яких залежить від таксономічного складу, біоекологічних властивостей рослин і відповідності умовам зростання [3, 4, 8].

Паркові території, полезахисні лісосмуги та придорожні насадження відрізняються умовами місцезростання й інтенсивністю антропогенного впливу, що потребує диференційованого добору деревних видів з урахуванням їхньої адаптивності та функціонального призначення [6, 8, 10].

Для міста Умань актуальним є порівняльне дослідження деревних насаджень Національного дендрологічного парку «Софіївка», полезахисних лісосмуг та міських доріг. Визначення їхнього таксономічного різноманіття й екологічної стійкості сприятиме обґрунтованому добору деревних рослин та оптимізації зеленої інфраструктури міста [1, 5, 9].

Актуальність дослідження. В умовах урбанізації деревні насадження відіграють важливу роль у поліпшенні якості повітря, затриманні пилу, регулюванні мікроклімату та збереженні біорізноманіття [4, 8]. Ефективність цих функцій залежить від видового складу рослин, їхніх біоекологічних властивостей і стійкості до антропогенного впливу [6, 7].

Тому дослідження таксономічного складу та екологічних властивостей деревних насаджень НДП «Софіївка», полезахисних лісосмуг й придорожніх територій м. Умань має наукове та практичне значення. Його результати сприятимуть обґрунтованому добору деревних рослин, удосконаленню міського озеленення та підвищенню екологічної стійкості урбанізованих ландшафтів.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Дослідження спрямоване на вивчення таксономічного різноманіття та екологічної стійкості деревних насаджень різного функціонального призначення в м. Умань. Наукове значення полягає у порівняльному аналізі дендрофлори НДП «Софіївка», полезахисних лісосмуг та придорожніх територій, визначенні співвідношення аборигенних, інтродукованих і гібридних таксонів. Практичне значення результатів полягає в обґрунтуванні добору деревних видів для вдосконалення системи озеленення міста, підвищення стійкості зелених насаджень і оптимізації урбанізованих ландшафтів [3, 4, 8, 10].

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Екологічне значення деревних насаджень, їхнє таксономічне різноманіття та адаптацію до урбанізованого середовища досліджували українські й зарубіжні науковці. І. М. Пушка вивчала видовий склад і життєвий стан деревних насаджень парку «Дитячий» у м.Умань [5], а І. М. Пушка та В. П. Шлапак (2024) розглядали стан паркових середовищ малих міст України та шляхи їх удосконалення [9].

D. J. Nowak і J. F. Dwyer узагальнили екологічні функції міських лісових екосистем, зокрема їхню роль у поліпшенні стану міського середовища [8]. J. Hofman та співавтори досліджували залежність затримання атмосферних частинок від морфології деревних крон [7]. A. Roloff, S. Korn і S. Gillner обґрунтували підходи до добору деревних видів для міських умов з урахуванням кліматичних змін [10], а M. Hirsch та співавтори проаналізували відмінності посухостійкості міських деревних видів і її зв'язок з інтенсивністю транспортного забруднення [6].

Отже, наукові публікації висвітлюють окремі аспекти екологічних функцій і стійкості деревних насаджень. Водночас актуальним залишається порівняльне оцінювання їхнього таксономічного складу та екологічної стійкості залежно від функціонального призначення в умовах м. Умань.

Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Невирішеним залишається питання обґрунтованого добору деревних видів з урахуванням їхньої екологічної стійкості та функціонального призначення насаджень. Паркові території, полезахисні лісосмуги й придорожні насадження відрізняються умовами зростання та рівнем антропогенного навантаження, що зумовлює необхідність диференційованого підходу до формування їхнього видового складу [2, 6, 10].

Статтю присвячено порівняльному аналізу таксономічного різноманіття та екологічної стійкості деревних насаджень НДП «Софіївка», полезахисних лісосмуг та міських доріг м. Умань. Результати дослідження спрямовані на визначення перспективних деревних таксонів для оптимізації зеленої інфраструктури міста.

Новизна. Наукова новизна полягає у порівняльному оцінюванні таксономічного складу та екологічної стійкості деревних насаджень різного функціонального призначення в м. Умань, визначенні особливостей представленості аборигенних, інтродукованих і гібридних таксонів та узагальненні їхніх екологічних характеристик. Практична цінність результатів полягає в обґрунтуванні диференційованого добору деревних видів з урахуванням їхніх біоекологічних властивостей, умов зростання та призначення насаджень.

Методологічне або загальнонаукове значення. Методологічне значення дослідження полягає у комплексному оцінюванні таксономічного складу та екологічної стійкості деревних насаджень різного функціонального призначення. Такий підхід узгоджується із сучасними принципами добору деревних видів для урбанізованих територій з урахуванням кліматичних умов, стійкості рослин та екосистемних функцій зелених насаджень [8, 10]. Отримані результати можуть бути використані для обґрунтованого добору деревних видів і вдосконалення підходів до оптимізації зеленої інфраструктури населених пунктів.

Викладення основного матеріалу. Деревні насадження є одним із ключових компонентів урбанізованих екосистем, оскільки забезпечують комплекс екосистемних послуг, серед яких регулювання мікроклімату, очищення атмосферного повітря, затримання пилу, зниження шумового навантаження, стабілізація ґрунтів, формування рекреаційного середовища та підтримання біорізноманіття [4, 8]. Ефективність виконання зазначених функцій значною мірою залежить від таксономічного складу насаджень, біоекологічних властивостей деревних видів та їхньої здатності адаптуватися до конкретних умов місцезростання [6, 10].

У межах дослідження проведено порівняльний аналіз деревних насаджень трьох функціонально різних типів у місті Умань: Національного дендрологічного парку «Софіївка», полезахисних лісосмуг та насаджень уздовж міських доріг (табл. 1). Такий підхід дозволив оцінити не лише таксономічне різноманіття, а й екологічну стійкість деревних таксонів та їхню функціональну придатність залежно від характеру антропогенного навантаження.

За результатами таксономічного аналізу встановлено, що досліджена дендрофлора охоплює 17 таксонів, 9 родів і 8 родин. Найбільшою кількістю таксонів представлена родина Sapindaceae – 6 (35,3 %), зокрема роди *Acer* (5 видів) та *Aesculus* (1 вид). Родина Salicaceae включає 3 таксони (17,6 %), родини Malvaceae та Oleaceae – по 2, а Fabaceae, Fagaceae, Bignoniaceae та Betulaceae – по одному таксону.

За походженням переважають аборигенні таксони – 11 (64,7 %), інтродуковані становлять 5 (29,4 %), гібридний таксон *Populus* × *canescens* – 1 (5,9 %). Переважання місцевих видів сприяє формуванню стійких насаджень, тоді як інтродуценти доповнюють їхній декоративний та екологічний потенціал.

У НДП «Софіївка» та вздовж міських доріг представлено всі 17 таксонів, у полезахисних лісосмугах – 15. Відсутність у лісосмузі *Aesculus hippocastanum* та *Catalpa speciosa* відображає відмінності у функціональному призначенні насаджень і умовах зростання. Придорожні дерева, попри значне таксономічне різноманіття, зазнають комплексного антропогенного впливу, зокрема газопилового забруднення, ущільнення ґрунту, дефіциту вологи та температурного стресу. Вплив транспортного забруднення та посушливих умов на стан міських дерев може відрізнятися залежно від видових особливостей рослин [2, 6].

За узагальненими екологічними характеристиками перспективними для озеленення урбанізованих і відкритих територій є *Robinia pseudoacacia*, *Acer platanoides*, *Acer campestre*, *Acer negundo*, *Acer tataricum*, *Populus alba*, *Populus nigra*, *Quercus robur* та *Fraxinus pennsylvanica*. Їхня газо- й пилостійкість, а також достатня або висока посухостійкість зумовлюють доцільність використання з урахуванням місцевих умов і функціонального призначення насаджень [7, 8, 10].

Аналіз екологічної стійкості досліджених таксонів показав, що найбільш високими адаптивними властивостями характеризуються *Robinia pseudoacacia* L., *Acer platanoides* L., *Acer campestre* L., *Acer negundo* L., *Acer tataricum* L., *Populus alba* L., *Populus nigra* L., *Quercus robur* L. та *Fraxinus pennsylvanica* Marshall. Для більшості цих видів характерне поєднання високої газо- та пилостійкості з достатньою або високою посухостійкістю, що особливо важливо для міських та відкритих територій (табл. 2).

Узагальнення результатів оцінювання дозволяє виділити групу найбільш перспективних таксонів для формування стійкої зеленої інфраструктури м. Умань. До неї належать *Acer platanoides*, *Acer campestre*, *Robinia pseudoacacia*, *Acer tataricum*, *Acer negundo* та *Fraxinus pennsylvanica*. Їх спільною ознакою є поєднання високої стійкості до комплексу несприятливих факторів та широкої функціональної придатності.

Для насаджень уздовж міських доріг найбільш доцільними є *Acer platanoides*, *Acer campestre*, *Tilia cordata*, *Tilia platyphyllos*, *Robinia pseudoacacia*, *Acer negundo*, *Acer tataricum* та *Fraxinus pennsylvanica*. Їх використання може сприяти підвищенню фітомеліоративної ефективності придорожніх насаджень, зокрема у частині затримання пилу та зменшення негативного впливу транспортних викидів.

Для полезахисних лісосмуг найбільш перспективними є *Robinia pseudoacacia*, *Acer campestre*, *Acer tataricum*, *Acer negundo*, *Populus alba*, *Populus nigra*, *Populus* × *canescens*, *Quercus robur*, *Fraxinus excelsior* та *Fraxinus pennsylvanica*. Їх поєднання дозволяє сформувати багатокомпонентні насадження, здатні ефективніше протистояти вітровій ерозії, дефіциту вологи та температурним коливанням.

Для НДП «Софіївка» пріоритетним є не стільки добір максимально стійких видів, скільки підтримання високого таксономічного та структурного різноманіття з оптимальним поєднанням аборигенних та інтродукованих таксонів. Особливе значення мають *Tilia spp.*, *Acer spp.*, *Quercus robur*, *Carpinus betulus*, *Fraxinus excelsior* та декоративні інтродуценти, зокрема *Aesculus hippocastanum* і *Catalpa speciosa*.

Головні висновки. Таким чином, результати дослідження засвідчують, що екологічна ефективність деревних насаджень м. Умань визначається не лише їхнім видовим багатством, а насамперед відповідністю біоекологічних властивостей рослин конкретним умовам місцезростання та функціональному призначенню насаджень. Виявлене переважання аборигенних таксонів (64,7 %) є позитивною передумовою формування стабільної міської дендрофлори. Водночас частка інтродукованих видів (29,4 %) свідчить про доцільність їх використання

Таблиця 1

Таксономічний склад деревних насаджень м. Умань

Родина	Рід	Вид / таксон	Статус	Тип зелених насаджень		
				НДП «Софіївка»	Полезахисна лісосмуга	Уздовж міських доріг
Fabaceae	*Robinia* L.	*Robinia pseudoacacia* L.	I	+	+	+
Malvaceae	*Tilia* L.	*Tilia cordata* Mill.	A	+	+	+
		Tilia platyphyllos Scop.	A	+	+	+
Sapindaceae	*Acer* L.	*Acer platanoides* L.	A	+	+	+
		Acer pseudoplatanus L.	A	+	+	+
		Acer negundo L.	I	+	+	+
		Acer tataricum L.	A	+	+	+
		Acer campestre L.	A	+	+	+
	Aesculus L.	*Aesculus hippocastanum* L.	I	+	-	+
Salicaceae	*Populus* L.	*Populus alba* L.	A	+	+	+
		Populus × *canescens* (Aiton) Sm.	Г	+	+	+
		Populus nigra L.	A	+	+	+
Fagaceae	*Quercus* L.	*Quercus robur* L.	A	+	+	+
Bignoniaceae	*Catalpa* Scop.	*Catalpa speciosa* Warder ex Engelm.	I	+	-	+
Betulaceae	*Carpinus* L.	*Carpinus betulus* L.	A	+	+	+
Oleaceae	*Fraxinus* L.	*Fraxinus excelsior* L.	A	+	+	+
		Fraxinus pennsylvanica Marshall	I	+	+	+

Примітка: А – аборигенний таксон; І – інтродукований таксон; Г – гібридний таксон; «+» – наявність; «–» – відсутність.

Таблиця 2

Екологічна стійкість і функціональна придатність деревних таксонів

Вид / таксон	Газостійкість	Пилостійкість	Посухостійкість	Стійкість до урбанізованих умов	НДП «Софіївка»	Полезахисна лісосмуга	Уздовж міських доріг
Robinia pseudoacacia L.	висока	висока	дуже висока	висока	+++	+++	+++
Tilia cordata Mill.	висока	висока	середня	висока	+++	++	+++
Tilia platyphyllos Scop.	висока	висока	середня	висока	+++	++	+++
Acer platanoides L.	висока	висока	середня	висока	+++	+++	+++
Acer pseudoplatanus L.	середня	висока	середня	середня-висока	+++	++	++
Acer negundo L.	висока	висока	висока	висока	++	+++	+++
Acer tataricum L.	висока	висока	дуже висока	висока	++	+++	+++
Acer campestre L.	висока	висока	висока	висока	+++	+++	+++
Aesculus hippocastanum L.	середня	висока	середня	середня	+++	+	++
Populus alba L.	висока	висока	висока	висока	++	+++	++
Populus × *canescens* (Aiton) Sm.	висока	висока	середня-висока	висока	++	+++	++
Populus nigra L.	висока	висока	середня-висока	висока	++	+++	++
Quercus robur L.	висока	висока	середня	висока	+++	+++	++
Catalpa speciosa Warder ex Engelm.	середня	середня-висока	висока	середня-висока	+++	+	++
Carpinus betulus L.	середня-висока	висока	середня	висока	+++	++	++
Fraxinus excelsior L.	середня-висока	висока	середня	висока	+++	+++	++
Fraxinus pennsylvanica Marshall	висока	висока	висока	висока	++	+++	+++

Примітка: «+++» – висока придатність; «++» – добра/умовно висока придатність; «+» – обмежена придатність.

як функціонального доповнення до місцевих видів за умови контролю їх поширення.

Перспективи використання результатів дослідження. Перспективним напрямом оптимізації зеленої інфраструктури міста Умань є формування багатовидових насаджень, у яких частка стійких аборигенних деревних видів має поєднуватися з екологічно обґрунтованим використанням адаптивних інтродуцентів. Такий підхід дозволить підвищити стійкість деревних угруповань до газопилового забруднення, дефіциту вологи та інших проявів урбанізаційного навантаження, одночасно забезпечуючи збереження біорізноманіття та стабільність екосистемних функцій міських зелених насаджень.

Література

1. Бойко Т. О., Бойко П. М. Еколого-рекреаційна роль об'єктів садово-паркового господарства міста Херсон. *Таврійський науковий вісник*. 2022. № 128. С. 347–352.
2. Ганаба Д. Пилове навантаження на деревні насадження міста Хмельницького. *Вісник Черкаського університету. Серія: Біологічні науки*. 2015. № 19. С. 55–60.
3. Коноваленко О. В. Роль зелених насаджень у формуванні екологічного каркасу міських територій. *Науковий вісник Національного лісотехнічного університету України*. 2018. Т. 28, № 1. С. 120–127.
4. Кучерявий В. П. *Урбоекологія*. Львів : Світ, 2001. 440 с.
5. Пушка І. М. Оцінювання видового різноманіття та життєвого стану деревних насаджень парку «Дитячий» міста Умані. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2025. Т. 35, № 4. С. 28–35. DOI: https://doi.org/10.36930/40350403.
6. Hirsch M., Böddeker H., Albrecht A., Saha S. Drought tolerance differs between urban tree species but is not affected by the intensity of traffic pollution. *Trees*. 2023. Vol. 37. P. 111–131. DOI: https://doi.org/10.1007/s00468-022-02294-0.
7. Hofman J., Bartholomeus H., Calders K., Van Wittenberghe S., Wuyts K., Samson R. On the relation between tree crown morphology and particulate matter deposition on urban tree leaves: A ground-based LiDAR approach. *Atmospheric Environment*. 2014. Vol. 99. P. 130–139. DOI: https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.09.031.
8. Nowak D. J., Dwyer J. F. Understanding the Benefits and Costs of Urban Forest Ecosystems. In: Kuser J. E. (Ed.). *Urban and Community Forestry in the Northeast*. 2nd ed. Springer, 2007. P. 25–46.
9. Pushka I. M., Shlapak V. P. Analysis of the state of the park environment in small towns of Ukraine and ways to improvement it. *Scientific Bulletin of UNFU*. 2024. Vol. 34, No. 3. P. 7–14.
10. Roloff A., Korn S., Gillner S. The Climate-Species-Matrix to select tree species for urban habitats considering climate change. *Urban Forestry & Urban Greening*. 2009. Vol. 8, No. 4. P. 295–308. DOI: https://doi.org/10.1016/j.ufug.2009.08.002.

Дата першого надходження статті до видання: 22.10.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 04.11.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 23.11.2026

УДК 504.054:556.166:665.613.2
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.6-69.41

ВПЛИВ ДОЩОВИХ ТА ПОВЕРХНЕВИХ СТОКІВ НА МІГРАЦІЮ ТА АКУМУЛЯЦІЮ НАФТОПРОДУКТІВ У ҐРУНТОВОМУ ПОКРИВІ УРБАНІЗОВАНИХ ТЕРИТОРІЙ

Імамов В.О. (orcid.org/0009-0003-3590-9003)
Уманський національний університет
вул. Інститутська, 1, м. Умань, 20300
vyacheslav.imamov@gmail.com

У статті висвітлено результати дослідження просторово-часового розподілу, сезонної динаміки та фітотоксичності нафтопродуктів у придорожніх ґрунтах під впливом поверхневого стоку в зоні автомобільної розв'язки автошляху М-05 (м. Жашків). Встановлено визначальну роль дощових і талих вод у змиві, вертикальній інфільтрації та горизонтальному переносі вуглеводнів із водонепроникних поверхонь та їх стійкій акумуляції у верхньому горизонті ґрунту (0–10 см). Виявлено двопікову сезонну динаміку концентрацій нафтопродуктів із максимумами в осінній (дощовий) та весняний (період сніготанення) періоди. Для автомобільної розв'язки осінній та весняний максимуми в 32–36 разів перевищує фонові значення контрольної паркової зони (30–50 мг/кг). Доведено, що механізоване снігоприбирання та формування снігових відвалів уздовж узбіч узимку 2026 року зумовили їх функціонування як депонуючих сорбентів. Стрімке танення снігу навесні спричинило одномоментне вивільнення вуглеводнів у складі фільтрату, підвищивши рівні забруднення на 35–50 % понад середні багаторічні весняні показники та викликавши тимчасове блокування капілярної аерації ґрунту. Економічну та експресну оцінку екотоксичності проведено методом біоіндикації з використанням тест-об'єкту *Lepidium sativum* L. Результати засвідчили чітке градієнтне закономірне згасання фітоефекту в міру віддалення від епіцентру акумуляції стоків (0 м): пригнічення росту знижується з критичного 78,5 % (схожість 22 %, довжина корінців 8,2 мм) до помірного 31,5 % на відстані 15 м та слабкого 13,8 % на 30 м, досягаючи фонової норми (0 %) на 50 м. Встановлено, що ефективна зона фітотоксичного впливу обмежена радіусом 30 метрів, а ділянка 0–15 метрів є критичною та потребує першочергових біоремедіаційних та інженерно-екологічних заходів.
Ключові слова: нафтопродукти, поверхневий стік, придорожні ґрунти, снігові відвали, фітотестування, *Lepidium sativum* L..

Impact of Rainfall and Surface Runoff on the Migration and Accumulation of Petroleum Products in the Soil Cover of Urbanized Areas. Imamov V.

The article presents the results of a study on the spatiotemporal distribution, seasonal dynamics, and phytotoxicity of petroleum products in roadside soils influenced by surface runoff within the M-05 highway interchange (Zhashkiv). The crucial role of rainwater and snowmelt in the wash-off, vertical infiltration, and horizontal transport of hydrocarbons from impermeable surfaces and their persistent accumulation in the upper soil layer (0–10 cm) was established. A two-peak seasonal pattern in petroleum product concentrations was identified, featuring maximums during the autumn (rainy) and spring (snowmelt) periods. For the highway interchange, these autumn and spring peaks exceeded the background values of the control park zone (30–50 mg/kg) by a factor of 32–36. It was proven that mechanized snow clearing and the formation of roadside snowbanks during the winter of 2026 caused them to act as depositing sorbents. Rapid spring snowmelt led to a pulse release of hydrocarbons in the filtrate, increasing pollution levels by 35–50% above the long-term average spring values and causing temporary blockage of capillary soil aeration. The economic and rapid ecotoxicity assessment was conducted via bioindication using *Lepidium sativum* L. as a test object. The results demonstrated a clear gradient-based mitigation of the phytoeffect with increasing distance from the runoff accumulation epicenter (0 m): growth inhibition decreased from a critical 78.5% (germination rate 22%, root length 8.2 mm) to a moderate 31.5% at a distance of 15 m and a mild 13.8% at 30 m, reaching the background norm (0%) at 50 m. It was established that the effective zone of phytotoxic impact is limited to a 30-meter radius, whereas the 0–15-meter zone is critical and requires priority bioremediation and environmental engineering measures.
Key words: petroleum products, surface runoff, roadside soils, snowbanks, phytotesting, *Lepidium sativum* L.

Постановка проблеми. Інтенсифікація процесів урбанізації та зростання щільності транспортних мереж призводять до посилення техногенного тиску на ґрунти міських екосистем. Одним із найбільш небезпечних видів векторів хімічного забруднення урбаноземів є надходження паливно-мастильних матеріалів, продуктів стирання шин і дорожнього покриття, які вимиваються з твердих поверхонь під час випадання атмосферних опадів та сніготанення. Поверхневий і талий стік функціонує як основний трансферний агент, що забезпечує акумуляцію високотоксичних вуглеводневих сполук у верхніх горизонтах придорожніх ґрунтів [1]. Це створює постійне екотоксикологічне навантаження на біоту [2] та призводить до деградації природних функцій ґрунтового покриву в зоні впливу автомагістралей.

Складність оцінки та прогнозування наслідків такого забруднення полягає у вираженій просторово-часовій динаміці надходження нафтопродуктів. Сезонні гідрометеорологічні чинники у поєднанні з роботою комунальних служб (зокрема формуванням снігових відвалів вздовж доріг) формують осе-

© Імамов В.О., 2026
Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY 4.0

редки критичного вмісту токсикантів. При цьому традиційний моніторинг, базований виключно на фізико-хімічному визначенні валових концентрацій, не дає повного уявлення про інтегральну біологічну активність і реальну небезпеку забруднювачів для живих організмів. У зв'язку з цим постає гостра потреба в обґрунтуванні комплексних підходів, що поєднують аналіз просторово-динамічного перерозподілу поверхневих стоків із застосуванням експресних біоіндикаційних методик для визначення зон екологічного ризику.

Актуальність дослідження. Серед різноманіття забруднювальних речовин на урбанізованих територіях окрему екотоксикологічну небезпеку становлять нафтопродукти. Основою перерозподілу цих вуглеводнів виступають дощові та талі поверхневі стоки, які змивають токсиканти з водонепроникних поверхонь та сприяють їх стійкій акумуляції у верхніх горизонтах придорожніх ґрунтів [3]. Особливої гостроти дана проблема набуває в зимово-весняний період. Механізоване снігоприбирання та згортання снігових мас на узбіччя формують тимчасові вали, які акумулюють значні обсяги паливно-мастильних матеріалів. Під час інтенсивного весняного танення відбувається вивільнення токсикантів у складі висококонцентрованого фільтрату, що викликає короткочасне критичне забруднення придорожнього ґрунтового покриву [4].

Традиційні моніторингові підходи, базовані виключно на фізико-хімічному визначенні валових концентрацій нафтопродуктів, вимагають високих фінансових витрат, використання коштовного обладнання та тривалої підготовки проб. Водночас вони не дають уявлення про інтегральну біологічну активність і реальну токсичність забруднювачів для біоти. У цьому контексті надзвичайно актуальним є залучення методів біоіндикації та фітотестування. Це дозволяє суттєво зменшити кошторис моніторингових досліджень та встановити реальні межі просторового згасання токсичного впливу поверхневого стоку для обґрунтування адресації біоремедіаційних та інженерно-екологічних заходів.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Публікацію підготовлено за результатами наукових досліджень, виконаних у межах держбюджетної кафедральної теми кафедри екології Уманського національного університету «Розробка методологічних підходів і практичного механізму екологічно-збалансованого природокористування» (номер державної реєстрації 0108U009772).

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Питання техногенної трансформації урбаноземів та суміжних екосистем під впливом транспортних коридорів перебуває у центрі уваги багатьох вітчизняних і зарубіжних науковців. У сучасній екологічній літературі доведено, що автомобільний транспорт є одним із ключових джерел полікомпонентного забруднення, де провідну екотоксикологічну роль відіграють важкі метали та паливно-мастильні матеріали [5–7]. Дослідження фракційного складу та вертикально-просторового розподілу нафтопродуктів свідчать, що найбільша маса малорухомих і важких ароматичних фракцій депонується у верхніх горизонтах придорожніх ґрунтів безпосередньо у вузькій смузі узбіччя, утворюючи стійкі осередки деградації [8]. Водночас аналіз шляхів міграції вуглеводнів показує складний характер їх перенесення: поряд із безпосереднім розбризкуванням та витоками палива, значна частка забруднювачів надходить у складі відпрацьованих газів та аерозолів.

Останніми роками фундаментального значення набули праці, присвячені деталізації хімічного складу та поведінки комплексного дорожнього стоку [9]. Встановлено, що поверхневий та талий стік функціонує як основний трансферний агент, який змиває з покриття не лише залишки паливно-мастильних матеріалів, але й частки зносу шин та асфальтобетону, що є носіями поліциклічних ароматичних вуглеводнів і пластифікаторів [10]. Зі свого боку, вітчизняні дослідники наголошують на необхідності врахування локальної гідрологічної мережі та специфіки рельєфу придорожніх територій під час оцінки міграції токсикантів у системі «поверхневий стік–ґрунт–рослина» [11].

Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Попри численні дослідження урбаноземів, недостатньо вивченими залишаються закономірності просторового згасання інтегральної токсичності ґрунтів під впливом поверхневого стоку з малих регіональних авторозв'язок. Потребує оцінки вплив комунальних снігових відвалів на формування короткочасних піків забруднення під час аномальних зимово-весняних періодів. Також бракує експресних біоіндикаційних методик для зонального картографування реальної біологічної небезпеки в місцях акумуляції зливових вод.

Новизна. Вперше на основі аналізу сезонної динаміки вуглеводневого забруднення та біоіндикаційного фітотестування із застосуванням *Lepidium sativum* L. кількісно встановлено просторові межі (0–30 м) та радіус критичної екотоксичної дії (15 м) поверхневого стоку з автошляху М-05 у м. Жашків. Отримано нові дані щодо впливу екстремального снігонакопичення та танення комунальних снігових відвалів на формування короткочасних критичних піків токсичності придорожніх ґрунтів, які перевершують середньовесняні показники більш ніж на 35 %.

Методологічне або загальнонаукове значення. Методологічне значення роботи полягає у обґрунтуванні концептуального підходу до комплексної оцінки екологічного стану урбоекосистем шляхом поєднання експресних біоіндикаційних методик із просторово-динамічним аналізом техногенного навантаження. Розроблена схема оцінки фітотоксичності за допомо-

гою *Lepidium sativum* L. демонструє високу чутливість до інтегральної дії комплексного забруднення поверхневим стоком, що дозволяє верифікувати реальний екологічний ризик без залучення ресурсомістких інструментальних аналізів. Запропонована методологічна матриця делімітації зон техногенного впливу створює універсальний алгоритм для моніторингу та зонування придорожніх територій за ступенем їхньої екологічної вразливості.

Викладення основного матеріалу. Результати аналізу просторово-часового розподілу та специфіки накопичення нафтопродуктів у ґрунтовому покриві свідчать про визначальну роль поверхневого стоку в формуванні локальних зон екологічного ризику на урбанізованих територіях. Формування дощових і талих вод уздовж транспортних артерій забезпечує змив, вертикальне прочування та горизонтальний перенос вуглеводнів, що призводить до їх стійкої акумуляції у верхніх горизонтах ґрунту.

Дослідження динаміки вмісту нафтопродуктів протягом річного гідрологічного циклу показало суттєву сезонну асиметрію їхнього надходження та накопичення (рис. 1).

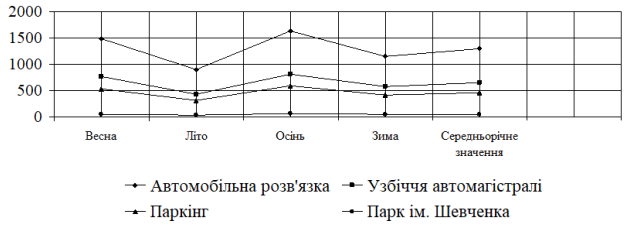


Рис. 1. Сезонна динаміка вмісту нафтопродуктів у верхньому горизонті ґрунту (0–10 см) залежно від функціонального призначення території, мг/кг сухого ґрунту

Аналіз графічних даних, що відображають сезонну динаміку вмісту нафтопродуктів у верхньому шарі ґрунту (0–10 см), демонструє чітку залежність між рівнями техногенного навантаження, функціональним призначенням території та гідролого-кліматичними чинниками.

На графіку виразно простежується двопікова сезонна пульсація концентрацій вуглеводнів із максимумами в осінній (дощовий) та весняний (період сніготанення) періоди. Найбільш амплітудні коливання притаманні зоні прямого стоку біля автомобільної розв'язки, де осінній максимум сягає 1622 мг/кг, а весняний – 1481 мг/кг, що в 32–36 разів перевищує фонові показники контрольної паркової зони. Така тенденція зумовлена інтенсифікацією площинного змиву із заасфальтованих поверхонь у періоди випадання рясних опадів та активного танення снігового покриву.

Літній період (межень) на всіх графічних кривих характеризується спадом вмісту нафтопродуктів, зокрема до 889 мг/кг на автомобільній розв'язці та 420 мг/кг на узбіччі. Це пояснюється зменшенням обсягів поверхневого стоку, зниженням інтенсивності змиву, а також активізацією процесів мікробіологічної деструкції та випаровування легких фракцій вуглеводнів за підвищених температур. Зимові відлиги супроводжуються повторним підйомом графічних трендів через надходження важких фракцій паливно-мастильних матеріалів у складі талих вод.

Просторовий зріз даних на графіку фіксує послідовне затухання техногенного сигналу в міру віддалення від джерела емісії: від критичних рівнів акумуляції на розв'язці до помірних показників у зоні паркінгу біля універмагу (середньорічне значення 457 мг/кг) та стабільно низьких, близьких до природного фону, у парковій зоні (30–50 мг/кг). Таким чином, графічна модель переконливо доводить, що поверхневий та дощовий стік є ключовим вектором сезонного перерозподілу та просторової акумуляції нафтопродуктів у міському середовищі.

Окремого розгляду потребує аналіз екстремального техногенного навантаження, зафіксованого під час інтенсивного сніготанення навесні 2026 року. Значний обсяг зимових опадів у поєднанні з роботою комунальної техніки, яка механічно згортала та накопичувала снігові маси безпосередньо на узбіччях і у придорожній смузі, зумовив формування локальних осередків надвисокої концентрації забруднювачів.

Упродовж зимового періоду відкладені снігові відвали функціонували як ефективне депонуюче середовище-сорбент, накопичуючи не лише тверді частки та протиожеледні реагенти, а й високотоксичні важкі фракції нафтопродуктів (мастильні матеріали, залишки незгорілого палива, продукти зносу покришок). Стрімке підвищення температури навесні 2026 року спричинило одномоментне вивільнення акумульованих вуглеводнів у складі висококонцентрованого фільтрату та талого стоку (рис. 2).

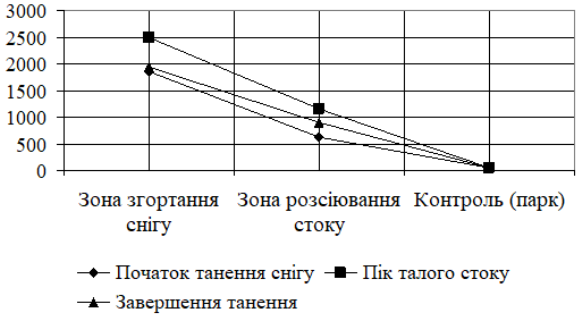


Рис. 2. Динаміка вмісту нафтопродуктів у придорожньому ґрунті (шар 0–10 см) під час танення снігових відвалів уздовж магістралі у березні–квітні 2026 року, мг/кг сухого ґрунту

Внаслідок інфільтрації цих високотоксичних талих вод у верхні горизонти придорожніх ґрунтів

спостерігалося різке короткочасне зростання вмісту нафтопродуктів, яке перевершило середні багаторічні весняні значення на 35–50 %. Механічно ущільнені снігові вали, тануючи нерівномірно, формували локальні застійні зони, де відбувалося насичення ґрунтового профілю важкими вуглеводнями без можливості їхнього швидкого розбавлення чи вимивання. Це спричинило тимчасове блокування капілярної аерації ґрунту та формування деструктивних аеробно-анаеробних умов, що суттєво сповільнило початкові фази біодеградації нафтопродуктів на початку вегетаційного сезону.

Застосування інструментальних фізико-хімічних методів для визначення вмісту нафтопродуктів потребує дороговартісного обладнання, імпортних реактивів та тривалої підготовки проб. Залучення методів біоіндикації та фітотестування дозволяє суттєво зменшити кошторис моніторингових досліджень (у 5–8 разів), забезпечуючи експресну оцінку не просто концентрації вуглеводнів, а їхньої інтегральної біологічної активності та реальної токсичності для живих організмів.

Для аналізу просторового згасання токсичного впливу поверхневого стоку було проведено серію фітотестів з використанням тест-об'єкту *Lepidium sativum* L. на зразках ґрунту, відібраних на різній віддалі від основного локального зниження рельєфу – зони скупчення зливових вод біля розв'язки автошляху М-05 у м. Жашків (табл. 1).

Результати фітотестування із застосуванням *Lepidium sativum* L. засвідчують чітко виражену градієнтну закономірність просторового згасання токсичного впливу поверхневого стоку в міру віддалення від осередка його акумуляції біля автошляху М-05 у м. Жашків.

Епіцентр накопичення зливових вод (0 м) характеризується критичним рівнем екотоксичності: пригнічення росту тест-культури сягає 78,5 %, а схожість насіння та морфометричні параметри проростків становлять лише 22 % від контролю та 8,2 мм відповідно. Зазначений ефект зумовлений високою концентрацією токсичних компонентів стоку, насамперед нафтопродуктів та супутніх забруднювачів.

У міру віддалення від джерела емісії спостерігається послідовна редукція фітоефекту. Уже в зоні періодичного затоплення (5 м) токсичність знижується до 57,0 %, за якої схожість зростає до 45 %, а довжина корінців – до 16,4 мм. Буферна зона узбіччя (15 м) та зона розсіювання (30 м) демонструють помірний (фітоефект 31,5 %) та слабкий (13,8 %) рівні токсичного навантаження відповідно, що проявляється інтенсифікацією ростових процесів досліджуваного фітоіндикатора (довжина проростків підвищується до 26,1–32,8 мм, а схожість насіння досягає 72–88 %).

На відстані 50 м від розв'язки автошляху показники схожості насіння (98 %) і довжини корінців (38,0 мм) досягають фонових значень, що відповідає допустимому рівню токсичності та свідчить про повну нейтралізацію негативного впливу поверхневого стоку ґрунтово-рослинним комплексом.

Таким чином, ефективна зона фітотоксичного впливу зливових стоків від автошляху обмежена радіусом 30 метрів, тоді як ділянка в межах 0–15 метрів потребує впровадження спеціальних біоремедіаційних або інженерно-екологічних заходів для локалізації забруднення та запобігання його міграції в суміжні екосистеми.

Головні висновки. Проведені дослідження засвідчують, що поверхневий та дощовий стік виступає провідним фактором просторово-часового перерозподілу нафтопродуктів у ґрунтовому покриві урбанізованих територій, викликаючи двопікову пульсацію вмісту вуглеводнів із максимумами в осінній та весняний періоди. Накопичення снігових мас на узбіччах під час суворих зим та їхнє подальше танення створює додатковий сплеск токсичного навантаження, що перевершує середньовесняні показники на 35–50 % та локально блокує аерацію ґрунтового профілю. Застосування фітотестування з *Lepidium sativum* L. довело свою високу економічну та аналітичну ефективність, зафіксувавши градієнтне згасання токсичності від критичного рівня (фітоефект 78,5 %) у центрі акумуляції стоку біля автошляху М-05 до допустимого значеннння на відстані 50 метрів.

Таблиця 1

Динаміка біоіндикаційних показників ґрунту (*Lepidium sativum* L.) залежно від віддаленості від точки акумуляції зливових стоків

Віддаленість від центру скупчення стоків, м	Схожість насіння, % від контролю	Довжина проростків (корінців), мм	Фітоефект (пригнічення росту), %	Рівень токсичності ґрунту
0 м (центр акумуляції стоку)	22±2,4	8,2±0,9	78,5	сильнотоксичний (критичний)
5 м (зона періодичного затоплення)	45±3,8	16,4±1,5	57,0	токсичний
15 м (буферна зона узбіччя)	72±5,1	26,1±2,2$	31,5	помірнотоксичний
30 м (зона розсіювання)	88±6,0	32,8±2,7	13,8	слабкотоксичний
50 м (умовний контроль)	98±4,2	38,0±2,4	0,0	допустимий

ISSN: 2306-9716 (Print), ISSN: 2664-6110 (Online)

Перспективи використання результатів дослідження. Отримані дані створюють основу для оптимізації систем муніципального екологічного моніторингу шляхом впровадження економічно доцільних біоіндикаційних методик та корегування містобудівних регламентів щодо ширини і флористичного складу загороджувальних біофільтраційних смуг вздовж магістралей. З'ясована роль снігових відвалів у критичному забрудненні ґрунтів обґрунтовує необхідність перегляду технологічних регламентів комунальних служб із вимогою вивозу снігу на спеціально обладнані майданчики за межі селітебних зон. Крім того, виділення зон критичного фітоефекту (0–15 м) дозволяє адресно впроваджувати фіторемедіаційні технології для прискорення самоочищення міських ґрунтів.

Література

1. Mykhailova L., Fischer T., Iurchenko V. Distribution and Fractional Composition of Petroleum Hydrocarbons in Roadside Soils. *Applied and Environmental Soil Science*, 2013. Vol. 2013. 6 p. https://doi.org/10.1155/2013/938703
2. Риженко Н. О., Жаврида Д. Є., Бохонов Ю. О., Риженко Д. В. Оцінка техногенного навантаження та міграції токсикантів у системі «ґрунт–рослина». *Екологічні науки,* 2021. № 2 (35). С. 90–93. https://doi.org/10.32846/2306-9716/2021.eco.2-35.15
3. Gillis Patricia, Parrott Joanne, Helm Paul. Environmental Fate and Effects of Road Run-Off. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 2022. 82. https://doi.org/10.1007/s00244-021-00906-3.
4. Baensch-Baltruschat B., Kocher B., Stock F., Reifferscheid G. Tyre and road wear particles (TRWP) – a review of generation, properties, emissions, human health risk, ecotoxicity, and fate in the environment. *Sci. Total Environ.*, 2020. 733:137823. https://doi.org/10.1016/j.scito tenv.2020.137823.
5. Трошин Михайло, Кістол Антоніна, Баранник Вадим. Вплив автомобільного транспорту на довкілля. *Grail of Science*, 2023. 26. С. 261–264. https://doi.org/10.36074/grail-of-science.14.04.2023.047.
6. Поліщук О., Лесів М., Антоняк Г. Вплив транспортного навантаження на акумуляцію металів у рослинах на території м. Львова. *Вісник Львівського університету. Серія біологічна*. 2020. 82. С. 101–109.
7. Zhu S., Qiao Y., Peng W., Zhao Q., Li Z., Liu X., Wang H., Song G., Yu L., Shi L., Lan Q. An Experimental Framework of Particulate Matter Emission Factor Development for Traffic Modeling. *Atmosphere*, 2023. 14(4). 706. https://doi.org/10.3390/atmos14040706.
8. Polkowska Ż., Skarżyńska K., Dubiella-Jackowska A., Staszek W., Namieśnik J. Evaluationof pollutant loading in the runoff waters from a major urban highway (Gdansk Beltway,Poland). *Global NEST Journal*, 2007. Vol 9, No 3. P. 269–275.
9. Піціль А. О. Екологічні аспекти формування талого поверхневого стоку з території міста (на прикладі м. Житомир). *Зб. наук. пр. Подільського держ. аграр.-техн. ун-ту.*, 2009. Спец. вип.: Сучасні проблеми збалансованого природокористування. С. 215–217.
10. Jiang Yang, Wang Chunzhi, Ma Ling, Gao Tiantian, Wāng Yán. Environmental profiles, hazard identification, and toxicological hallmarks of emerging tire rubber-related contaminants 6PPD and 6PPD-quinone. *Environment international*, 2024. 187. 108677. https://doi.org/10.1016/j.envint.2024.108677.
11. Адамова Г. В. Комплексна еколого-аналітична оцінка системи «автомобіль – дорога – середовище» на прикладі ділянки дороги М-29. *Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна, серія «Екологія»*, 2021. Вип. 25. С. 55–69. https://doi.org/10.26565/1992-4259-2021-25-05.

Дата першого надходження статті до видання: 16.10.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 04.11.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 23.11.2026

УДК 556.114
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.6-69.42

ОБҐРУНТУВАННЯ ВОДООХОРОННИХ ЗАХОДІВ ДЛЯ ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ СТІЙКОСТІ УРБОЕКОСИСТЕМ: ПРИКЛАД МІСТА КИЄВА

Кордуба І.Б.[1,2] (orcid.org/0000-0001-5135-8465),
Жукова О.Г.[2] (orcid.org/0000-0003-0662-9996),
Прокопенко І.О.[3] (orcid.org/0009-0009-0129-3283),
Терендій Я.В. (orcid.org/0009-0009-0776-2255)
[1]Одеський національний університет «Одеська політехніка»
пр. Шевченка, 1, 65044, м. Одеса
[2]Київський національний університет будівництва і архітектури
пр. Повітряних сил, 31, 03037, м. Київ
ТОВ «РБК Спецмонтажбуд»
[3]вул. Микільсько - Слобідська, 2Б, 02002, м. Київ
uaror-korduba@ukr.net, elenazykova21@gmail.com prockopencko.2017@gmail.com,
y.terendiy@gmail.com

Дослідження присвячено обґрунтуванню засад збереження, екологічної реабілітації та підвищення стійкості водних екосистем в умовах урбанізації, трансформації водозбірних територій і зростання антропогенного навантаження. Актуальність дослідження зумовлена посиленням негативного впливу забудови прибережних територій, зміною структури водозборів, порушенням природного водного режиму та надходженням забруднювальних речовин зі зливовим стоком. Водойми та водотоки розглядаються як важливі складові міського природного каркаса, що забезпечують екологічні, водорегулювальні, кліматорегулювальні, рекреаційні та соціальні функції. Метою роботи є обґрунтування методологічних засад формування водоохоронних зон і прибережних захисних смуг в урбанізованому середовищі та визначення комплексу заходів, спрямованих на зниження антропогенного навантаження, відновлення природних функцій і підвищення екологічної стійкості водних екосистем. Методологічну основу дослідження становлять басейновий і ландшафтно-екологічний підходи, аналіз нормативно-правових засад охорони та використання вод відповідно до Водного кодексу України, а також комплексне оцінювання природних умов, характеру землекористування, джерел антропогенного навантаження та стану прибережних територій. Обґрунтовано доцільність переходу від локального управління окремими водними об'єктами до інтегрованого управління водоохоронними територіями в межах усього водозбору. За результатами дослідження визначено послідовність організації та регулювання землекористування у межах водоохоронних зон і прибережних захисних смуг – від комплексного дослідження природних та антропогенних чинників і визначення характеристик водозбору до встановлення режимів використання територій, відповідних обмежень господарської діяльності та реалізації природоохоронних заходів. Сформовано комплекс інженерно-технічних і природоорієнтованих рішень, спрямованих на регулювання поверхневого стоку, очищення зливових вод, відновлення прибережної рослинності, стабілізацію берегів, запобігання ерозійним процесам і підтопленню. Визначено, що поєднання інженерних рішень із природоорієнтованими заходами створює передумови для відновлення природних процесів водорегулювання, самоочищення та екологічної стабілізації водозбірних територій. Практичне значення результатів полягає у можливості їх застосування у просторовому плануванні територій, землеустрої, визначенні режимів використання водоохоронних територій, реконструкції та відновленні урбанізованих територій, а також плануванні заходів з екологічної реабілітації водних об'єктів. Запропонований методологічний підхід може бути використаний для обґрунтування природоохоронних і планувальних рішень, спрямованих на зниження антропогенного впливу та підвищення екологічної стійкості міських водних екосистем.
Ключові слова: урбанізація, водні екосистеми, водоохоронні зони, прибережні захисні смуги, антропогенне навантаження, басейновий підхід, екологічне відновлення.

Justification of Water Protection Measures to Ensure the Sustainability of Urban Ecosystems: The Case of the City of Kyiv. Korduba I., Zhukova O., Prokopenko I., Terendii Ya.

The study focuses on substantiating the principles of conservation, ecological rehabilitation, and enhancement of the resilience of aquatic ecosystems under conditions of urbanization, transformation of catchment areas, and increasing anthropogenic pressure. The relevance of the study is determined by the growing negative impacts of coastal development, changes in catchment structure, disruption of natural water regimes, and the influx of pollutants through stormwater runoff. Water bodies and watercourses are considered important components of the urban natural framework, providing ecological, water-regulating, climate-regulating, recreational, and social functions. The aim of the study is to substantiate methodological principles for the delineation and management of water protection zones and riparian buffer strips in urban environments and to identify a set of measures aimed at reducing anthropogenic pressure, restoring the natural functions of aquatic ecosystems, and enhancing their ecological resilience. The methodological framework of the study is based on the basin and landscape-ecological approaches, analysis of the regulatory and

© Кордуба І.Б., Жукова О.Г., Прокопенко І.О., Терендій Я.В., 2026
Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY 4.0

legal framework for water protection and use in accordance with the Water Code of Ukraine, as well as a comprehensive assessment of natural conditions, land-use patterns, sources of anthropogenic pressure, and the condition of riparian areas. The study substantiates the transition from local management of individual water bodies to integrated management of water protection areas within entire catchments. Based on the findings, a sequence for organizing and regulating land use within water protection zones and riparian buffer strips has been defined, ranging from a comprehensive assessment of natural and anthropogenic factors and characterization of the catchment to establishing land-use regimes, appropriate restrictions on economic activities, and implementing environmental protection measures. A comprehensive set of engineering and nature-based solutions has been developed, including surface runoff regulation, stormwater treatment, restoration of riparian vegetation, bank stabilization, prevention of erosion processes, and flood mitigation. The study demonstrates that combining engineering solutions with nature-based measures creates conditions for restoring natural processes of water regulation, self-purification, and ecological stabilization of catchment areas.The practical significance of the results lies in their applicability to spatial planning, land management, the establishment of land-use regimes for water protection areas, the reconstruction and rehabilitation of urban territories, and the planning of ecological rehabilitation measures for water bodies. The proposed methodological approach can be used to substantiate environmental protection and spatial planning decisions aimed at reducing anthropogenic impacts and enhancing the ecological resilience of urban aquatic ecosystems. *Key words:* urbanization, aquatic ecosystems, water protection zones, coastal protective strips, anthropogenic pressure, basin approach, ecological restoration.

Постановка проблеми та актуальність дослідження. Інтенсивне розширення урбанізованих територій супроводжується трансформацією водозборів, збільшенням площі водонепроникних поверхонь, зміною характеру поверхневого стоку, забудовою прибережних територій та зростанням надходження забруднювальних речовин до водних об'єктів. Це зумовлює зміни гідрологічного режиму, якості води, морфологічних характеристик русел і стану водних біоценозів [1–3]. Найбільш уразливими в міському середовищі є малі річки, струмки, озера та ставки, природні характеристики яких значною мірою змінюються під впливом господарської діяльності. Сучасні дослідження визначають урбанізацію як один із провідних чинників деградації прісноводних екосистем [2, 4].

Стан водних екосистем визначається взаємодією природних та антропогенних чинників, тому їх оцінювання потребує аналізу території водозбору, а не лише характеристик акваторії. Визначальними є структура землекористування, особливості рельєфу, напрями поверхневого стоку, локалізація джерел забруднення та стан прибережних територій [5, 6]. Така система взаємозв'язків обумовлює доцільність застосування басейнового принципу та інтегрованого управління водними ресурсами [7, 8].

Для України ця проблема має особливе значення через високий рівень антропогенної трансформації водних ресурсів і значну роль малих річок та водойм у структурі населених пунктів [5, 9]. Показовим прикладом є Київ, для якого характерні поєднання природних і трансформованих ландшафтів, висока щільність забудови, розвинена транспортна мережа та значне рекреаційне використання прибережних територій. За таких умов посилюється тиск на міську гідромережу, а порушення природного стану берегової зони може знижувати екологічну стійкість водних екосистем [2, 10].

Важливим інструментом просторового регулювання такого впливу є водоохоронні зони (ВЗ) та прибережні захисні смуги (ПЗС). Вони забезпечують нормативне обмеження господарської діяльності, сприяють збереженню природного стану прибережних територій і зменшенню надходження забруднювальних речовин. Водночас ефективність цих інструментів залежить від їх узгодження із землевпорядною та містобудівною документацією, а також від урахування процесів, що відбуваються на водозборі.

Формування сучасних засад сталого використання природних ресурсів було посилене рішеннями Конференції ООН з навколишнього середовища і розвитку (Ріо-де-Жанейро, 1992). Ріо-де-Жанейрська декларація, Порядок денний на XXI століття та Конвенція про біологічне різноманіття закріпили принципи сталого розвитку, збереження біорізноманіття та раціонального використання природних ресурсів [11, 12]. Застосування цих принципів до міських водних систем передбачає узгодження природоохоронних цілей із просторовим плануванням.

Отже, наукова проблема полягає у необхідності вдосконалення методологічних підходів до формування та функціонування ВЗ і ПЗС в умовах урбанізації. Її вирішення потребує врахування просторової структури водозбору, характеру землекористування та джерел антропогенного впливу під час визначення режиму використання прибережних територій і вибору водоохоронних заходів. Це зумовлює необхідність переходу від локального захисту окремих водних об'єктів до комплексного управління територіями їх водозборів, поєднання інженерних і природоорієнтованих рішень та інтеграції водоохоронних вимог у процеси просторового планування.

Аналіз останніх досліджень і публікацій

Питання водоресурсного потенціалу територій, стану річкової мережі та використання водних ресурсів України висвітлено у працях В. І. Вишневського, А. В. Яцика, В. К. Хільчевського та інших дослідників [5, 9, 13, 14]. Проблематика правового режиму водоохоронних зон і прибережних захисних смуг, формування систем землекористування цих територій, стратегії раціонального використання водних ресурсів та врегулювання забудови прибережних зон розглядалася в роботах А. Г. Мартина, О. П. Канаша, В. М. Другак, Н. А. Третяк, О. С. Дорош, І. П. Купріянчик, Л. К. Богака та інших [15–18].

Економічні аспекти землеустрою, включно з питаннями захисту водних ресурсів і розроблення документації щодо встановлення ПЗС, досліджували Д. С. Добряк, А. Г. Мартин, Т. О. Євсюков, Н. В. Кузін [19]. Питання очищення вод від забруднення та управління біогенним навантаженням аналізували В. А. Голян, О. В. Сакаль, Н. А. Третяк [20].

Незважаючи на значний обсяг досліджень, залишається недостатньо розробленим питання ефективної організації та функціонування ВЗ і ПЗС саме в умовах щільної міської забудови, де джерела антропогенного впливу часто формуються за межами безпосередньо прибережної території, а вплив реалізується через поверхневий стік. Потребує подальшого розвитку методологія диференційованого вибору інженерно-технічних і природоорієнтованих заходів з урахуванням специфіки урбанізованих водозборів. Саме це стало підставою для вибору теми дослідження.

Зв'язок авторського доробку з важливим науковим і практичним завданням

Авторський доробок спрямований на вирішення актуального наукового і практичного завдання забезпечення екологічної стійкості міських водних екосистем шляхом удосконалення системи їх водоохоронного та територіального управління. У роботі обґрунтовано методологічні засади формування і функціонування ВЗ та ПЗС в умовах урбанізації, запропоновано послідовність організації відповідного землекористування з урахуванням природних умов, структури водозбору та антропогенного навантаження. Визначено комплекс інженерно-технічних, природоохоронних і ландшафтно-екологічних заходів, спрямованих на зниження негативного впливу урбанізації та відновлення екологічних функцій водних об'єктів.

Наукова новизна полягає в удосконаленні методологічного підходу до обґрунтування водоохоронних заходів в умовах урбанізації з урахуванням взаємозв'язку водного об'єкта, водозбору, прибережних територій та характеру землекористування. Удосконалено підхід до формування ВЗ і ПЗС шляхом поєднання просторового аналізу, басейнового принципу та диференційованого вибору інженерно-технічних і природоорієнтованих заходів зниження антропогенного навантаження.

Методологічне значення полягає у розвитку комплексного підходу до оцінювання стану міських водних екосистем та обґрунтування заходів їх охорони й відновлення з урахуванням природних умов, антропогенного навантаження та особливостей землекористування.

Виклад основного матеріалу. Нормативно-правові засади та методологічна послідовність

Правовою основою використання та охорони водних ресурсів України є Водний кодекс України від 6 червня 1995 року № 213/95-ВР [21]. Одним із ключових інструментів просторового регулювання антропогенного впливу на водні екосистеми є формування ВЗ і ПЗС. Їх функціональне призначення полягає у забезпеченні сприятливого режиму водних об'єктів, запобіганні забрудненню, засміченню та виснаженню водних ресурсів, а також у збереженні природних компонентів прибережних територій.

Відповідно до законодавства, водоохоронна зона є природоохоронною територією з регульованим режимом господарської діяльності, тоді як ПЗС становить її функціонально найбільш обмежену частину. Такий розподіл має принципове значення для організації міського землекористування, оскільки дозволяє диференціювати режим використання територій залежно від їх просторового положення та потенційного впливу на водний об'єкт.

Порядок визначення розмірів і меж ВЗ та режиму господарської діяльності в них регламентується постановою Кабінету Міністрів України від 8 травня 1996 року № 486 [22]. Межі ВЗ встановлюються з урахуванням природних і антропогенних характеристик території, зокрема рельєфу, процесів підтоплення, руйнування берегів, розвитку ерозії, наявності берегозахисних споруд та характеру землекористування. Отже, просторова конфігурація ВЗ не може визначатися лише за формальним геометричним принципом, а потребує врахування функціональних зв'язків між водним об'єктом і територією його водозбору.

На відміну від ВЗ, для ПЗС законодавством встановлено нормативні параметри ширини (ст. 88 Водного кодексу України) [21]: 25 м – для малих річок, струмків і потічків, а також ставків площею менш як 3 га; 50 м – для середніх річок, водосховищ на них, водойм і ставків площею понад 3 га; 100 м – для великих річок, водосховищ на них та озер. При крутизні схилів понад 3° мінімальна ширина ПЗС подвоюється. У межах існуючих населених пунктів їх параметри визначаються з урахуванням містобудівної документації та вимог водного і земельного законодавства [23].

Встановлення меж ВЗ і ПЗС саме по собі не гарантує зниження антропогенного навантаження. В умовах міської забудови джерела забруднення часто формуються за межами безпосередньо прибережної території, а їхній вплив реалізується через поверхневий стік. Збільшення площі водонепроникних покриттів, концентрація транспортної та промислової інфраструктури, порушення природного рельєфу й скорочення інфільтрації змінюють гідрологічні процеси водозбору та сприяють надходженню забруднювальних речовин [1, 3].

Тому ВЗ і ПЗС доцільно розглядати як складову ширшої просторової системи «водний об'єкт – прибережна територія – водозбір». Такий підхід передбачає поєднання нормативного регулювання земель із просторовим аналізом природних умов, структури землекористування, напрямів поверхневого стоку та джерел антропогенного навантаження. У результаті водоохоронні заходи можуть бути диференційовані

відповідно до характеру екологічного ризику конкретної території.

З урахуванням зазначених положень сформовано методологічну послідовність організації землекористування у межах ВЗ і ПЗС в умовах міської забудови (Табл.1). Вона передбачає послідовне проходження взаємопов'язаних етапів – від просторово-екологічного дослідження території та аналізу водозбору до встановлення правового режиму земель, розроблення водоохоронних заходів, їх економічного оцінювання, державної реєстрації та подальшого моніторингу.

Запропонована послідовність забезпечує перехід від формального встановлення меж водоохоронних територій до функціонально диференційованої організації землекористування. На першому етапі формується просторово-екологічна основа оцінювання території, після чого визначаються ключові характеристики водного об'єкта та його водозбору. Це дозволяє встановити просторові взаємозв'язки між джерелами антропогенного навантаження та потенційними шляхами їх надходження до водного середовища.

Наступним елементом є землевпорядна ідентифікація земельних ділянок, що потрапляють у межі ВЗ і ПЗС. Для міських територій цей етап має особливе значення через значну фрагментованість землекористування, різноманітність форм власності, наявність сформованої забудови та перетин природоохоронних обмежень із містобудівними функціями.

На основі просторового аналізу визначається комплекс водоохоронних заходів. Їх вибір має здійснюватися не за універсальним принципом, а відповідно до домінуючого типу екологічного ризику. Для ділянок із високою інтенсивністю поверхневого стоку пріоритетними є заходи його затримання, уповільнення та очищення; для ерозійно небезпечних схилів – протиерозійний захист і відновлення рослинного покриву; для деградованих берегів – відновлення прибережної рослинності та екологічно обґрунтоване берегозакріплення.

Доцільним є формування інтегрованої системи, що поєднує інженерні та природоорієнтовані рішення: регулювання поверхневого стоку, трав'яні та чагарникові буферні смуги, відновлення прибережної рослинності, протиерозійні заходи, біофільтраційні та інфільтраційні елементи, локальне очищення дощового стоку, водозатримувальні споруди, екологічно обґрунтоване укріплення берегів, а також відновлення прибережних і водно-болотних ділянок [3, 24].

Ефективність таких рішень доцільно оцінювати на декількох рівнях. Поряд із показниками хімічного складу води необхідно враховувати гідроморфологічний стан водного об'єкта, характеристики поверхневого стоку, стан прибережної рослинності та біологічні показники екосистеми [7, 8]. Така система оцінювання дозволяє визначати не лише безпосередній ефект окремого заходу, а й його вплив на функціонування водозбору загалом. Характерним прикладом урбанізованого водотоку з критичним рівнем антропогенного навантаження є річка Либідь у межах міста Києва. Її водозбір (близько 140–150 км²) майже повністю трансформований щільною забудовою, транспортною інфраструктурою та водонепроникними покриттями, частка яких на значних територіях перевищує 60–70 %. Значна частина русла річки (понад 60 % довжини в межах міста) каналізована або заключена в колектор, а прибережні території в багатьох місцях забудовані з порушенням режиму водоохоронних зон. Основним шляхом надходження забруднень є поверхневий стік із території Солом'янського, Шевченківського та Голосіївського районів, який через зливову мережу транспортує завислі речовини, нафтопродукти та біогенні елементи безпосередньо до водного об'єкта. За наявними оцінками, саме зливові води формують переважну частину забруднюючого навантаження на річку в межах міста.

Застосування запропонованої методологічної послідовності (табл. 1) дозволило визначити три пріоритетні напрями удосконалення екологічного стану водного об'єкта та його водозбору:

- Просторово-екологічний аналіз і локалізація джерел забруднення. Встановлено, що основні джерела забруднення формуються переважно за межами нормативної прибережної захисної смуги (ПЗС), а надходження забруднювальних речовин до водного об'єкта відбувається через систему зливових колекторів. Це обумовлює необхідність оцінювання антропогенного навантаження не лише в межах водоохоронної зони (ВЗ) і ПЗС, а й на всій площі водозбору.
- Регулювання поверхневого стоку на водозборі. Встановлення лише формальних меж ВЗ і ПЗС не забезпечує ефективного зниження забруднювального навантаження. Пріоритетним є комплексне управління поверхневим стоком, включаючи визначення основних шляхів його надходження, локалізацію зон акумуляції забруднювачів та впровадження заходів з перехоплення й очищення стоку.
- Поєднання інженерних і природоорієнтованих заходів. Найбільшу ефективність має комплексне застосування інженерних рішень – локального очищення зливових вод у гирлах колекторів, влаштування відстійників і біофільтраційних споруд – у поєднанні з природоорієнтованими рішеннями: відновленням прибережної рослинності, формуванням буферних смуг та частковим розкриттям русла на окремих ділянках середньої та нижньої течії.

Такий підхід дає змогу перейти від локального «очищення» окремих ділянок річки до системного зменшення антропогенного навантаження на рівні всього водозбору, що повністю відповідає запропонованим методологічним засадам.

Таблиця 1

Методологічна послідовність формування та просторової організації землекористування водоохоронних зон і прибережних захисних смуг в урбанізованих територіях

Етап	Зміст робіт	Результат
1. Просторово-екологічне дослідження	Аналіз рельєфу, гідрографії, ґрунтів, рослинності, сучасного землекористування, містобудівної структури та природних обмежень	Просторова характеристика території та виявлення зон потенційного ризику
2. Аналіз водного об'єкта і водозбору	Оцінювання гідрологічних характеристик, напрямів поверхневого стоку, структури водозбору та джерел антропогенного навантаження	Визначення чинників формування екологічного стану водного об'єкта
3. Просторове визначення ВЗ і ПЗС	Визначення берегової лінії, меж водоохоронної зони та прибережної захисної смуги з урахуванням нормативних і природних умов	Обґрунтовані межі водоохоронних територій
4. Землевпорядна ідентифікація	Визначення земельних ділянок у межах ВЗ і ПЗС, їх площ, меж, категорій земель та правового статусу	Просторово-правова характеристика земель
5. Встановлення режиму землекористування	Визначення дозволених видів діяльності, обмежень та обтяжень прав на земельні ділянки	Нормативно визначений режим використання території
6. Формування системи водоохоронних заходів	Розроблення інженерних, природоорієнтованих, ландшафтно-екологічних і містобудівних рішень відповідно до характеру ризиків	Комплекс диференційованих заходів захисту та відновлення
7. Просторове інтегрування	Узгодження водоохоронних заходів із землевпорядною, містобудівною та природоохоронною документацією	Узгоджена система функціонального використання території
8. Економічне оцінювання	Визначення можливих збитків, втрат землевласників і користувачів та економічної доцільності запропонованих заходів	Економічне обґрунтування управлінських рішень
9. Реєстрація та моніторинг	Уточнення меж і обмежень, їх державна реєстрація, моніторинг стану території та результативності заходів	Актуалізована система правових обмежень і адаптивного управління

Інженерно-технічне облаштування водоохоронних територій

Важливою передумовою вибору інженерно-технічних рішень є комплексна оцінка стану природно-територіального комплексу водного об'єкта, який охоплює власне водойму, прибережну територію та водозбір. Такий підхід дає змогу врахувати взаємозв'язок гідрологічних, ландшафтних, ґрунтових, рослинних і антропогенних чинників, що визначають характер формування поверхневого стоку, надходження забруднювальних речовин, розвиток ерозійних процесів і стійкість прибережних територій.

Інженерно-технічне облаштування водоохоронних зон міських водойм доцільно розглядати як комплекс взаємопов'язаних меліоративних, рекультиваційних, природоохоронних та благоустроєвих заходів. Їх реалізація має здійснюватися поетапно – від оцінювання природних умов і визначення основних джерел антропогенного навантаження до вибору технічних рішень, їх реалізації та оцінювання результативності.

Вибір конкретних заходів доцільно здійснювати з урахуванням методичних положень щодо впорядкування водоохоронних зон річок України, зокрема оцінювання біогенного навантаження на водозбірні території [25]. Методичні підходи, розроблені для річкових водозборів, доцільно використовувати як основу для диференційованого вибору заходів і адаптувати до сучасних умов урбанізованих територій.

Згідно з методикою, інтенсивність необхідних водоохоронних заходів визначається залежно від величини залишкового біогенного та фосфорного навантаження, крутизни схилів та характеру землекористування (табл. 2).

Оцінювання «потужності» заходів дає змогу перейти від загальних рекомендацій до диференційованого вибору природоохоронних та інженерних рішень. За невисоких значень показника пріоритетними можуть бути превентивні заходи (залуження, лісонасадження, формування буферних смуг). За підвищення рівня антропогенного навантаження виникає потреба у поєднанні природоорієнтованих заходів із технічним регулюванням стоку, локальним очищенням дощових вод, облаштуванням водозатримувальних та відстійних споруд.

Інтенсивність і характер водоохоронних заходів мають визначатися комплексом просторових характеристик: розташуванням джерел забруднення, напрямами поверхневого стоку, відстанню до водного об'єкта, крутизною схилів, типом землекористування, станом ґрунтово-рослинного покриву та рівнем трансформації території. Особливої акту-

Таблиця 2

Оцінка «потужності» водоохоронних заходів

Джерело виносу біогенних елементів	Залишкове навантаження, кг/рік	Крутість схилу, град.	«Потужність», бали
Заселені території (біогенне навантаження)	< 6,0	< 5	2
Заселені території (біогенне навантаження)	> 6,0	< 5	3
Заселені території (біогенне навантаження)	> 6,0	> 5	4–5
Заселені території (біогенне навантаження)	> 6,0	> 10	7
Заселені території (фосфорне навантаження)	> 30,0	> 5	6
Заселені території (фосфорне навантаження)	> 30,0	> 10	8
Заселені території (фосфорне навантаження)	< 30,0	< 5	5
Заселені території (фосфорне навантаження)	< 30,0	> 5	7–8
Заселені території (фосфорне навантаження)	< 30,0	> 10	9–10

Таблиця складена за Методикою упорядкування водоохоронних зон річок України. Київ : Оріяни, 2004.

альності такий підхід набуває в містах, де значна частина водозбору представлена водонепроникними поверхнями, забудованими територіями та транспортною інфраструктурою [1, 3].

Прибережні території міських водойм одночасно виконують водоохоронну, природоохоронну, рекреаційну та просторово-композиційну функції. Тому їх організація має передбачати функціональне зонування з урахуванням правового режиму водоохоронних територій, природної цінності ландшафтів, екологічної чутливості окремих ділянок та потреб міського населення. Основним принципом має бути узгодження рекреаційного використання з необхідністю збереження природних компонентів прибережної екосистеми.

У межах сформованої міської забудови особливого значення набуває оптимізація транспортного та інфраструктурного навантаження на прибережні території. Перевагу доцільно надавати рішенням, які мінімізують транзитний рух безпосередньо вздовж берегової лінії, забезпечують безпечний доступ населення до рекреаційних зон та одночасно не створюють додаткових шляхів надходження забруднювальних речовин. Паркувальні та транспортні об'єкти, у разі їх необхідності, мають бути організовані з урахуванням водоохоронного режиму та заходів із перехоплення й очищення поверхневого стоку.

Благоустрій прибережних територій доцільно поєднувати з відновленням їх природоохоронних функцій: збереження існуючих зелених насаджень, відновлення природної або наближеної до природної рослинності, формування трав'яних і чагарникових буферних смуг, локальне затримання дощового стоку, створення біофільтраційних елементів та відновлення порушених ділянок берегової зони. Особливе значення має збереження просторової безперервності зелених насаджень уздовж водного об'єкта, оскільки прибережна рослинність виконує роль природного буфера [24, 26].

Отже, інженерно-технічне облаштування водоохоронних зон в умовах міської забудови має розглядатися не як сукупність окремих інженерних споруд, а як інтегрована система просторових, природоохоронних та інженерних заходів, спрямованих на регулювання поверхневого стоку, зниження надходження забруднювальних речовин, стабілізацію прибережних територій і відновлення екологічних функцій водного об'єкта.

Таблиця 3

Номенклатура об'єктів, розташованих у прибережній, пляжній та акваторіальній зонах

Зона	Основні об'єкти
Прибережна	Зелені насадження загального користування (бульвари, сквери, набережні); спортивні та дитячі майданчики; сезонні об'єкти торгівлі та обслуговування; адміністративні й інформаційні споруди; об'єкти рятувально-медичного забезпечення; санітарно-побутові споруди; приміщення для зберігання пляжного і спортивного інвентарю
Пляжна	Збірно-розбірні споруди для захисту від сонця та відпочинку; водні атракціони; плавальні басейни; причали та майданчики для засобів водного спорту
Акваторіальна	Причали та елінги для маломірних суден; стоянки для яхт (марини); плавучі готелі та заклади харчування; інші плавучі рекреаційні та сервісні об'єкти

Важливою складовою інженерного облаштування прибережних територій є організація відведення та очищення поверхневого і стічного стоку. Необхідно запобігати надходженню неочищених господарсько-побутових стоків до водойм, а зливові води перед скиданням мають проходити очищення від завислих речовин, нафтопродуктів та інших забруднювачів. Очисні споруди доцільно розміщувати в місцях концентрації поверхневого стоку, зокрема в гирлах зливових колекторів. Залежно від гідравлічного навантаження можуть застосовуватися горизонтальні відстійники або компактні тонкошарові споруди [26].

Згідно з положеннями ДБН Б.2.2-12:2019 та ДБН Б.2.2-5:2011, планування рекреаційних територій

повинно передбачати нормативно обґрунтоване співвідношення площ водної поверхні, пляжів, озеленення та інших функціональних зон [26, 27]. Для зон короткочасного відпочинку орієнтовна площа пляжу має становити не менше 8 м² на одного відвідувача, а довжина берегової смуги – не менше 0,25 м на одного відвідувача.

Висновки

1. Встановлено, що основними чинниками погіршення стану міських водних екосистем є урбанізація, трансформація водозборів, забудова прибережних територій та рекреаційне навантаження.

2. Обґрунтовано басейновий підхід, за якого водний об'єкт, його водозбір і прилеглі території розглядаються як єдина взаємопов'язана система.

3. Удосконалено методологію формування землекористування ВЗ і ПЗС, що поєднує оцінювання території, визначення меж і обмежень землекористування та обґрунтування природоохоронних заходів.

4. Апробація на річці Либідь у м. Києві підтвердила, що встановлення меж ВЗ і ПЗС без урахування водозбору та поверхневого стоку є недостатнім. Пріоритетом має бути комплексне регулювання стоку, поєднання інженерних і природоорієнтованих заходів.

Практичне значення результатів полягає у можливості їх застосування для просторового планування, землеустрою, екологічного відновлення водних об'єктів та визначення пріоритетних природоохоронних заходів із використанням ГІС і дистанційного зондування.

Література

1. McGrane S. J. Impacts of urbanisation on hydrological and water quality dynamics, and urban water management: a review. Hydrological Sciences Journal. 2016. Vol. 61, No. 13. P. 2295–2311. DOI: https://doi.org/10.1080/02626667.2015.1128084.
2. Paul M. J., Meyer J. L. Streams in the urban landscape. Annual Review of Ecology and Systematics. 2001. Vol. 32. P. 333–365. DOI: https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.32.081501.114040.
3. Fletcher T. D., Andrieu H., Hamel P. Understanding, management and modelling of urban hydrology and its consequences for receiving waters: a state of the art. Advances in Water Resources. 2013. Vol. 51. P. 261–279. DOI: https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2012.09.022.
4. Oswald C. J., Kelleher C., Ledford S. H. et al. Integrating urban water fluxes and moving beyond impervious surface cover: a review. Journal of Hydrology. 2023. Vol. 618. Article 129188. P. 3025-3035. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2023.129188.
5. Вишневський В. І. Річки і водойми України. Стан і використання. Київ : Віпол, 2000. 376 с.
6. Вишневський В. І., Косовець О. О. Гідрологічні характеристики річок України. Київ : Ніка-Центр, 2003. 324 с.
7. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for Community action in the field of water policy. Official Journal of the European Communities. 2000. L 327. P. 1–73.
8. Hering D., Borja A., Carstensen J. et al. The European Water Framework Directive at the age of 10: a critical review of the achievements with recommendations for the future. Science of the Total Environment. 2010. Vol. 408, No. 19. P. 4007–4019. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.05.031.
9. Яцик А. В. Водне господарство України. Київ : Генеза, 2000. 456 с.
10. Вишневський В. І., Шевчук С. А. Використання даних дистанційного зондування Землі у дослідженнях водних об'єктів України. Український журнал дистанційного зондування Землі. 2020. № 25. С. 4–12.
11. United Nations Conference on Environment and Development. Rio Declaration on Environment and Development. Rio de Janeiro, 1992. 15 p.
12. Convention on Biological Diversity. United Nations, 1992. 214 p.
13. Хільчевський В. К. Водопостачання і водовідведення. Гідроекологічні аспекти. Київ : ВЦ «Київський університет», 1999. 319 с.
14. Швебс Г. І., Ігошин М. І. Каталог річок і водойм України. Одеса : Астропринт, 2003. 392 с.
15. Мартин А. Г., Канаш О. П., Євсюков Т. О. та ін. Практичні аспекти використання земель водного фонду України. Київ : Медінформ, 2015. 580с.
16. Мартин А. Г., Євсюков Т. О., Тихенко Р. В. та ін. Землеустрій: еколого-економічні засади управління. Київ : Медінформ, 2015. 194с.
17. Дорош О. С., Купріянчик І. П. Формування обмежень у використанні земель водного фонду. Землеустрій, кадастр і моніторинг земель. 2018. № 2. С. 12–21.
18. Третяк А. М., Третяк Н. А. Управління земельними ресурсами та землекористуванням. Київ : ТОВ «ЦЗРУ», 2020. 227с.
19. Добряк Д. С., Мартин А. Г., Євсюков Т. О., Кузін Н. В. Економічні аспекти сучасного землеустрою України. Київ : Урожай, 2012. 264 с.
20. Голян В. А., Сакаль О. В., Третяк Н. А. Еколого-економічні засади управління водними ресурсами та очищення вод від забруднення. Київ : Інститут економіки природокористування та сталого розвитку НАН України, 2018. 312 с.
21. Водний кодекс України : Закон України від 06.06.1995 № 213/95-ВР (зі змінами). URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/213/95-%D0%B2%D1%80#Text (дата звернення: 30.09.2026)
22. Про затвердження Порядку визначення розмірів і меж водоохоронних зон та режиму ведення господарської діяльності в них : постанова Кабінету Міністрів України від 08.05.1996 № 486 (зі змінами). URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/486-96-%D0%BF (дата звернення: 30.09.2026)
23. Земельний кодекс України: Закон України від 25.10.2001 № 2768-III (ст. 60, зі змінами). URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2768-14#Text (дата звернення: 30.09.2026)
24. European Commission. Evaluating the impact of nature-based solutions: a handbook for practitioners. Luxembourg : Publications Office of the European Union, 2021. 365p.
25. Яцик А. В. та ін. Методика упорядкування водоохоронних зон річок України. Київ : Оріяни, 2004. 125 с.
26. ДБН Б.2.2-5:2011. Планування та забудова міст, селищ і функціональних територій. Благоустрій територій. Зі Змінами № 1, № 2 та № 3. Київ : Мінрегіон України, 2012. URL: https://online.budstandart.com/ua/catalog/doc-page.html?id_doc=27978 (дата звернення: 30.09.2026)
27. ДБН Б.2.2-12:2019. Планування та забудова територій. Київ : Мінрегіон України, 2019. 204с.

Дата першого надходження статті до видання: 02.10.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 04.11.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 23.11.2026

УДК 574:56.074.6.
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.6-69.43

ЕКОЛОГО-БІОЛОГІЧНІ ОСОБЛИВОСТІ РОСТУ ТА РОЗВИТКУ *JUGLANS REGIA* L. В УМОВАХ УРБАНІЗОВАНОГО СЕРЕДОВИЩА ПРАВОБЕРЕЖНОГО ЛІСОСТЕПУ УКРАЇНИ

Мельник Б.Р. (orcid.org/0009-0009-7700-4230)
Уманський національний університет
вул. Інститутська 1, 20300, м. Умань
memphysten@gmail.com

У статті розглянуто еколого-біологічні особливості росту та розвитку *Juglans regia* L. в умовах урбанізованого середовища Правобережного Лісостепу України. Інтенсивна урбанізація, кліматичні зміни, підвищення температури повітря, зростання антропогенного навантаження та трансформація ґрунтового покриву зумовлюють необхідність дослідження адаптаційних можливостей деревних рослин і визначення їхньої ролі у формуванні екологічно стійких міських зелених насаджень. Горіх волоський є перспективним деревним видом, що поєднує господарську цінність, декоративність, довговічність і потенційну здатність пристосовуватися до різноманітних умов місцезростання.

Метою дослідження було комплексне оцінювання особливостей росту, розвитку та життєвого стану *Juglans regia* L. в умовах урбанізованого середовища Правобережного Лісостепу України, а також визначення перспектив використання виду в міському озелененні. Методологічну основу становили маршрутні обстеження, метод постійних пробних площ, біометричні вимірювання, морфометричний аналіз, оцінювання життєвого стану дерев, статистичне опрацювання результатів і порівняльно-екологічний аналіз.

Результати визначення водоутримувальної здатності листків різних сортів горіха волоського у процесі в'янення засвідчили наявність незначних відмінностей між досліджуваними варіантами. Найінтенсивніша втрата вологи спостерігалася в листках сорту Рівненський, тоді як листки сортів Великоплідний і Мигдалеподібний характеризувалися дещо вищою здатністю утримувати воду.

З огляду на встановлені показники зимостійкості досліджувані сорти горіха волоського доцільно розглядати як перспективні для використання в зелених насадженнях міста Умань. Їхнє впровадження в практику міського озеленення може сприяти формуванню довговічних і стійких деревних насаджень за умови врахування інших екологічних чинників та біологічних особливостей кожного сорту.

Отримані результати сприятимуть поглибленню наукових уявлень про адаптаційний потенціал *Juglans regia* L., обґрунтуванню доцільності його використання в озелененні населених пунктів і розробленню рекомендацій щодо формування стійких зелених насаджень. Практичне значення роботи полягає у можливості застосування результатів під час планування, створення та догляду за міськими насадженнями з урахуванням регіональних екологічних умов. *Ключові слова: Juglans regia* L., урбанізоване середовище, міські зелені насадження, біометричні показники, адаптація, життєвий стан, екологія рослин, Правобережний Лісостеп України.

Ecological and Biological Characteristics of Growth and Development of *Juglans regia* L. in the Urban Environment of the Right-Bank Forest-Steppe of Ukraine. Melnyk B.

The article examines the ecological and biological characteristics of the growth and development of *Juglans regia* L. in the urban environment of the Right-Bank Forest-Steppe of Ukraine. Intensive urbanization, climate change, rising air temperatures, increasing anthropogenic pressure, and the transformation of soil cover necessitate the study of the adaptive potential of woody plants and the assessment of their role in the development of ecologically sustainable urban green spaces. English walnut is a promising woody species that combines economic value, ornamental qualities, longevity, and the potential to adapt to diverse growing conditions.

The aim of the study was to comprehensively assess the growth, development, and vitality of *Juglans regia* L. in the urban environment of the Right-Bank Forest-Steppe of Ukraine and to determine the prospects for its use in urban landscaping. The methodological framework included route surveys, permanent sample plots, biometric measurements, morphometric analysis, assessment of tree vitality, statistical processing of the results, and comparative ecological analysis.

The results of assessing the water-retention capacity of leaves of different English walnut cultivars during wilting revealed minor differences among the studied variants. The most intensive moisture loss was observed in the leaves of the Rivnenskyi cultivar, whereas the Velykoplidnyi and Myhdalepodibnyi cultivars demonstrated a somewhat greater capacity to retain water.

Based on the established winter hardiness indicators, the studied English walnut cultivars can be considered promising for use in the green spaces of Uman. Their introduction into urban landscaping practices may contribute to the establishment of long-lived and resilient tree plantations, provided that other environmental factors and the biological characteristics of each cultivar are taken into account.

The findings will contribute to a deeper scientific understanding of the adaptive potential of *Juglans regia* L., provide a basis for substantiating its use in the landscaping of settlements, and support the development of recommendations for establishing sustainable green spaces. The practical significance of the study lies in the potential application of its results in the planning, establishment, and maintenance of urban tree plantations, taking into account regional environmental conditions. *Key words: Juglans regia* L., urban environment, urban green spaces, biometric parameters, adaptation, vitality status, plant ecology, Right-Bank Forest-Steppe of Ukraine.

© Мельник Б.Р., 2026
Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY 4.0

Постановка проблеми. В умовах посилення урбанізаційних процесів, трансформації природних ландшафтів і зростання антропогенного навантаження особливої актуальності набуває дослідження екологічної стійкості деревних рослин, що використовуються в системі озеленення населених пунктів. Зелені насадження відіграють важливу роль у підтриманні екологічної рівноваги урбанізованих територій, регулюванні мікрокліматичних умов, поліпшенні якості атмосферного повітря та збереженні біологічного різноманіття [3, 5, 13].

Особливий науковий та практичний інтерес становить *Juglans regia* L. (горіх волоський) – цінний деревний вид, що має господарське, екологічне та озеленювальне значення. Регіональні особливості урбанізованих територій Правобережного Лісостепу, зокрема специфіка міського мікроклімату, характер ґрунтового покриву та інтенсивність техногенного навантаження, зумовлюють потребу в комплексному дослідженні реакції *Juglans regia* L. на дію екологічних чинників у конкретних умовах зростання [1, 3].

Попри значний інтерес до використання деревних рослин в урбоекосистемах, актуальним залишається питання комплексної оцінки взаємозв'язку між екологічними умовами місцезростання та біологічними показниками росту й розвитку *Juglans regia* L. в межах Правобережного Лісостепу України. Недостатнє врахування особливостей реакції цього виду на дію урбанізованого середовища може ускладнювати обґрунтований добір деревних рослин для озеленення та прогнозування їхньої довготривалої життєздатності та стійкості насаджень [2, 11].

Актуальність дослідження. В умовах інтенсивної урбанізації, посилення антропогенного навантаження та змін клімату особливої актуальності набуває вивчення еколого-біологічних особливостей деревних рослин, здатних зберігати належний життєвий стан і виконувати важливі екосистемні функції в межах міського середовища.

Деревні насадження є невід'ємним компонентом урбоекосистем, оскільки сприяють регулюванню мікроклімату, зменшенню запиленості повітря, накопиченню вуглецю, підтриманню біорізноманіття та підвищенню екологічної якості міського простору. Водночас зростання температури повітря, нерівномірність зволоження, ущільнення й деградація ґрунтів, забруднення довкілля та обмеження простору для розвитку кореневих систем створюють додаткові стресові умови для деревних рослин. За таких обставин дослідження особливостей їхнього росту, розвитку та адаптації до комплексу екологічних чинників є важливим науковим завданням, спрямованим на підвищення стійкості й функціональної ефективності зелених насаджень урбанізованих територій.

Зв'язок авторського доробку з важливими науковими та практичними завданнями. Дані дослідження спрямовані на розв'язання актуальних наукових і практичних екологічних завдань, пов'язаних із вивченням адаптаційних можливостей деревних рослин до антропогенно трансформованих умов, оцінюванням їхнього життєвого стану та визначенням перспектив використання в системі озеленення населених пунктів. Дослідження відповідають сучасним пріоритетам екологічної науки у сфері раціонального використання рослинних ресурсів, адаптації міських зелених насаджень до кліматичних змін і забезпечення екологічної безпеки урбанізованих територій та стійкості насаджень [2, 10].

Аналіз останніх досліджень та публікацій. Питання еколого-біологічної адаптації *Juglans regia* L. до умов урбанізованого середовища впродовж останніх десятиліть набуває особливого значення в контексті сучасних досліджень з екології, дендрології та урбоекології [3, 10].

Урбанізоване середовище Правобережного Лісостепу України характеризується специфічним поєднанням екологічних чинників, серед яких особливе значення мають температурний режим, рівень забруднення атмосферного повітря, фізико-хімічні властивості ґрунтів, забезпеченість вологою та інтенсивність рекреаційного навантаження. Вплив цих чинників може позначатися на інтенсивності росту *Juglans regia* L., формуванні морфометричних показників, проходженні сезонних фенологічних фаз і загальному фізіологічному стані рослин. Комплексне дослідження зазначених характеристик дає змогу встановити особливості розвитку виду в умовах антропогенно трансформованого середовища та визначити взаємозв'язки між умовами місцезростання і біологічними показниками рослин [4, 8, 12].

Вагомим напрямом сучасних екологічних досліджень є вивчення стійкості деревних видів до впливу урбанізованого середовища, розроблення критеріїв оцінювання їхнього життєвого стану та обґрунтування принципів формування екологічно стійких зелених насаджень. Водночас важливого значення набуває дослідження екологічних функцій горіха волоського в урбоекосистемах, зокрема його ролі у формуванні міського мікроклімату, підтриманні біологічного різноманіття та поліпшенні якості міського середовища, а це зумовлює необхідність проведення досліджень, спрямованих на встановлення закономірностей росту й розвитку горіха волоського та визначення перспектив його використання для формування стійких зелених насаджень регіону [7, 12].

Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Незважаючи на значну увагу науковців до питань адаптації деревних рослин до умов урбанізованого середовища, особливості росту та розвитку *Juglans regia* L. за впливу комплексу екологічних чинників міста потребують подальшого вивчення. Недостатньо дослідженими залишаються закономірності формування морфометричних показників, особливості проходження сезонних фенологічних фаз і зміни життєвого стану рослин залежно від умов їхнього місцезростання.

 ISSN: 2306-9716 (Print), ISSN: 2664-6110 (Online)

З огляду на зазначене, невирішеною частиною загальної проблеми залишається комплексне оцінювання взаємозв'язку між екологічними умовами урбанізованого середовища та показниками росту й розвитку *Juglans regia* L. у досліджуваному регіоні. Саме на дослідження зазначених аспектів спрямована ця стаття.

Новизна. Наукова новизна дослідження полягає в комплексному вивченні еколого-біологічних особливостей росту та розвитку *Juglans regia* L. в умовах урбанізованого середовища Правобережного Лісостепу України. Отримані результати сприятимуть поглибленню наукових уявлень про адаптаційні можливості та екологічну пластичність *Juglans regia* L. в умовах антропогенно трансформованого середовища й уточненню перспектив використання цього виду для формування стійких зелених насаджень урбанізованих територій регіону.

Методологічне або загальнонаукове значення. Методологічне значення дослідження полягає у застосуванні комплексного підходу до вивчення еколого-біологічних особливостей росту та розвитку *Juglans regia* L. в умовах урбанізованого середовища Правобережного Лісостепу України, що передбачає поєднання аналізу морфометричних показників, особливостей сезонного розвитку та оцінювання життєвого стану рослин із дослідженням екологічних умов їхнього місцезростання [4, 6, 9].

Викладення основного матеріалу. Під посухостійкістю горіха волоського розуміють здатність рослин переносити тривалий дефіцит вологи без істотного порушення фізіологічних процесів, росту та розвитку.

Для експериментального оцінювання посухостійкості сортів горіха волоського в умовах зелених насаджень міста Умань було використано метод визначення водоутримувальної здатності листків [4]. Результати дослідження водовіддачі листків досліджуваних сортів горіха волоського наведено в табл. 1.

Результати визначення водоутримувальної здатності листків різних сортів горіха волоського у процесі в'янення засвідчили наявність незначних відмінностей між досліджуваними варіантами. Найінтенсивніша втрата вологи спостерігалася в листках сорту Рівненський, тоді як листки сортів Великоплідний і Мигдалеподібний характеризувалися дещо вищою здатністю утримувати воду.

Зимостійкість досліджуваних сортів горіха волоського оцінювали за результатами візуальних спостережень у зелених насадженнях урбанізованого середовища міста Умань. За результатами проведених досліджень встановлено, що сорти горіха волоського характеризувалися певними відмінностями за ступенем зимових пошкоджень і здатністю до відновлення після зимівлі.

Загалом отримані показники відповідали вищим балам за використаною восьмибальною шкалою оцінювання морозостійкості (табл. 2), що свідчить про достатній рівень зимостійкості досліджуваних рослин в умовах місцевого урбанізованого середовища.

Оцінювання морозостійкості досліджуваних сортів горіха волоського проводили за шкалою, що передбачає визначення ступеня пошкодження тканин молодих пагонів унаслідок дії низьких температур. Відповідно до цієї шкали, 1 бал відповідає повній відсутності зимових пошкоджень. Оцінки від 2 до 7 балів характеризують різний ступінь підмерзання рослин: від пошкодження кінцевих частин торішніх пагонів і їхнього обмерзання по всій довжині до пошкодження пагонів останніх двох і трьох років, обмерзання надземної частини до рівня снігового покриву або кореневої шийки з подальшим відновленням рослини завдяки утворенню нових пагонів.

Додатковим показником екологічної стійкості є коефіцієнт зимостійкості [4], який відображає співвідношення тривалості вегетаційного періоду та періоду росту пагонів (табл. 3).

Таблиця 1

Зафіксована водовіддача протягом дня на 1 г листя сортів горіха волоського в умовах зелених насаджень Умань (серпень, 2024–2026 рр.).

Сорт	Час, год.			Середнє за день
	10^{00}	13^{00}	17^{00}	
Рівненський	0,30	0,50	0,40	0,40
Великоплідний	0,29	0,48	0,39	0,38
Мигдалеподібний	0,27	0,46	0,35	0,36
$НІР_{05}$	*0,01*	*0,01*	*0,01*	

Таблиця 2

Характеристика зимостійкості сортів горіха волоського в зелених насадженнях урбогенного середовища міста Умань (2024–2026 рр.).

Сорт	Зафіксований бал зимостійкості
Рівненський	2
Великоплідний	2
Мигдалеподібний	1

Таблиця 3

Коефіцієнт зимостійкості сортів горіха волоського в зелених насадженнях урбогенного середовища міста Умань (2024–2026 рр.).

Сорт	Тривалість росту пагонів, діб	Середня тривалість вегетації, діб	Коефіцієнт зимостійкості	Різниця між тривалістю росту пагонів і тривалістю вегетації, діб
Рівненський	105	175	1,66	70
Великоплідний	105	178	1,69	73
Мигдалеподібний	115	184	1,61	69

Таблиця 4

Морфологічні характеристики листків горіха волоського сорту Великоплідний за дії атмосферного забруднення в умовах зелених насаджень міста Умань (2024–2026 рр.).

Варіант досліду	Розміри листків, см		Площа листкової пластинки, см²	Довжина приросту однорічних пагонів, см
	Довжина	Ширина		
Умовно чиста зона	13,9	8,4	116,7	19,9
Зона зростання з частковим забрудненням	13,6	8,5	115,6	17,8
Зона дії атмосферного забруднення	13,3	8,1	107,7	15,6
HIP_{05}	*0,5*	*0,5*	*0,5*	*0,6*

Аналіз даних, наведених у табл. 3, свідчить про високий рівень зимостійкості всіх досліджуваних сортів горіха волоського, що підтверджується значеннями розрахованого коефіцієнта зимостійкості.

Отже, з огляду на встановлені показники зимостійкості досліджувані сорти горіха волоського доцільно розглядати як перспективні для використання в зелених насадженнях міста Умань.

Інтенсивне надходження в атмосферу забруднювальних речовин промислового та автотранспортного походження є одним із вагомих чинників антропогенного впливу на стан довкілля, зокрема на функціонування рослинних організмів.

З огляду на зазначене, одним із напрямів дослідження було оцінювання стійкості рослин горіха волоського до атмосферного забруднення в умовах зелених насаджень урбанізованого середовища міста Умань.

Упродовж періоду досліджень нами проведено візуальне оцінювання газо- та димостійкості насаджень горіха волоського в умовах урбанізованого середовища міста Умань. Дослідження здійснювали на трьох ділянках, що відрізнялися інтенсивністю антропогенного навантаження та рівнем атмосферного забруднення: уздовж вул. Київської, у зоні інтенсивного руху автотранспорту та підвищеного забруднення повітря; у районі приватної забудови на вул. Симона Петлюри, де рослини зазнають часткового впливу атмосферних полютантів; на території Уманського національного університету, яку розглядали як умовно чисту зону для порівняння результатів досліджень (табл. 4).

Встановлене збільшення товщини листкової пластинки сорту Великоплідний у зоні сильного атмосферного забруднення порівняно з умовно чистою ділянкою було зумовлене переважно збільшенням довжини клітин за одночасного зменшення їхньої ширини.

Головні висновки. Результати визначення водоутримувальної здатності листків різних сортів горіха волоського у процесі в'янення засвідчили наявність незначних відмінностей між досліджуваними варіантами і вказує на їх високу посухостійкість. З огляду на встановлені показники зимостійкості досліджувані сорти горіха волоського доцільно розглядати як перспективні для використання в зелених насадженнях міста Умань. За результатами проведеного дослідження можна зробити висновок, що рослини горіха волоського (*Juglans regia* L.) сорту Великоплідний у досліджуваних варіантах характеризуються порівняно вищою стійкістю до впливу атмосферного забруднення в умовах урбанізованого середовища.

Перспективи використання результатів дослідження. Результати дослідження еколого-біологічних особливостей росту та розвитку *Juglans regia* L. в умовах урбанізованого середовища Правобережного Лісостепу України можуть бути використані для наукового обґрунтування добору перспективних сортів горіха волоського з урахуванням їхньої стійкості до атмосферного забруднення та інших чинників антропогенного впливу.

Література

1. Бадалов П.П., Бадалов К.П. Селекція скороплідних форм горіха волоського для степових умов України. Лісівництво та агролісомеліорація. 1992. Вип. 85. С. 27-29.
2. Бадалов П.П., Карпінський Р . М . Маточний фонд горіха волоського в Україні та можливості його використання у народному господарстві. Лісівництво та агролісомеліорація. 1995. Вип. 90. С. 35-42.

3. Божок О. П., Божок В. О. Про перспективи вирощування горіха грецького на території України. Науковий вісник НЛТУ України. 2017. Вип. 27 (3). С. 25–29. URL: http://nv.nltu.edu.ua/index.php/journal/article/ view/253
4. Меженський В. М. Волоський горіх (*Juglans regia* L.). Київ : Видавництво Ліра-К, 2020. 533 с.
5. Ненюхин В.Н. Маточний фонд горіха волоського в Степу і на Півдні Лісостепу України. Лісове господарство, лісова, паперова і деревообробна промисловість. 1971. № 3. С. 13-15.
6. Павленко Ф.А., Новак Ю.В. Вегетативне розмноження горіха грецького. Шуміти горіховим гаям. Київ: Урожай, 1981. С. 35-45.
7. Стріла Т.Е. Щеплення грецького горіха у закритому ґрунті. Садівництво. Київ, 1980. Вип. 28. С. 46-49.
8. Щепотьев Ф.Л., Павленко Ф.А., Ріхтер О.А. Горіхи. Київ: Урожай, 1987. 183 с.
9. Alien Invasive Species and International Trade / Ed. by H. Evans and T. Oszako. Warsaw. 2007. 179 p.
10. Bantock T., Botting J. British Bugs. An online sdentification guide to UK Hemiptera. 2024. URL: www.britishbugs.org.uk
11. De Jong Y. (ed.). Fauna Europaea. version 2.6.2. 2000–2014. URL: http://www.faunaeur.org
12. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). Statistics Division. 2023. URL: https://www.fao.org/faostat/
13. Lee S.-H., Lee S.-K., Park J.-H., Cho S.-E., Shin H.-D. Occurrence of Downy Leaf Spot on Juglans regia Caused by Microstroma juglandis in Korea. 2011. Res. Plant Dis. Vol. 17(3). P. 386−390. doi: http://dx.doi.org/10.5423/RPD.2011.17.3.386

Дата першого надходження статті до видання: 22.10.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 04.11.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 23.11.2026

УДК 574:581.5:582.47
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.6-69.44

ЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА СТАНУ ХВОЙНИХ НАСАДЖЕНЬ В УРБАНІЗОВАНИХ ЛАНДШАФТАХ

Перепелиця М.Р.
Уманський національний університет
вул. Інститутська 1, 20300, м. Умань
Sofiya2026@ukr.net

У статті досліджено екологічний стан хвойних насаджень в урбанізованих ландшафтах міста Умань на прикладі ялини звичайної (*Picea abies* (L.) H. Karst.) та ялини колючої (*Picea pungens* Engelm.). Актуальність роботи зумовлена необхідністю оцінювання стану міських деревних насаджень в умовах зростання антропогенного навантаження та пошуку доступних методів біоіндикації змін навколишнього середовища.

Дослідження проводили на трьох ділянках, що відрізняються умовами зростання та рівнем потенційного антропогенного впливу: на території Національного дендрологічного парку «Софіївка» НАН України, на території аграрного кампусу Уманського національного університету та вздовж вулиці Європейської. Оцінювання здійснювали за морфометричними показниками хвої, довжиною пагонів, кількістю хвоїнок на одиницю довжини пагона, ступенем некрозу й хлорозу, абсолютною сухою масою та вмістом вологи у хвої.

Встановлено, що на ділянках із вищим потенційним антропогенним навантаженням спостерігалося зменшення довжини, ширини, товщини та площі поверхні хвої обох видів, а також скорочення довжини пагонів. Водночас збільшувалася кількість хвоїнок на 10 см пагона та зростали показники некрозу й хлорозу. На магістральній ділянці вздовж вулиці Європейської зафіксовано найнижчі значення абсолютної сухої маси та вмісту вологи у хвої. Ялина колюча на всіх досліджуваних ділянках характеризувалася більшими значеннями основних морфометричних показників, вищою сухою масою та вологістю хвої порівняно з ялиною звичайною.

Виявлені відмінності свідчать про неоднакові характеристики досліджуваних видів за різних умов міського середовища. Комплексне використання морфометричних, вагових і водних показників та візуальної оцінки ушкоджень хвої є перспективним підходом до біоіндикаційного оцінювання стану хвойних насаджень. Водночас для встановлення безпосереднього впливу забруднення атмосферного повітря необхідні подальші дослідження з урахуванням фактичних показників якості повітря та інших екологічних чинників. *Ключові слова:* урбанізовані ландшафти, хвойні насадження, ялина звичайна, ялина колюча, морфометричні показники, вологість хвої, некроз, хлороз, біоіндикація, антропогенне навантаження.

Ecological assessment of the condition of coniferous plantations in urbanized landscapes. Perepelytsia M.

The article investigates the ecological condition of coniferous plantations in the urbanized landscapes of Uman, focusing on Norway spruce (*Picea abies* (L.) H. Karst.) and blue spruce (*Picea pungens* Engelm.). The relevance of the study is determined by the need to assess the condition of urban tree plantations under increasing anthropogenic pressure and to identify accessible methods for bioindication of environmental changes.

The study was conducted at three sites differing in growing conditions and the level of potential anthropogenic impact: the territory of the National Dendrological Park “Sofiyivka” of the National Academy of Sciences of Ukraine, the agricultural campus of Uman National University, and the roadside area along Yevropeiska Street. The assessment was based on needle morphometric parameters, shoot length, the number of needles per unit shoot length, the degree of necrosis and chlorosis, absolute dry needle mass, and needle moisture content.

The results revealed that sites exposed to higher potential anthropogenic pressure exhibited decreases in needle length, width, thickness, and surface area in both species, as well as reduced shoot length. At the same time, the number of needles per 10 cm of shoot increased, along with the severity of necrosis and chlorosis. The lowest values of absolute dry needle mass and moisture content were recorded at the roadside site along Yevropeiska Street. Blue spruce exhibited higher values of the main morphometric parameters, greater dry needle mass, and higher needle moisture content than Norway spruce at all study sites.

The identified differences indicate that the two species exhibit distinct characteristics under varying urban environmental conditions. The combined use of morphometric, gravimetric, and moisture parameters, together with visual assessment of needle damage, represents a promising approach to the bioindication-based assessment of coniferous plantation conditions. However, further research incorporating actual air quality measurements and other environmental factors is required to establish the direct influence of atmospheric pollution. *Key words:* urbanized landscapes, coniferous plantations, Norway spruce, blue spruce, morphometric parameters, needle moisture content, necrosis, chlorosis, bioindication, anthropogenic pressure.

Постановка проблеми. Посилення антропогенного навантаження на урбанізовані території зумовлює необхідність оцінювання стану міських зелених насаджень, зокрема хвойних дерев, які відіграють важливу роль у підтриманні екологічної рівноваги та поліпшенні якості міського середовища [2, 4]. Вплив транспортних викидів та інших несприятливих чинників може спричиняти зміни морфометричних і фізі-

© Перепелиця М.Р., 2026
Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY 4.0

ологічних показників хвої, що відображається на загальному стані рослин [3, 5, 6, 8]. Тому актуальним є дослідження особливостей реагування різних видів хвойних дерев на умови зростання в урбанізованих ландшафтах та визначення можливостей використання характеристик хвої для біоіндикаційного оцінювання стану навколишнього середовища [5, 7, 8].

Актуальність дослідження. Актуальність дослідження зумовлена необхідністю оцінювання стану хвойних насаджень в умовах зростання антропогенного навантаження на міське середовище. Хвойні рослини використовують для озеленення населених пунктів, а їхній стан може відображати особливості умов зростання та вплив несприятливих екологічних чинників [1, 2, 4]. Вивчення морфометричних і фізіологічних показників хвої ялини звичайної та ялини колючої дає змогу виявити особливості їхньої реакції на різні умови зростання та обґрунтувати використання цих видів у біоіндикаційному оцінюванні екологічного стану урбанізованих територій [5, 6].

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Дослідження спрямоване на розв'язання актуальних завдань екологічного моніторингу урбанізованих територій шляхом оцінювання стану хвойних насаджень за морфометричними, ваговими та візуальними показниками хвої. Такий підхід узгоджується з напрямами наукових досліджень щодо використання хвойних рослин для оцінювання стану довкілля та моніторингу атмосферного забруднення [5, 7]. Отримані результати мають практичне значення для вдосконалення біоіндикаційного оцінювання стану міських зелених насаджень і визначення перспектив використання хвойних дерев в умовах антропогенного навантаження.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Питання використання хвойних рослин в озелененні населених пунктів досліджували І. Ю. Іванова [1] та Л. П. Іщук [2]. С. І. Матковська й О. М. Климчик [4] висвітлили екологічну роль представників роду Picea у зелених насадженнях міста Житомира, а В. О. Крамарець та І. П. Мацях [3] дослідили вплив біотичних чинників на всихання ялинників Українських Карпат.

Серед зарубіжних науковців J. Al-Alam та співавтори [5] вивчали використання хвої для моніторингу атмосферного забруднення, G. Bertolotti та S. Gialanella [6] узагальнили можливості її застосування як пасивного індикатора забруднювачів повітря, а D. Čeburnis і E. Steinnes [7] досліджували її використання для біомоніторингу важких металів. M. Turunen та S. Huttunen [8] розглядали реакцію епікутикулярного воску хвої на атмосферне забруднення.

Попри проведені дослідження, актуальним залишається порівняльне оцінювання морфометричних, вагових і водних показників хвої *Picea abies* та *Picea pungens* за різних умов зростання в урбанізованих ландшафтах міста Умань.

Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Незважаючи на наявність досліджень щодо використання хвойних рослин в озелененні населених пунктів і біоіндикації атмосферного забруднення [1, 3, 5], потребують подальшого вивчення особливості змін морфометричних, вагових і водних показників хвої різних видів ялини за неоднакових умов зростання в урбанізованому середовищі. Недостатня комплексність оцінювання цих характеристик зумовлює необхідність порівняльного аналізу ялини звичайної та ялини колючої на ділянках міста Умань із різним рівнем потенційного антропогенного навантаження.

Наукова новизна. Наукова новизна дослідження полягає у порівняльному оцінюванні морфометричних, вагових і водних показників хвої ялини звичайної (*Picea abies* (L.) H. Karst.) та ялини колючої (*Picea pungens* Engelm.) за різних умов зростання в урбанізованому середовищі міста Умань. Встановлено особливості зміни досліджуваних показників і ступеня ушкодження хвої залежно від місця зростання, що доповнює наукові уявлення про можливості використання цих характеристик для біоіндикаційного оцінювання стану хвойних насаджень.

Методологічне або загальнонаукове значення. Методологічне значення дослідження полягає у комплексному використанні морфометричних, вагових і водних показників хвої, а також візуальної оцінки її ушкоджень для порівняння стану хвойних насаджень за різних умов зростання. Застосування подібних біоіндикаційних підходів відповідає напрямам досліджень, присвячених використанню хвойних рослин для моніторингу атмосферного забруднення [5, 7, 8]. Запропонований підхід може бути використаний у подальших екологічних дослідженнях для оцінювання стану деревних насаджень в урбанізованих ландшафтах.

Викладення основного матеріалу. Для оцінювання впливу антропогенного навантаження на стан хвойних деревних насаджень досліджено морфометричні характеристики хвої ялини звичайної (*Picea abies* (L.) H. Karst.) та ялини колючої (*Picea pungens* Engelm.), які зростають у різних екологічних умовах міста Умань. Дослідження проводили на трьох ділянках, що відрізняються характером навколишнього середовища та інтенсивністю потенційного антропогенного впливу: на території Національного дендрологічного парку «Софіївка» НАН України, в насадженнях Уманського національного університету (аграрного кампусу) та вздовж вулиці Європейської, де дерева зазнають впливу транспортних викидів.

Як контрольну обрано ділянку НДП «Софіївка» НАН України, де умови зростання дерев порівняно менше пов'язані з безпосереднім впливом інтенсивного автомобільного руху. Територія університету характеризує умови міського озеленення з помірним

антропогенним навантаженням, тоді як магістральні насадження на вулиці Європейській є показовими для оцінювання стану хвойних рослин за умов підвищеного транспортного впливу.

Аналіз морфометричних показників засвідчив відмінності між досліджуваними видами ялини та ділянками їхнього зростання. На контрольній території НДП «Софіївка» НАН України довжина хвої ялини звичайної становила 18,2 мм, а ялини колючої – 24,6 мм. На території Уманського національного університету ці показники зменшувалися відповідно до 15,8 та 19,3 мм, а в магістральних насадженнях уздовж вул. Європейської – до 12,5 та 18,6 мм. Отже, порівняно з контролем довжина хвої ялини звичайної на третій ділянці зменшилася на 31,3 мм, а ялини колючої – на 24,4 мм (табл. 1).

Подібна тенденція спостерігалася щодо ширини й товщини хвої. На ділянці № 3 ширина хвої ялини звичайної становила 1,0 мм, а ялини колючої – 1,3 мм, тоді як на контрольній ділянці ці значення дорівнювали відповідно 1,3 та 1,5 мм. Товщина хвої зменшилася з 0,8 до 0,5 мм у ялини звичайної та з 1,3 до 1,1 мм у ялини колючої. Площа поверхні хвої ялини звичайної знизилася з 51,3 до 28,7 мм² (на 44,1 мм²), а ялини колючої – з 81,3 до 55,7 мм² (на 31,5 мм²).

Довжина пагонів також зменшувалася зі зміною умов зростання. На контрольній ділянці вона становила 7,5 см у ялини звичайної та 8,4 см у ялини колючої, на території університету – 5,3 і 5,8 см, а вздовж вул. Європейської – 4,5 і 5,2 см відповідно. Водночас кількість хвоїнок на 10 см пагона збільшувалася: у ялини звичайної – зі 142,2 до 192,8, а у ялини колючої – зі 126,2 до 168,1. Це може бути пов'язано зі змінами характеру росту пагонів і розміщення хвої.

Оцінки некрозу та хлорозу хвої зростали від контрольної ділянки до магістральних насаджень. На ділянці № 3 показник некрозу становив 2,7 бала у ялини звичайної та 2,4 бала у ялини колючої, тоді як на контролі – 1,2 і 1,0 бала відповідно. Аналогічно, оцінка хлорозу збільшилася з 1,3 до 2,8 бала у ялини звичайної та з 1,2 до 2,5 бала у ялини колючої. Такі зміни можуть свідчити про погіршення фізіологічного стану рослин під впливом комплексу несприятливих чинників міського середовища.

Порівняння двох видів показало, що ялина колюча на всіх досліджуваних ділянках мала більші значення довжини, ширини, товщини та площі поверхні хвої, а також довжини пагонів. Водночас у ялини звичайної спостерігалося виразніше відносне зменшення площі поверхні хвої та довжини пагонів порівняно з контролем. На магістральній ділянці оцінки некрозу й хлорозу також були дещо вищими у ялини звичайної.

Отже, результати дослідження демонструють закономірні зміни морфометричних характеристик і збільшення ступеня ушкодження хвої обох видів на ділянках із вищим антропогенним навантаженням. Найвиразніші відмінності порівняно з контролем виявлено в магістральних насадженнях уздовж вул. Європейської. Отримані дані підтверджують доцільність використання морфометричних показників, довжини пагонів і візуальної оцінки ушкоджень хвої для комплексного оцінювання стану хвойних насаджень в урбанізованому середовищі. Водночас встановлення причин виявлених змін потребує врахування фактичних рівнів забруднення повітря, інших екологічних чинників і результатів статистичної перевірки.

Результати визначення абсолютної сухої маси хвої ялини звичайної (*Picea abies* (L.) H. Karst.) та ялини колючої (*Picea pungens* Engelm.) засвідчили відмінності між досліджуваними видами та ділянками їхнього зростання (рис. 1).

На контрольній ділянці № 1, розташованій на території НДП «Софіївка» НАН України, абсолютна суха маса хвої ялини звичайної становила 0,38 г, тоді як у ялини колючої цей показник становив 1,12 г. На ділянці № 2, розташованій на території університету, значення зменшувалися до 0,27 та 0,90 г відповідно.

Таблиця 1

Морфометричні характеристики хвої ялини звичайної та ялини колючої за різного рівня антропогенного навантаження

Показники	НДП «Софіївка» НАНУ (контроль) Ділянка № 1		Уманський національний університет Ділянка № 2		вул. Європейська (магістральні насадження міста Умань) Ділянка № 3	
	Ялина звичайна	Ялина колюча	Ялина звичайна	Ялина колюча	Ялина звичайна	Ялина колюча
Довжина, мм	18,2±0,4	24,6±0,6	15,8±0,6	19,3±0,7	12,5±0,5	18,6±0,5
Ширина, мм	1,3±0,02	1,5±0,03	1,03±0,02	1,4±0,03	1,0±0,01	1,3±0,03
Товщина, мм	0,8±0,01	1,3±0,02	0,7±0,02	1,2±0,03	0,5±0,02	1,1±0,03
Периметр поперечного перетину, мм	2,7±0,03	3,8±0,08	2,5±0,05	3,7±0,05	2,3±0,02	3,6±0,04
Площа поверхні хвої, мм²	51,3±1,2	81,3±2,2	39,5±1,3	60,7±2,02	28,7±1,02	55,7±1,9
Довжина пагону, см	7,5±0,2	8,4±0,6	5,3±0,4	5,8±0,5	4,5±0,5	5,2±0,5
Число хвоїнок на 10 см пагона	142,2±2,5	126,2±2,0	185,3±2,7	145,7±3,9	192,8±2,3	168,1±3,5
Некроз (бал)	1,2±0,04	1,0±0,03	2,2±0,09	2,3±0,08	2,7±0,07	2,4±0,08
Хлороз (бал)	1,3±0,03	1,2±0,03	2,5±0,14	2,4±0,09	2,8±0,13	2,5±0,13

ISSN: 2306-9716 (Print), ISSN: 2664-6110 (Online)

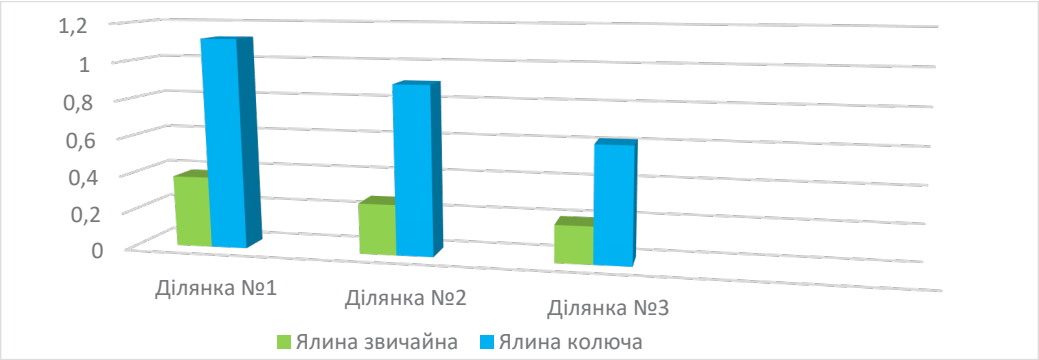


Рис. 1. Порівняльна характеристика сухої маси хвої Picea abies та Picea pungens за різних умов зростання, г

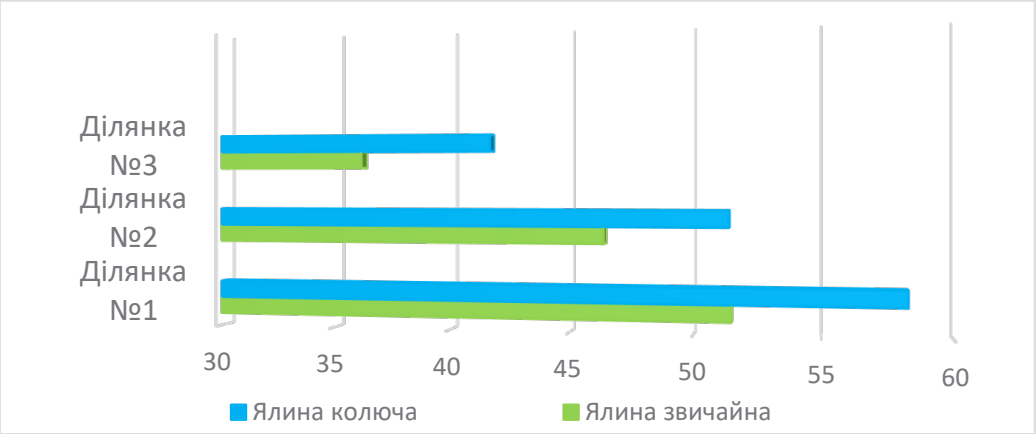


Рис. 2. Вологість хвої Picea abies та Picea pungens за різного ступеня антропогенного навантаження, %

Найнижчі показники зафіксовано на ділянці № 3 уздовж вулиці Європейської: 0,20 г у ялини звичайної та 0,62 г у ялини колючої.

Отже, результати дослідження показують, що найвищі значення абсолютної сухої маси хвої обох видів характерні для контрольної ділянки НДП «Софіївка» НАН України, а найнижчі – для магістральних насаджень уздовж вулиці Європейської. Виявлена закономірність доповнює результати морфометричного аналізу та підтверджує доцільність використання комплексу морфологічних і вагових показників для оцінювання стану хвойних насаджень в урбанізованому середовищі.

Аналіз наведених даних на рисунку 2 свідчить про закономірне зниження вмісту вологи в обох видів ялини зі зміною умов місцезростання.

За результатами дослідження встановлено, що вміст вологи у хвої *Picea abies* та *Picea pungens* поступово зменшувався від ділянки № 1 до ділянки № 3. У ялини звичайної показник знизився з 51,5 до 36,2 %, а у ялини колючої – з 58,3 до 41,7 %. На всіх досліджуваних ділянках вологість хвої ялини колючої була вищою, ніж ялини звичайної.

Зниження вмісту вологи у хвої обох видів зі зміною умов дослідження може свідчити про погіршення їхнього фізіологічного стану за посилення антропогенного навантаження. Водночас ялина колюча характеризувалася вищими показниками вологості хвої порівняно з ялиною звичайною. Для підтвердження впливу забруднення необхідно враховувати характеристики досліджуваних ділянок та інші чинники навколишнього середовища.

Загальний висновок до статті. У результаті проведених досліджень встановлено відмінності морфометричних, вагових і візуальних показників хвої ялини звичайної (*Picea abies* (L.) H. Karst.) та ялини колючої (*Picea pungens* Engelm.), що зростають на ділянках міста Умань із різними умовами навколишнього середовища та рівнем потенційного антропогенного навантаження. Найвиразніші зміни досліджуваних показників виявлено в насадженнях уздовж магістральної вулиці Європейської.

За посилення потенційного антропогенного навантаження спостерігалося зменшення довжини хвої, площі її поверхні та довжини пагонів обох видів. Водночас зростала кількість хвоїнок на одиницю довжини пагона, а також вираженість некрозу та хлорозу. Виявлені зміни свідчать про погіршення стану хвої в умовах міського середовища з вищим рівнем потенційного антропогенного впливу.

Аналіз вагових і водних характеристик підтвердив загальну тенденцію до зниження абсолютної сухої маси хвої та вмісту вологи в насадженнях, розташованих уздовж магістралі. При цьому ялина колюча на всіх досліджуваних ділянках характеризувалася більшими значеннями основних морфометричних показників, вищою сухою масою та більшим вмістом вологи порівняно з ялиною звичайною. Це вказує на відмінності у морфологічних характеристиках і реакціях досліджених видів на умови зростання.

Отже, комплексне використання морфометричних, вагових і візуальних показників хвої є перспективним підходом до оцінювання стану хвойних насаджень в урбанізованих ландшафтах. Водночас для встановлення безпосереднього зв'язку виявлених змін із конкретними чинниками антропогенного впливу необхідні подальші дослідження з урахуванням показників якості атмосферного повітря та інших умов зростання.

Перспективи використання результатів дослідження. Отримані результати можуть бути використані під час екологічного моніторингу міських зелених насаджень, оцінювання стану хвойних дерев за різних умов зростання та вдосконалення методів біоіндикації атмосферного забруднення. Матеріали дослідження також можуть застосовуватися в навчальному процесі під час викладання екологічних дисциплін і планування подальших досліджень щодо стійкості хвойних рослин до антропогенного навантаження.

Література

1. Іванова І. Ю. Хвойні рослини в ботанічному саду ім. акад. О. В. Фоміна. *Актуальні проблеми озеленення населених місць: освіта, наука, виробництво, мистецтво формування ландшафту:* тези доповідей міжнародної науково-практичної конференції (Біла Церква, 2017). Біла Церква, 2017. С. 61–63.
2. Іщук Л. П. Використання хвойних рослин (Pinopsida) в озелененні міста Біла Церква. *Пріоритетні напрямки дослідження Голонасінних у сучасних умовах:* матеріали Першої міжнародної наукової конференції, присвяченої пам'яті д. б. н. С. І. Галкіна на честь 70-річчя від дня народження (Біла Церква, 21 жовтня 2020 р.). Біла Церква: Білоцерківдрук, 2020. С. 96–100.
3. Крамарець В. О., Мацях І. П. Роль біотичних чинників у всиханні ялинників Українських Карпат. *Наукові праці Лісівничої академії наук України.* 2018. Вип. 17. С. 121–132. DOI: https://doi.org/10.15421/411827.
4. Матковська С. І., Климчик О. М. Екологічна роль представників видів роду Picea у зелених насадженнях міста Житомира. *Науковий вісник НЛТУ України.* 2016. Т. 26, № 8. С. 210–215. DOI: https://doi.org/10.15421/40260833
5. Al-Alam J., Fajloun Z., Chbani A., Millet M. The use of conifer needles as biomonitor candidates for the study of temporal air pollution variation in the Strasbourg region. *Chemosphere.* 2017. Vol. 168. P. 1411–1421. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.11.103.
6. Bertolotti G., Gialanella S. Review: use of conifer needles as passive samplers of inorganic pollutants in air quality monitoring. *Analytical Methods.* 2014. Vol. 6. P. 6208–6222. https://doi.org/10.1039/C4AY00172A.
7. Čeburnis D., Steinnes E. Conifer needles as biomonitors of atmospheric heavy metal deposition: comparison with mosses and precipitation, role of the canopy. *Atmospheric Environment.* 2000. Vol. 34, No. 25. P. 4265–4271. https://doi.org/10.1016/S1352-2310(00)00213-2.
8. Turunen M., Huttunen S. A Review of the Response of Epicuticular Wax of Conifer Needles to Air Pollution. *Journal of Environmental Quality.* 1990. Vol. 19, No. 1. P. 35–45. https://doi.org/10.2134/jeq1990.00472425001900010003x.

Дата першого надходження статті до видання: 20.10.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 04.11.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 23.11.2026

УДК 594.125:[591.9+551.583+556.18]
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.6-69.45

ІНВАЗІЙНИЙ ВИД *DREISSENA POLYMORPHA* (PALLAS, 1771) У ПРІСНОВОДНИХ ЕКОСИСТЕМАХ У КОНТЕКСТІ КЛІМАТИЧНИХ ЗМІН ТА ВОДНОГО ДЕФІЦИТУ

Шевчук Л.М. (orcid.org/0000-0003-4164-514X)
Герасимчук О.Л. (orcid.org/0000-0002-1279-1888)
Шевчук А.В. (orcid.org/0000-0001-9023-5214)
Державний університет «Житомирська політехніка»
вул. Чуднівська, 103, 10005, м. Житомир
shevchuk.biol@gmail.com, knz_shlm@ztu.edu.ua, kgt_gol@ztu.edu.ua, shevchuk.istor@gmail.com

Дрейсена поліморфна (*Dreissena polymorpha* Pallas, 1771) є понто-каспійським видом-вселенцем, масова інвазія якого у прісних водоймах і водотоках Європи та Північної Америки триває понад століття. У статті узагальнено багаторічні польові дані щодо поширення *D. polymorpha* у водоймах і водотоках України, її асоціації з молюсками родини Unionidae (перлівницевими), а також структурної організації локальних поселень виду на прикладі Житомирського водосховища. Розглянуто, як кліматичні зміни (підвищення температури води, зменшення водності річок, скорочення проточності) та посилення водного дефіциту в Україні впливають на потенціал розселення, щільність поселень і сезонну поведінку дрейсени. Описано зафіксовану в польових умовах зміну просторового розподілу особин на твердих субстратах: улітку молюски розміщуються рівномірно по колу гілки, у вересні переважно з її затіненого боку. Це явище розглянуто як можливу поведінкову відповідь на термічний і світловий стрес. Проаналізовано подвійний вплив дрейсени на прісноводні екосистеми. Негативний вплив полягає в біофулінгу гідротехнічних споруд, водозабірних і водопровідних мереж та в погіршенні умов існування аборигенних перлівницевих через обростання їхніх черепашок. Водночас фільтраційна активність виду в окремих випадках покращує прозорість і хімічний склад води. Обгрунтовано потребу довгострокового моніторингу популяцій *D. polymorpha* як індикатора трансформації прісноводних екосистем в умовах кліматичних змін і водного дефіциту та як інструменту прогнозування ризиків для водогосподарського комплексу. Результати можуть бути використані для розроблення протоколів раннього виявлення й реагування (EDRR) на інвазійні види молюсків, а також для підготовки освітніх і дослідницьких програм з управління інвазійними видами в умовах водного дефіциту. *Ключові слова: Dreissena polymorpha*, інвазійні види, стійкість прісноводних екосистем, кліматичні зміни, водний дефіцит, Unionidae, біоіндикація, біофулінг.

Invasive species *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771) in freshwater ecosystems in the context of climate change and water scarcity. Shevchuk L., Herasymchuk O., Shevchuk A.

The zebra mussel (*Dreissena polymorpha* Pallas, 1771) is a Ponto-Caspian invader whose mass invasion of European and North American fresh waters has continued for over a century. The paper summarises the long-term field data on the distribution of *D. polymorpha* in water bodies and watercourses of Ukraine, its association with mussels of the family Unionidae, and the structure of local settlements, with the Zhytomyr Reservoir as a case study. We examine how climate change (rising water temperature, reduced river flow and lower current velocity) and growing water scarcity in Ukraine affect the dispersal potential, settlement density and seasonal behaviour of the species. We describe a seasonal shift in the spatial distribution of individuals on woody substrates: in summer the mussels are spread evenly around the branch, whereas in September they concentrate on its shaded side. This shift is considered a possible behavioural response to thermal and light stress. The impact of the zebra mussel on freshwater ecosystems is twofold. Negative effects include biofouling of hydraulic structures, water intakes and water supply networks, and poorer habitat conditions for native unionids whose shells become overgrown. At the same time, filtration by the species can improve water transparency and chemistry in some cases. The paper argues for long-term monitoring of *D. polymorpha* populations under climate change as an indicator of freshwater ecosystem transformation and as a tool for forecasting risks to water management infrastructure. The results can support the development of early detection and rapid response (EDRR) protocols for invasive molluscs and the design of educational and research programmes on invasive species management under conditions of water scarcity and climate change. *Key words: Dreissena polymorpha*, invasive species, resilience of freshwater ecosystems, climate change, water scarcity, Unionidae, bioindication, biofouling.

Постановка проблеми. Україна належить до країн з обмеженою забезпеченістю водними ресурсами, і протягом останнього десятиліття проблема стійкості прісноводних екосистем посилюється внаслідок кліматичних змін: скорочуються обсяги річкового стоку, зростає температура поверхневих вод, посушливі періоди стають частішими й тривалішими [1]. За таких умов особливої уваги потребують інвазійні види гідробіонтів, здатні швидко реагувати на зміну середовища й закріплюватися в нових, часто

© Шевчук Л.М., Герасимчук О.Л., Шевчук А.В., 2026
Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY 4.0

вже трансформованих екосистемах [2, 3]. *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771) є одним із найбільш експансивних видів-вселенців континентальних вод Європи; в Україні вона масово освоїла водосховища, річки, канали та водогінні мережі ще в XX ст. Проте взаємодію виду з кліматичними факторами, зокрема з підвищенням температури води та зменшенням проточності внаслідок обміління річок, вивчено недостатньо. Саме ці фактори значною мірою визначатимуть подальшу динаміку поселень дрейсени, а отже, і масштаб її впливу на водогосподарську інфраструктуру та аборигенну фауну молюсків, зокрема на перлівницевих (Unionidae), стан популяцій яких і без того погіршується [4, 5].

Актуальність дослідження. Актуальність теми зумовлена тим, що в Україні одночасно діють два процеси, які підсилюють один одного. По-перше, триває експансія *D. polymorpha*, яка утворює масові обростання («друзи») на гідротехнічних спорудах, у трубопроводах систем водопостачання та охолодження, спричиняючи біофулінг і значні економічні витрати експлуатуючих підприємств [2]. По-друге, водний дефіцит і кліматичні зміни трансформують гідрологічний режим річок і водосховищ: зменшують швидкість течії, підвищують температуру води, змінюють кисневий режим. Тим самим змінюються умови, від яких залежать щільність поселень, репродуктивна активність і територіальна поведінка дрейсени. Знання цього взаємозв'язку потрібне для прогнозування розвитку інвазії на найближчі десятиліття, планування заходів з обмеження біофулінгу водогосподарських об'єктів і збереження аборигенної малакофауни. Тема також відповідає пріоритетам європейської природоохоронної політики, зокрема Регламенту ЄС № 1143/2014 щодо інвазійних чужорідних видів [6], що важливо для міжнародної наукової та освітньої співпраці.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Робота продовжує багаторічні дослідження в галузі прісноводної малакології, зокрема поширення та структурної організації поселень дрейсени й перлівницевих у водоймах і водотоках України, а також індикаторного значення двостулкових молюсків для оцінки екологічного стану водних об'єктів. Дослідження пов'язане з практичним завданням розроблення протоколів раннього виявлення й реагування (Early Detection and Rapid Response, EDRR) на інвазійні види молюсків і з підготовкою освітньо-наукових ініціатив з управління прісноводними інвазійними видами в умовах кліматичних змін і водного дефіциту, які планується реалізувати разом із зарубіжними партнерами.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Поширення *D. polymorpha* у водоймах і водотоках України, зокрема в асоціації з молюсками родини Unionidae, досліджено на матеріалі 208 пунктів спостережень у межах усіх великих річкових басейнів країни [7]. Вид зареєстровано у 40 з 208 обстежених водних об'єктів (19,23 %). В усіх випадках спільного мешкання дрейсена домінувала серед видів-епібіонтів на черепашках перлівницевих (90–100 % чисельності), а щільність її поселень зростала пропорційно розміру черепашки молюска-носія [7]. Показано, що покриття дрейсеною понад третини поверхні черепашки перлівницевих є критичною межею, за якою зростає смертність носіїв [7].

Структурну організацію локального поселення *D. polymorpha* детально вивчено на прикладі Житомирського водосховища (р. Тетерів), яке використовується для промислового водопостачання м. Житомира та є місцем відпочинку для містян [8]. Проаналізовано статеву, вікову й розмірну структуру популяції. Встановлено, що самки переважають над самцями протягом року, репродуктивне ядро популяції формують особини віком 2–3 роки, а розмірна структура змінюється сезонно: улітку переважають дрібні особини за рахунок поповнення молоддю, а взимку домінують великі старі особини [8]. Ці результати свідчать, що популяція стабільно відтворюється у штучній водоймі.

Індикаторне значення двостулкових молюсків розкрито також у дослідженнях видового складу угруповань родини Unionidae в басейнах річок Случ, Тетерів, Уборть і Уж (Центральне Полісся) за два періоди спостережень (1998–2013 і 2019–2020 рр.). Ці дослідження виявили суттєву антропогенну трансформацію малакоценозів під впливом забруднення та зміни гідрологічного режиму [9]. Видове різноманіття перлівницевих як біоіндикатор стану водного середовища річкових басейнів України розглянуто в роботі [10].

Наведені праці становлять емпіричну основу для оцінки взаємодії *D. polymorpha* з аборигенною малакофауною та водними екосистемами України, однак вплив кліматичних змін і водного дефіциту на цю взаємодію в них безпосередньо не розглянуто. Цьому питанню присвячено нашу статтю.

Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми. Попри значний обсяг даних про поширення й структурну організацію поселень *D. polymorpha* в Україні, невирішеними залишаються такі питання: 1) як зміна гідрологічного режиму річок і водосховищ (зменшення проточності, обміління, підвищення температури води) внаслідок кліматичних змін вплине на щільність, вікову структуру й репродуктивний потенціал поселень дрейсени [11, 12]; 2) чи здатен вид пристосовуватися до посилення водного дефіциту зміною поведінки, наприклад вибором мікробіотопів з меншим тепловим і світловим навантаженням; 3) як поширення інвазії позначиться на вразливих популяціях аборигенних перлівницевих, що одночасно зазнають кліматичного стресу [4, 13, 14]; 4) які параметри моніторингу поселень дрейсени слід включити до протоколів EDRR з урахуванням кліматичної складової [15]. На національному рівні ці питання вивчено мало, тому наявні польові спостереження потребують узагальнення в єдиній концептуальній схемі.

Новизна. Уперше на основі багаторічних польових спостережень запропоновано інтерпретувати сезонну зміну просторового розподілу *D. polymorpha* на твердих (деревних) субстратах як індикатор поведінкової відповіді популяції на температурний і світловий стрес, який посилюється в умовах кліматичних змін. Улітку особини розподілені переважно рівномірно по колу гілки, а у вересні концентруються з її затіненого боку. Новим є також зіставлення даних про поширення дрейсени в асоціації з перлівницевими (208 пунктів спостережень) і про структурну організацію її локального поселення (Житомирське водосховище) з кліматичним і водогосподарським

контекстом. Раніше ці дані розглядали переважно в малакологічному аспекті, без зв'язку з кліматичними чинниками та завданнями водної безпеки.

Методологічне або загальнонаукове значення. Результати роботи доповнюють методологічну базу моніторингу інвазійних видів молюсків в умовах кліматичних змін. Пропонуємо розглядати структурні параметри поселень *D. polymorpha* (щільність, вікову й розмірну структуру, характер розподілу на субстраті) не лише як малакологічні показники, а й як індикатори стану прісноводної екосистеми, чутливі до зміни гідрологічного й термічного режиму водного об'єкта. Такий підхід відповідає загальнонауковому принципу використання видів-індикаторів для оцінки антропогенної й кліматичної трансформації екосистем і може бути застосований під час розроблення національних протоколів EDRR для інвазійних гідробіонтів.

Викладення основного матеріалу. За результатами власних обстежень 208 пунктів у період 1998-2026 років у межах основних річкових басейнів України (Дніпро, Прип'ять, Західний і Південний Буг, Сіверський Донець, Дністер, пониззя Дунаю, річки Криму та Північного Приазов'я) *D. polymorpha* зареєстровано у 40 водних об'єктах (19,23 %), а *D. bugensis* виявлено у 13 (6,25 %), переважно разом із першим видом [7]. В усіх пунктах, де дрейсена мешкала на черепашках перлівницевих, *D. polymorpha* домінувала серед видів-епібіонтів і становила 90–100 % їхньої загальної чисельності [7]. Личинки дрейсени не виявляють вираженої вибірковості щодо виду перлівницевих як субстрату для осідання, проте надають перевагу більшим черепашкам, імовірно, через більшу площу для прикріплення [7]. Кількісний аналіз показав, що за площі обростання до приблизно третини поверхні черепашки-носія пригнічувального впливу на перлівницевих не спостерігається; якщо цей показник більший, у популяціях носіїв зростає частка порожніх черепашок відмерлих особин [7].

У Житомирському водосховищі (р. Тетерів) досліджено статеву, вікову й розмірну структуру локальної популяції *D. polymorpha* [8]. Самки стабільно переважають над самцями протягом року, найвиразніше влітку та восени. Домінують особини віком 2–3 роки, які формують репродуктивне ядро популяції й забезпечують її активне самовідтворення у штучній регульованій водоймі [8]. Розмірна структура має чітку сезонну динаміку: влітку зростає частка дрібних особин за рахунок поповнення молоддю, а взимку в поселеннях переважають великі, старші екземпляри. Такий розподіл типовий для популяцій, які перед новим циклом розмноження проходять фазу сезонного «старіння» [8]. Демографічну стабільність поселення зафіксовано у водоймі, з якої здійснюється водозабір. Отже, дрейсена зберігає високий відтворювальний потенціал безпосередньо в інфраструктурі, вразливій до біофулінгу.

За нашими польовими спостереженнями, на замулених ділянках річкових заплав дорослі особини *D. polymorpha*, що оселяються на занурених деревних субстратах (гілках), сезонно змінюють просторовий розподіл. Улітку вони розміщуються рівномірно з усіх боків субстрату, а у вересні концентруються переважно на затіненому боці. Таку зміну можна пояснити реакцією на підвищене термічне й світлове навантаження в період літньої межені, коли зменшення проточності й обміління річок посилюють прогрівання мілководь [16, 17]. Якщо водний дефіцит посилюватиметься (зменшення водності річок, подовження літньої межені, зростання температури поверхневих вод), подібні поведінкові пристосування можуть стати регулярними [18, 19]. Це потенційно розширює спектр придатних для дрейсени мікробіотопів, зокрема за рахунок затінених ділянок зі стабільнішою температурою. Водночас динаміку поселень стає важче прогнозувати стандартними методами моніторингу, розрахованими на рівномірний відбір проб.

Водний дефіцит також підвищує економічну вразливість інфраструктури. Якщо обсяги води в системах водопостачання й охолодження зменшуються, а інтенсивність обростання дрейсеною не змінюється, відносне навантаження біофулінгу на одиницю пропускної здатності водоводів і водозабірних споруд зростає [2]. Водночас фільтраційна активність дрейсени поліпшує прозорість і хімічний склад води, тому вплив виду на водні екосистеми не можна оцінювати лише як негативний [20].

Головні висновки

1. *D. polymorpha* має високий інвазійний потенціал у водоймах і водотоках України: вид зареєстровано у 40 з 208 обстежених водних об'єктів, а в разі спільного мешкання з перлівницевими він домінує серед видів-епібіонтів на їхніх черепашках (90–100 % чисельності).

2. Локальні поселення дрейсени, зокрема у водоймі (Житомирське водосховище), мають стабільну демографічну структуру із самовідтворювальним ядром (особини віком 2–3 роки) і вираженою сезонною динамікою розмірної та статевої структури.

3. Сезонна зміна просторового розподілу особин на твердих субстратах (перехід на затінений бік у вересні) свідчить про здатність виду до поведінкового пристосування до термічного навантаження, яке посилюється в період літньої межені та за прогнозованого водного дефіциту.

4. Кліматичні зміни й водний дефіцит потенційно підсилюють інвазію двома шляхами: змінюють гідротермічний режим водойм так, що придатних для дрейсени мікробіотопів стає більше, і водночас підвищують економічну вразливість водогосподарської інфраструктури до біофулінгу. Дрейсеніди належать до небагатьох прісноводних таксонів, експансія і щільність поселень яких історично зростали разом із потеплінням водойм Європи та Північної Америки [11, 19]. Скорочення річкового стоку та подовження літньої межені знижують проточність і посилюють прогрівання мілководь [1], а температура і швидкість течії є ключовими регуляторами росту, метаболізму та репродуктивного циклу *D. polymorpha* [11, 17].

Перспективи використання результатів дослідження. Отримані результати можуть використовувати водоканали та організації, що експлуатують гідротехнічні споруди, для планування заходів з обмеження біофулінгу з урахуванням сезонної та кліматично зумовленої динаміки поселень дрейсени. Природоохоронним органам вони знадобляться для доповнення національних протоколів EDRR кліматичною складовою [15], а науковим установам можуть слугувати основою для довгострокового моніторингу впливу водного дефіциту на інвазійні

й аборигенні популяції двостулкових молюсків. Матеріали статті також буде використано для обґрунтування міжнародної освітньо-наукової програми з управління прісноводними інвазійними видами в умовах кліматичних змін і водного дефіциту, яка готується разом із зарубіжними партнерами.

Література

1. European Environment Agency. Water and climate impacts. Europe's environment 2025. Copenhagen : European Environment Agency, 2025. URL: https://www.eea.europa.eu/en/europe-environment-2025/thematic-briefings/biodiversity-and-ecosystems/water-and-climate-impacts (дата звернення: 23.09.2026).
2. Haubrock P. J., Cuthbert R. N., Ricciardi A., Diagne C., Courchamp F. Economic costs of invasive bivalves in freshwater ecosystems. Diversity and Distributions. 2022. Vol. 28, No. 5. P. 1010–1021. DOI: https://doi.org/10.1111/ddi.13501.
3. Karatayev A. Y., Burlakova L. E., Karatayev V. A., Cooper J. E., Rudstam L. G. Multiple invasions decimate the most imperiled freshwater invertebrates. Biological Invasions. 2025. Vol. 27, No. 2. Art. 85. DOI: https://doi.org/10.1007/s10530-025-03540-5.
4. Tarter A. A., Ford D. F., Symonds D. E., Ford N. B., Schwalb A. N. Impact of extreme climatic events on unionid mussels in a subtropical river basin. Hydrobiologia. 2023. Vol. 850, No. 6. P. 1427–1442. DOI: https://doi.org/10.1007/s10750-022-04819-7.
5. Vaessen Q., Houbrechts G., Van Campenhout J., Hambuckers A. Which environmental factors influence the distribution patterns of an endangered freshwater mussel (Unio crassus)? Geomorphology. 2024. Vol. 454. Art. 109180. DOI: https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2024.109180.
6. Regulation (EU) No 1143/2014 of the European Parliament and of the Council of 22 October 2014 on the prevention and management of the introduction and spread of invasive alien species. Official Journal of the European Union. 2014. L 317. P. 35–55. DOI: https://doi.org/10.3000/19770677.L_2014.317.eng.
7. Янович Л. М. Перлівницеві Unionidae Rafinesque, 1820 (Bivalvia) в сучасних екологічних умовах України (стан популяцій, особливості статевої структури і розмноження, біоценотичні зв'язки та фауна: дис. … доктора біологічних наук: 03.00.08. Київ, 2013. 389 с.
8. Присяжнюк Р. А., Янович Л. М. Dreissena polymorpha (Pallas, 1771) (Mollusca: Bivalvia: Dreissenidae) в Житомирському водосховищі. Екологічні науки. 2018. № 3(22). С. 133–136. URL: https://ecoj.dea.kiev.ua/archives/2018/3/26.pdf (дата звернення: 23.09.2026).
9. Bilina L., Shevchuk L., Urbańska M. Species composition in assemblages of the family Unionidae Rafinesque, 1820 (Mollusca: Bivalvia) as an indicator of ecological changes in water bodies of Central Polissia, Ukraine. Folia Malacologica. 2023. Vol. 31, No. 2. P. 83–91. DOI: https://doi.org/10.12657/folmal.031.009.
10. Shevchuk L., Vasilieva L., Romaniuk R., Pavliuchenko O. Species diversity of unionid mussels (Mollusca: Bivalvia: Unionidae) as a bioindicator of the state water environment of river basins of Ukraine. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science. 2021. Vol. 915, No. 1. Art. 012006. DOI: https://doi.org/10.1088/1755-1315/915/1/012006.
11. Karatayev A. Y., Burlakova L. E. What we know and don't know about the invasive zebra (Dreissena polymorpha) and quagga (Dreissena rostriformis bugensis) mussels. Hydrobiologia. 2025. Vol. 852, No. 5. P. 1029–1102. DOI: https://doi.org/10.1007/s10750-022-04950-5.
12. Gallardo B., Aldridge D. C. Global change likely to promote the expansion of the quagga mussel (Dreissena bugensis) in Europe. Journal of Biogeography. 2025. Vol. 52, No. 10. Art. e70012. DOI: https://doi.org/10.1111/jbi.70012.
13. da Silva J. P., Sousa R., Gonçalves D. V., Miranda R., Reis J., Teixeira A., Varandas S., Lopes-Lima M., Filipe A. F. Streams in the Mediterranean Region are not for mussels: Predicting extinctions and range contractions under future climate change. Science of the Total Environment. 2023. Vol. 883. Art. 163689. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163689.
14. Cushway K. C., Geist J., Schwalb A. N. Surviving global change: A review of the impacts of drought and dewatering on freshwater mussels. Biological Reviews. 2025. Vol. 100, No. 1. P. 275–307. DOI: https://doi.org/10.1111/brv.13142.
15. Reaser J. K., Burgiel S. W., Kirkey J., Brantley K. A., Veatch S. D., Burgos-Rodríguez J. The early detection of and rapid response (EDRR) to invasive species: A conceptual framework and federal capacities assessment. Biological Invasions. 2020. Vol. 22. P. 1–19. DOI: https://doi.org/10.1007/s10530-019-02156-w.
16. Louis F., Rioult D., Rocher B., Gaillet V., Delahaut L., Paris-Palacios S., David E. Dreissena polymorpha responses under thermal and hypoxic stress: New insights in the tolerance of this freshwater sentinel species. Aquatic Toxicology. 2023. Vol. 260. Art. 106586. DOI: https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2023.106586.
17. Griebeler E. M., Seitz A. Effects of increasing temperatures on population dynamics of the zebra mussel Dreissena polymorpha: Implications from an individual-based model. Oecologia. 2007. Vol. 151, No. 3. P. 530–543. DOI: https://doi.org/10.1007/s00442-006-0591-0.
18. Kobak J., Wiśniewski K., Bomba A., Szarmach D., Balogh C., Jermacz Ł., Poznańska-Kakareko M. Congener dreissenid mussels differ in their survival and behavioral responses to drought and immersion in sediments. Integrative Zoology. 2026. Vol. 21, No. 4. P. 741–751. DOI: https://doi.org/10.1111/1749-4877.70123.
19. Hillebrand V., Dobler A. H., Schwalb A. N., Geist J. Physiological effects of interacting native and invasive bivalves under thermal stress. Biological Invasions. 2024. Vol. 26, No. 7. P. 2281–2293. DOI: https://doi.org/10.1007/s10530-024-03315-4.
20. Burlakova L. E., Karatayev A. Y., Boltovskoy D., Correa N. M. Ecosystem services provided by the exotic bivalves Dreissena polymorpha, D. rostriformis bugensis, and Limnoperna fortunei. Hydrobiologia. 2023. Vol. 850, No. 12–13. P. 2811–2854. DOI: https://doi.org/10.1007/s10750-022-04935-4.

Дата першого надходження статті до видання: 30.09.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 04.11.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 23.11.2026

ТЕОРЕТИЧНА ЕКОЛОГІЯ

УДК504.5:628.3
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.6-69.46

АНАЛІЗ ВПЛИВУ НАКОПИЧУВАЧІВ РІДКИХ ВІДХОДІВ НА КОМПОНЕНТИ ДОВКІЛЛЯ

Бутко В.С. (orcid.org/0009-0006-8790-0387),
Трембіцький Д.С. (orcid.org/0009-0000-2023-9885)
Національний технічний університет «Харківський політехнічний інститут»
вул. Кирпичова, 2, 61002, м. Харків
Vladyslav.Butko@khpi.edu.ua, Dmytro.Trembitskyi@mit.khpi.edu.ua

У статті було проведено аналіз впливу накопичувачів рідких відходів на основні компоненти довкілля, такі як ґрунти, поверхневі й підземні води, атмосферне повітря та екосистеми. Актуальність дослідження зумовлена тривалим накопиченням значних обсягів промислових відходів, а також ризиками порушення герметичності накопичувальних споруд і поширення забруднювальних речовин. Метою роботи є систематизація основних напрямів негативного впливу накопичувачів рідких відходів, визначення шляхів міграції забруднювачів та обґрунтування заходів щодо мінімізації екологічних ризиків. Методологічною основою дослідження є аналіз, узагальнення та систематизація результатів сучасних наукових публікацій відносно екологічних наслідків зберігання рідких відходів, забруднення фільтратом і технологій їх переробки. Встановлено, що основними механізмами поширення забруднювальних речовин є витоки рідкої фази, інфільтрація через основу накопичувачів, випаровування летких сполук, утворення газів та вітрове перенесення пилу. Визначено, що такі процеси можуть спричиняти зміну фізико-хімічних властивостей ґрунтів, погіршення якості поверхневих і підземних вод, забруднення атмосферного повітря та порушення функціонування природних екосистем. Систематизовано основні напрями впливу накопичувачів на компоненти довкілля, можливі екологічні наслідки та відповідні заходи мінімізації. Обґрунтовано доцільність комплексного екологічного моніторингу, контролю технічного стану й герметичності накопичувачів, очищення та зневоднення відходів. Перспективним напрямом є впровадження ресурсоефективних технологій, які будуть спрямовані на відновлення води, вилучення корисних компонентів і переробку органічної фракції на паливні пелети. Практичне значення отриманих результатів полягає в можливості їх використання для оцінювання екологічних ризиків та розробки природоохоронних заходів.
Ключові слова: накопичувачі рідких відходів, шламонакопичувачі, ґрунти, компоненти довкілля, поверхневі води, підземні води, атмосферне повітря, екологічний моніторинг.

Analysis of the impact of liquid waste storage tanks on environmental components. Butko V., Trembitskyi D.
This article analyzes the impact of liquid waste storage facilities on key environmental components, such as soil, surface and groundwater, atmospheric air, and ecosystems. The relevance of this study stems from the long-term accumulation of significant volumes of industrial waste, as well as the risks of leaks from storage facilities and the spread of pollutants. The aim of this study is to systematize the main areas of negative impact caused by liquid waste storage facilities, identify the migration pathways of pollutants, and justify measures to minimize environmental risks. The methodological basis of the study is the analysis, generalization, and systematization of the results of contemporary scientific publications regarding the environmental consequences of liquid waste storage, leachate contamination, and waste treatment technologies. It has been established that the main mechanisms for the spread of pollutants are liquid-phase leaks, infiltration through the base of the storage facilities, evaporation of volatile compounds, gas formation, and wind-borne dust. It has been determined that such processes can cause changes in the physicochemical properties of soils, deterioration of surface and groundwater quality, atmospheric air pollution, and disruption of natural ecosystems. The main ways in which storage facilities affect environmental components, possible environmental consequences, and corresponding mitigation measures have been systematized. The feasibility of comprehensive environmental monitoring, control of the technical condition and leak-tightness of storage facilities, as well as waste treatment and dewatering, has been substantiated. A promising direction is the implementation of resource-efficient technologies aimed at water recovery, the extraction of useful components, and the processing of the organic fraction into fuel pellets. The practical significance of the obtained results lies in their potential use for assessing environmental risks and developing environmental protection measures. *Key words:* liquid waste storage facilities, sludge storage facilities, soils, environmental components, surface water, groundwater, atmospheric air, environmental monitoring.

Постановка проблеми. Накопичення рідких промислових відходів у шламонакопичувачах і мулонакопичувачах є актуальною екологічною проблемою, оскільки тривале зберігання значних обсягів шламів та осадів створює ризики забруднення основних компонентів довкілля. Як зазначають автори [1], відкриті накопичувачі можуть бути джерелами надходження забруднювальних речовин у ґрунти, поверхневі й підземні води, а також викидів газоподібних сполук і пилу в атмосферне повітря. Це може призводити до погіршення якості природних ресурсів, порушення стану екосистем і виникнення довготривалих екологічних ризиків на прилеглих територіях.

Попри наявність технологій переробки накопичених відходів у вторинні ресурси, актуальним залишається питання комплексного оцінювання їх

© Бутко В.С., Трембіцький Д.С., 2026
Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY 4.0

впливу на довкілля. Необхідно враховувати склад відходів, шляхи міграції забруднювальних речовин і взаємозв'язки між компонентами природного середовища. Отже, проблема полягає у визначенні основних напрямів негативного впливу накопичувачів рідких відходів на ґрунти, води, атмосферне повітря та екосистеми для обґрунтування заходів екологічного моніторингу, зменшення техногенного навантаження й відновлення забруднених територій.

Актуальність дослідження. Актуальність теми зумовлена накопиченням значних обсягів рідких промислових відходів та ризиками їх негативного впливу на компоненти навколишнього середовища. Неналежне утримання шламонакопичувачів може спричиняти аварійні ситуації, поширення забруднювальних речовин і довготривалі екологічні наслідки [2]. Особливу небезпеку становить забруднення ґрунтів і вод важкими металами, що створює ризики для екосистем і здоров'я населення [3]. Водночас перспективним напрямом зменшення екологічного навантаження є зневоднення накопичених відходів із подальшим відновленням води та її повторним використанням [4]. У зв'язку з цим актуальним є комплексний аналіз впливу накопичувачів рідких відходів на ґрунти, поверхневі й підземні води, атмосферне повітря та екосистеми для визначення основних екологічних ризиків і обґрунтування заходів щодо їх мінімізації.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Дане дослідження спрямоване на систематизацію відомостей про вплив накопичувачів рідких відходів на основні компоненти довкілля, визначенні потенційних шляхів поширення забруднювальних речовин і характеристиці пов'язаних із цим екологічних ризиків. Отримані результати можуть бути використані для вдосконалення систем екологічного моніторингу, обґрунтування природоохоронних заходів, визначення пріоритетів відновлення забруднених територій і впровадження ресурсоефективних технологій поводження з промисловими відходами. Практичне значення роботи полягає у можливості застосування її положень під час оцінювання екологічного стану територій, прилеглих до накопичувачів, та розроблення заходів зі зниження техногенного навантаження на довкілля.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. У публікаціях останніх років значну увагу приділено екологічним наслідкам накопичення фільтрату та рідких відходів, зокрема їхньому впливу на ґрунти, поверхневі й підземні води. У працях [5–7] розглянуто небезпеку забруднювальних компонентів фільтрату, їхню токсичність і підходи до управління небезпечними відходами. У роботах [8–10] основну увагу зосереджено на міграції важких металів, забрудненні ґрунтів і підземних вод та оцінюванні пов'язаних із цим екологічних ризиків. Окремий напрям становлять питання екотоксикологічного впливу полігонів відходів і поширення нових забруднювачів [11, 12].

Водночас актуальними залишаються вдосконалення технологій очищення фільтрату та управління рідкими відходами [13, 14], оцінювання ефективності очищення стічних вод у ставках-накопичувачах [15] і можливостей повторного використання очищеної води [16]. Попри значну увагу до забруднення водного й ґрунтового середовища та технологій поводження з рідкими відходами, актуальним є комплексний розгляд впливу накопичувачів на ґрунти, води, атмосферне повітря та екосистеми. Це зумовлює необхідність систематизації основних шляхів поширення забруднювальних речовин і визначення пріоритетних заходів зі зниження екологічних ризиків.

Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Попри значну кількість публікацій щодо забруднення довкілля фільтратом і рідкими відходами, недостатньо систематизованими залишаються питання комплексного впливу накопичувачів на ґрунти, поверхневі й підземні води, атмосферне повітря та екосистеми. Потребують подальшого опрацювання взаємозв'язки між шляхами міграції забруднювальних речовин, масштабами їх поширення та рівнем екологічного ризику. Саме цим питанням присвячено дане дослідження з метою визначення основних напрямів негативного впливу накопичувачів рідких відходів і обґрунтування заходів його мінімізації.

Новизна. Наукова новизна статті полягає в тому, що в ній:

1. Систематизовано основні напрями впливу накопичувачів рідких відходів на ґрунти, води, атмосферне повітря та екосистеми;
2. Визначено ключові шляхи поширення забруднювальних речовин між компонентами довкілля;
3. Обґрунтовано необхідність комплексного оцінювання екологічних ризиків для визначення пріоритетних заходів зі зниження техногенного навантаження та мінімізації негативних наслідків функціонування накопичувачів.

Методологічне або загальнонаукове значення. Методологічне значення полягає у систематизації підходів до комплексного оцінювання впливу накопичувачів рідких відходів на основні компоненти довкілля з урахуванням шляхів міграції забруднювальних речовин. Отримані положення можуть бути використані для подальшого розвитку методів екологічного моніторингу, оцінювання техногенного навантаження та обґрунтування природоохоронних заходів.

Виклад основного матеріалу. Накопичувачі рідких промислових відходів є потенційними джерелами тривалого техногенного впливу на довкілля. Рівень екологічної небезпеки залежить від хімічного складу відходів, умов зберігання, технічного стану споруд і здатності забруднювальних речовин мігрувати в природному середовищі. В роботі [1] розглянуто можливості переробки рідких відходів шламонакопичувачів і мулонакопичувачів у вторинні ресурси. Водночас важливим залишається оціню-

вання екологічних ризиків, пов'язаних із тривалим зберіганням таких відходів і порушенням цілісності накопичувачів.

Основними шляхами негативного впливу на ґрунти й водні ресурси є витоки рідкої фази та інфільтрація забруднювальних речовин (рис. 1). Це може спричиняти зміну хімічних властивостей ґрунтів, забруднення підземних вод і погіршення якості поверхневих водойм. В дослідженні [3] розглядають екологічні ризики, пов'язані з поширенням важких металів, зокрема кадмію, свинцю та ртуті, а також їх потенційним впливом на здоров'я населення. Подібні механізми міграції забруднювачів у ґрунти й підземні води розглянуто в роботі [8]. Хоча характеристики промислових накопичувачів і полігонів відходів відрізняються, наведені результати підтверджують необхідність систематичного контролю стану ґрунтів і вод у зонах їх впливу.

Узагальнену схему впливу накопичувачів рідких відходів на основні компоненти довкілля, основні шляхи поширення забруднювальних речовин, пов'язані з ними екологічні наслідки представлено на рис. 2.

Накопичувачі рідких відходів можуть впливати на ґрунти, поверхневі й підземні води, атмосферне пові-

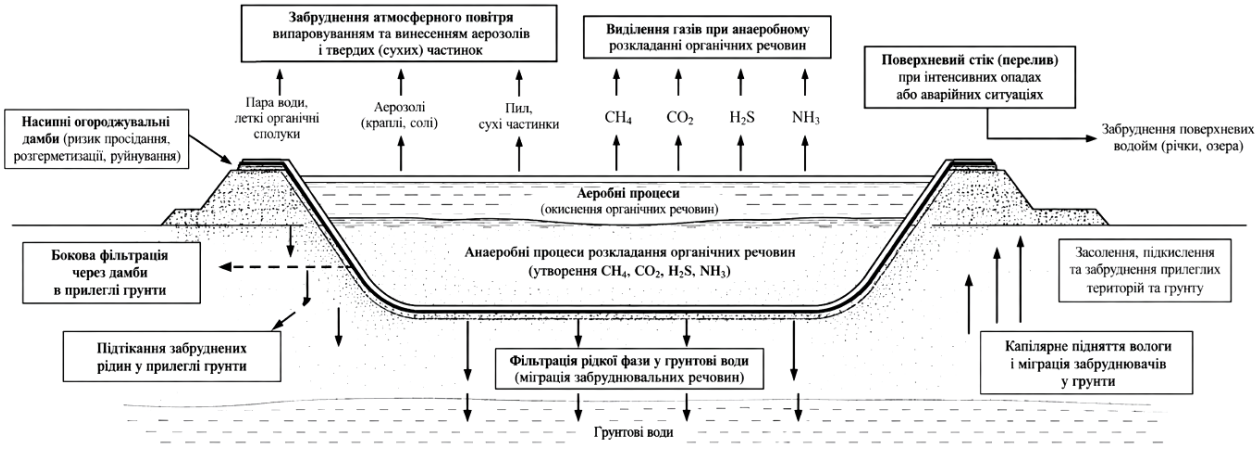


Рис. 1. Шляхи впливу накопичувачей рідких відходів на довкілля

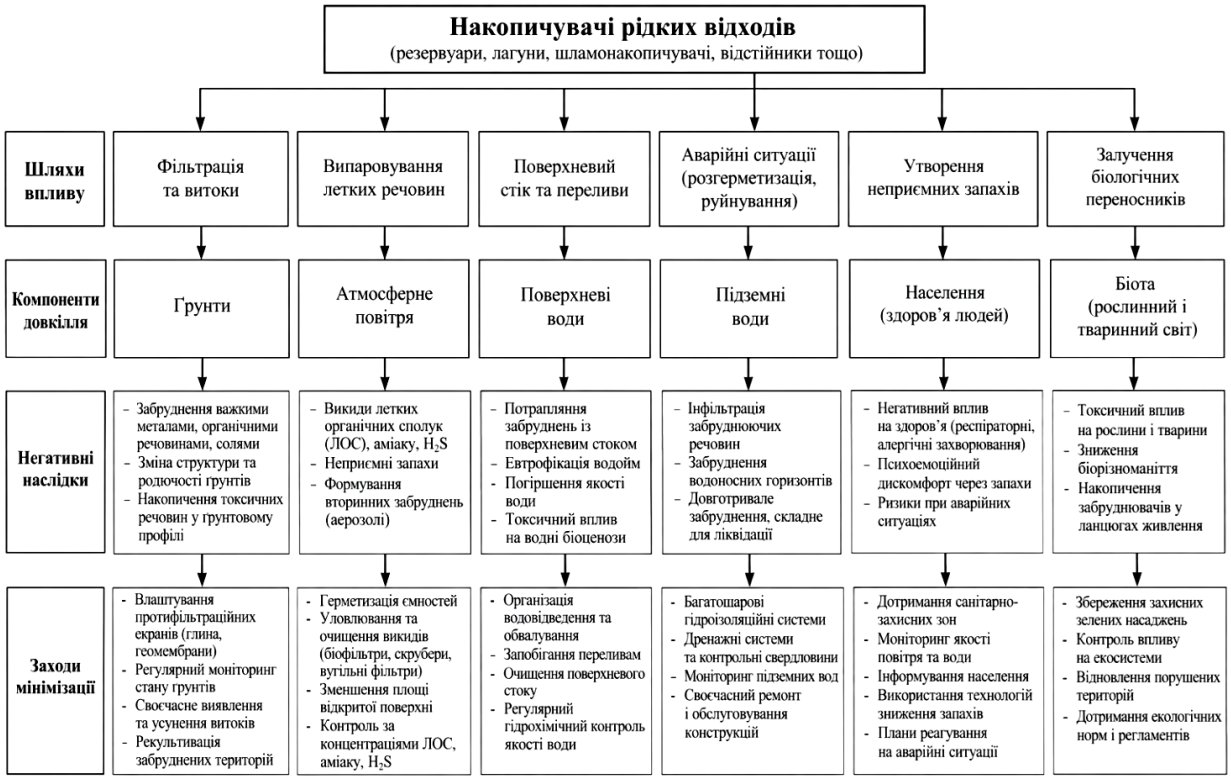


Рис. 2. Аналіз впливу накопичувачів рідких відходів на компоненти довкілля та заходи мінімізації негативних наслідків

тря та екосистеми через витоки, інфільтрацію, випаровування й поширення пилу. Наслідками такого впливу є забруднення природних компонентів і виникнення екологічних ризиків для біоти та населення.

Вплив накопичувачів на атмосферне повітря може бути пов'язаний із випаровуванням летких сполук, утворенням газів і вітровим перенесенням пилу з висушеної поверхні відходів. Надходження токсичних речовин до природних середовищ створює передумови для порушення стану рослинності, водних організмів і наземних екосистем. Взаємопов'язане поширення забруднювачів між ґрунтами, водою та повітрям зумовлює необхідність комплексного оцінювання екологічних наслідків, а не лише визначення концентрацій окремих речовин.

Для систематизації основних напрямів негативного впливу накопичувачів рідких відходів на компоненти довкілля, визначення можливих екологічних наслідків і відповідних заходів мінімізації узагальнено інформацію, наведену в наукових джерелах. Результати систематизації представлено в табл. 1.

Таким чином, найбільші екологічні ризики пов'язані з можливістю одночасного забруднення кількох компонентів довкілля внаслідок витоків, інфільтрації та аварійного поширення відходів. Пріоритетними заходами є забезпечення технічної надійності накопичувачів, систематичний моніторинг прилеглих територій і впровадження технологій переробки, що дають змогу зменшити обсяги відходів та повторно використовувати воду й корисні компоненти.

Зменшення техногенного навантаження передбачає контроль герметичності накопичувачів, моніторинг ґрунтів, вод і атмосферного повітря, а також упровадження технологій переробки відходів. У роботі [4] розглянуто можливості зневоднення мінеральних хвостів для відновлення води та скорочення обсягів матеріалу, що потребує зберігання. Вилучення води й корисних компонентів із накопичених відходів також відповідає підходам до ресурсоефективного поводження з ними, представленим у роботі [1]. Вибір технологій має враховувати склад відходів, ефективність очищення та безпечність повторного використання отриманих ресурсів.

Перспективним напрямом рециклінгу органічної складової накопичувачів рідких відходів є виробництво паливних пелет або термохімічна переробка. Практичну доцільність першого напряму підтверджують дослідження післяспиртової барди зі старих накопичувачів [17, 18]. Описана технологія передбачає вилучення барди, механічне зневоднення її в центрифугах, сушіння та пелетування (гранулювання). Отримані зразки характеризувалися високою теплотою згоряння, що підтверджує можливість використання накопичених органічних відходів як вторинного твердого палива або основою для виготовлення пелет із суміші відходів (з додаванням лузги, тирси та інших горючих органічних відходів). Не менш перспективним напрямом є піроліз підготовленої органічної фракції – термічне розкладання за відсутності або обмеженого доступу кисню з утворенням газоподібних, рідких і твердих горючих продуктів. Проте застосування цього методу до осадів зі старих накопичувачів потребує окремого експериментального обґрунтування та розробки відповідної технології, яка має ґрунтуватися на властивостях сировини, виході продуктів та екологічній безпечності як самого процесу, так і продуктів згорання, можливості накопичення потенційно небезпечних компонентів у золі та твердих залишках.

Головні висновки. Проведений аналіз свідчить, що накопичувачі рідких відходів негативно впливають на ґрунти, водні ресурси, атмосферне повітря та екосистеми внаслідок міграції забруднюючих речовин і аварійних ситуацій. Мінімізація

Таблиця 1

Основні напрями впливу накопичувачів рідких відходів на компоненти довкілля

Компонент довкілля	Основні чинники та шляхи впливу	Можливі екологічні наслідки	Заходи мінімізації впливу	Джерела
Ґрунти	Просочування рідкої фази, осідання забрудненого пилу	Накопичення важких металів, зміна властивостей ґрунту	Контроль герметичності накопичувачів, моніторинг і відновлення забруднених ґрунтів	[3, 7, 13]
Поверхневі води	Витоки, аварійні скиди, потрапляння відходів у водойми	Погіршення якості води, токсичний вплив на водні організми	Контроль технічного стану споруд, запобігання витокам, очищення забруднених вод	[2, 3, 5]
Підземні води	Інфільтрація забруднювальних речовин крізь основу накопичувача	Забруднення водоносних горизонтів, ризики для водопостачання	Гідроізоляція, контроль фільтраційних витоків, моніторинг підземних вод	[7–9]
Атмосферне повітря	Випаровування летких сполук, утворення газів, вітрове перенесення пилу	Погіршення якості повітря, поширення забруднювачів за межі об'єкта	Контроль газових викидів, пилопригнічення, належне утримання поверхні накопичувача	[2, 5, 13]
Екосистеми	Надходження забруднювачів у ґрунти й води, аварійне поширення відходів	Токсичний вплив на організми, порушення екологічних зв'язків і стану оселищ	Комплексний екологічний моніторинг, оцінювання ризиків, відновлення порушених територій	[2, 3, 11]
Водні та матеріальні ресурси	Тривале накопичення відходів без вилучення корисних компонентів	Збільшення обсягів відходів і потреби в площах для їх зберігання	Зневоднення, очищення води, вилучення корисних компонентів і повторне використання ресурсів	[1, 4, 6]

 ISSN: 2306-9716 (Print), ISSN: 2664-6110 (Online)

цих ризиків потребує поєднання екологічного моніторингу, оцінювання стану природних компонентів і впровадження технологій очищення, зневоднення та повторного використання ресурсів. В процесі теоретичного дослідження встановлено, що накопичувачі рідких органічних відходів є потенційними джерелами вторинних енергетичних ресурсів. Їх переробка дає змогу поєднати зменшення обсягів накопичених відходів із виробництвом енергетично цінних продуктів.

Реалізація ресурсоефективних технологій переробки органічних відходів шломонакопичувачей у енергетичні ресурси сприятиме зменшенню техногенного навантаження, пов'язаного з тривалим накопиченням рідких відходів та їх розкладанню, на компоненти навколишнього середовища.

Перспективи використання результатів дослідження. Результати можуть бути використані для розробки технологічних схем вилучення органічної фракції накопичувачів рідких відходів та її подальшої переробки на паливні пелети. Подальші дослідження доцільно спрямувати на оптимізацію процесів вилучення та етапів підготовки до рециклінгу відходів в енергоцінну сировину. Важливим напрямом подальших досліджень є оцінка екологічних ризиків і безпечне поводження з накопиченими відходами та продуктами їх переробки.

Використання штучного інтелекту. Під час підготовки статті використовувався інструмент штучного інтелекту ChatGPT–5,5 (OpenAI) виключно для допоміжних завдань, зокрема мовного редагування тексту, удосконалення формулювань та покращення візуальної якості та редагування зображення. Використання інструменту не замінювало наукової роботи авторів, а отримані результати перевірялися авторами на відповідність змісту дослідження.

Література

1. Шкоп А. О., Шестопалов О. В., Бутко В. С., Босюк А. С., Авдєєва О. П., Пономарьова Н. Г. Аналіз методів переробки рідких відходів шламо- та мулонакопичувачей у вторинні ресурси: промисловий досвід. *Вісник Національного технічного університету «ХПІ». Серія: Нові рішення в сучасних технологіях.* 2026. № 1 (27). С. 120–126. DOI: https://doi.org/10.20998/2413-4295.2026.01.16
2. Hudson-Edwards K. A., Kemp D., Torres-Cruz L. A. et al. Tailings storage facilities, failures and disaster risk. *Nature Reviews Earth & Environment.* 2024. Vol. 5. P. 612–630. DOI: https://doi.org/10.1038/s43017-024-00576-4
3. Su C., Rana N. M., Zhang S., Wang B. Environmental pollution and human health risk due to tailings storage facilities in China. *Science of the Total Environment.* 2024. Vol. 928. Article 172437. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172437
4. Hamraoui L., Bergani A., Ettoumi M., Aboulaich A., Taha Y., Khalil A., Neculita C. M., Benzaazoua M. Towards a Circular Economy in the Mining Industry: Possible Solutions for Water Recovery through Advanced Mineral Tailings Dewatering. *Minerals.* 2024. Vol. 14, No. 3. Article 319. DOI: https://doi.org/10.3390/min14030319
5. Gunarathne V., Phillips A. J., Zanoletti A., Rajapaksha A. U., Vithanage M., Di Maria F., Pivato A., Korzeniewska E., Bontempi E. Environmental pitfalls and associated human health risks and ecological impacts from landfill leachate contaminants: Current evidence, recommended interventions and future directions. *Science of the Total Environment.* 2024. Vol. 912. Article 169026. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169026
6. Dagwar P. P., Dutta, D. Landfill leachate a potential challenge towards sustainable environmental management. *Science of the Total Environment.* 2024. Vol. 926. Article 171668. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.171668
7. El-Saadony M. T., Saad A. M., El-Wafai N. A., Abou-Aly H. E., Salem H. M., Soliman S. M., Abd El-Mageed T. A., Elrys A. S., Selim S., Abd El-Hack M. E., Kappachery S., El-Tarabily K. A., AbuQamar S. F. Hazardous wastes and management strategies of landfill leachates: A comprehensive review. *Environmental Technology & Innovation*. 2023. Vol. 31. Article 103150. DOI: https://doi.org/10.1016/j.eti.2023.103150
8. Drall J. K., Rautela R., Jambhulkar R., Kataria A. K., Kumar S. Effect of heavy metals contamination due to leachate migration from uncontrolled dumpsites: A comprehensive analysis on soil and groundwater. *Journal of Environmental Management.* 2025. Vol. 373. Article 123473. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.123473
9. Huang Z., Liu G., Zhang Y., Yuan Y., Xi B., Tan W. Assessing the impacts and contamination potentials of landfill leachate on adjacent groundwater systems. *Science of the Total Environment.* 2024. Vol. 930. Article 172664. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172664
10. Lu Y., Xie Q., Cao C., Huang J., Wang J., Ren B., Liu Y. Determination of leachate leakage around a valley type landfill and its pollution and risk on groundwater. *Scientific Reports.* 2025. Vol. 15. Article 9465. DOI: https://doi.org/10.1038/s41598-025-94518-9
11. Gautam K., Pandey N., Yadav D., Parthasarathi R., Turner A., Anbumani S., Jha A. N. Ecotoxicological impacts of landfill sites: Towards risk assessment, mitigation policies and the role of artificial intelligence. *Science of the Total Environment.* 2024. Vol. 927. Article 171804. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.171804
12. Das R., Raj D. Sources, distribution, and impacts of emerging contaminants – a critical review on contamination of landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials Advances.* 2025. Vol. 17. Article 100602. DOI: https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2025.100602
13. Igwegbe C. A., López-Maldonado E. A., Landázuri A. C., Ovuoraye P. E., Ogbu A. I., Vela-García N., Białowiec A. Sustainable municipal landfill leachate management: Current practices, challenges, and future directions. *Desalination and Water Treatment.* 2024. Vol. 320. Article 100709. DOI: https://doi.org/10.1016/j.dwt.2024.100709
14. Abdelhamid C., Latrach A., Rabiei M., Venugopal K. Produced Water Treatment Technologies: A Review. *Energies.* 2025. Vol. 18, No. 1. Article 63. DOI: https://doi.org/10.3390/en18010063
15. Calabrò P. S., Pangallo D., Zema D. A. Wastewater treatment in lagoons: A systematic review and a meta-analysis. *Journal of Environmental Management*. 2024. Vol. 359. Article 120974. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.120974
16. Thompson M., Dvorak B. Wastewater reuse benefits for municipal complete retention lagoons: Life cycle assessment and dynamic modeling. *Water Environment Research.* 2024. Vol. 96. No. 8. DOI: https://doi.org/10.1002/wer.11098
17. Шкоп А. О., Пономарьова Н. Г., Шестопалов О. В. та ін. Розробка технології переробки післяспиртової барди зовнішніх бардонакопичувачів у паливні пелети. *Інтегровані технології та енергозбереження*. 2025. № 3. С. 142 – 159. DOI: https://doi.org/10.20998/2078-5364.2025.3.13
18. Shkop A., Shestopalov O., Ponomarova N., et al. Method Design for Distillers Solubles Recycling and Reusing into Fuel Pellets. *Petroleum and Coal.* 2025. Vol. 67, No. 2. P. 508–522.

Дата першого надходження статті до видання: 15.10.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 04.11.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 23.11.2026

УДК 574
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.6-69.47

ІНФОРМАЦІЙНО-ДИНАМІЧНІ ОСОБЛИВОСТІ ЕКОСИСТЕМИ ЛЮДИНИ НА МЕЖІ АГРАРНОЇ РЕВОЛЮЦІЇ

Волошин В.С. (orcid.org/0009-0005-6809-6779),
Кленін О.В. (orcid.org/ 0000-0003-3146-4847)
Приазовський державний технічний університет
49000 вул. Гоголя, 29, 49000, м. Дніпро
vsvlshn52@gmail.com, vipsenat@gmail.com

У роботі досліджено особливості функціональної трансформації екосистеми людини на межі аграрної революції з позицій математичної екології та системного аналізу. Основну увагу приділено зміні ролі антропогенної інформації в регулюванні матеріальних, енергетичних і біологічних потоків у процесі переходу від привласнення природних ресурсів до керованого відтворення біологічної продукції. Запропоновано інформаційно-динамічну модель, яка враховує взаємодію природної та контрольованої біомаси, доступної ексергії, природної інформації, аграрної антропогенної інформації та чисельності населення. Для кількісної характеристики функціональних змін системи використано показники біологічного контролю, накопичення продовольства, аграрного надлишку та інформаційної інтенсивності управління. Сформульовано систему диференціальних рівнянь, що описує взаємозалежну динаміку основних компонентів екосистеми людини. На основі нормованих початкових умов і калібрувальних параметрів проведено модельний аналіз із застосуванням методу Рунге–Кутти четвертого порядку. Отримані результати ілюструють можливість формування аграрного режиму, за якого посилення антропогенного контролю над біологічною продукцією супроводжується накопиченням продовольчих запасів і виникненням надлишку ресурсів. Показано, що визначальною характеристикою переходу є не абсолютний обсяг інформації, а її функціональна здатність забезпечувати регулювання відтворення біологічної продукції та організацію ресурсних потоків. Водночас модельні результати мають ілюстративний характер і не розглядаються як кількісна реконструкція конкретних археологічних процесів або встановлення універсальних історичних порогів. Проведено концептуальне зіставлення аграрного переходу з переходом від біосфери до ноосфери, що виявляє структурну аналогію посилення керуючої функції інформації за суттєвої відмінності масштабів і об'єктів регулювання. Запропонований підхід створює методологічну основу для подальшого дослідження інформаційних механізмів трансформації соціоприродних систем. *Ключові слова:* інформаційна динаміка; екосистема людини; аграрна революція; антропогенна інформація; функціональна здатність інформації.

Informational and dynamic features of the human ecosystem on the verge of the agrarian revolution. Voloshyn V., Klenin O.
The paper studies the features of the functional transformation of the human ecosystem on the verge of the agrarian revolution from the standpoint of mathematical ecology and system analysis. The main attention is paid to changing the role of anthropogenic information in the regulation of material, energy and biological flows in the process of transition from the appropriation of natural resources to the controlled reproduction of biological products. An information-dynamic model is proposed, which takes into account the interaction of natural and controlled biomass, available exergy, natural information, agrarian anthropogenic information and population size. For the quantitative characterization of functional changes in the system, indicators of biological control, food accumulation, agricultural surplus and information intensity of management are used. A system of differential equations describing the interdependent dynamics of the main components of the human ecosystem is formulated. On the basis of normalized initial conditions and calibration parameters, a model analysis was carried out using the Runge-Kutta method of the fourth order. The obtained results illustrate the possibility of forming an agrarian regime, in which the strengthening of anthropogenic control over biological products is accompanied by the accumulation of food stocks and the emergence of a surplus of resources. It is shown that the determining characteristic of the transition is not the absolute amount of information, but its functional ability to ensure the regulation of the reproduction of biological products and the organization of resource flows. At the same time, the model results are illustrative in nature and are not considered as a quantitative reconstruction of specific archaeological processes or the establishment of universal historical thresholds. A conceptual comparison of the agrarian transition with the transition from the biosphere to the noosphere is carried out, which reveals a structural analogy of strengthening the controlling function of information with a significant difference in the scale and objects of regulation. The proposed approach creates a methodological basis for further study of information mechanisms for the transformation of socio-natural systems. *Key words:* information dynamics; human ecosystem; agrarian revolution; anthropogenic information; functional capacity of information.

Постановка проблеми. Проблема дослідження полягає у необхідності визначення закономірностей трансформації екосистеми людини на межі аграрної революції та з'ясуванні ролі антропогенної інформації в переході від привласнення природної біологічної продукції до її цілеспрямованого відтворення й регулювання.

Актуальність дослідження. Аграрна революція стала одним із визначальних етапів еволюції екосистеми людини, оскільки спричинила перехід до

© Волошин В.С., Кленін О.В., 2026
Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY 4.0

керованого виробництва біологічної продукції, накопичення продовольчих запасів і формування нових форм соціальної організації. Важливим, проте недостатньо формалізованим аспектом цього переходу є зміна функціональної ролі антропогенної інформації, яка забезпечувала регулювання відтворення біологічних ресурсів, організацію праці та управління матеріальними й енергетичними потоками. Актуальність дослідження також визначається можливістю порівняльного аналізу аграрного переходу та переходу від біосфери до ноосфери як процесів посилення керуючої функції інформації за різних масштабів взаємодії суспільства з природним середовищем.

Зв'язок авторського доробку з важливими науковими та практичними завданнями. Авторський доробок пов'язаний із розвитком методології математичного моделювання соціоприродних систем, дослідженням механізмів антропогенного контролю над біологічною продукцією та розробленням кількісних підходів до аналізу взаємодії інформаційних, матеріальних, енергетичних і демографічних процесів в історичній динаміці екосистеми людини.

Аналіз останніх досліджень та публікацій. На протязі всього історичного періоду існування екосистема людини переживала суттєві зміни – від еволюційних до чисто революційних, різних у часі, але таких що приводили людство до суттєвих змін у соціоекосистемі, економічному та інтелектуальному розвитку. До таких перетинів можна віднести послідовно когнітивну та аграрну революції, науково-технічну революцію та межу перетину від існування біосфери та ноосфери у чистому її розумінні В. І. Вернадського. Доцільно буде відмітити про існування однієї координати, яка супроводжувала всі ці зміни – це інформаційна складова суспільства в системі рушійних сил, що приводили екосистему з одного стану до іншого, більш сучасного.

Аграрна революція, це не випадкова або запрограмована дія в історії людства. На протязі тисячоліть вона поступово формувала зовсім іншу стратегію розвитку людства: від осілості та мисливства до землеробства та тваринництва [1, 2], від родо-племінного устрою до соціально згуртованого суспільства [3], від первинних зацікавлених обмінних стосунків до товарно-грошових відношень та HANPP [2], від тимчасових стоянок і печер до стаціонарних осель і міст. Все це не могло отримати розвитку без міцного антропогенного інформаційного потоку [4], який був в основі цієї революції, як її рушійна сила, наряду з енергетичними та матеріальними впливами [5], що різко змінили як суспільство, так і особисто кожну людину [6].

У узагальненому вигляді, можна сформулювати наступне: «*Революційний режим виникає тоді, коли інформація перестає переважно описувати наявний природний потік і починає систематично організовувати, передбачати та керувати його відтворенням*», що може бути центральним теоретичним результатом порівняння у вигляді трьох взаємозалежних режимів

«мисливсько-збиральницький→перехідний неолітичний→аграрно-соціаль-ний→біосферний→перехідний→ноосферний» [7]. Тут послідовно змінюється спосіб, яким людина використовує інформацію для управління потоками їжі, енергії, біомаси та праці, а надалі, змінюється спосіб, яким людство використовує інформацію для управління матеріальними, енергетичними та біосферними потоками планети [8].

Під час аграрної революції антропогенна інформація не виникає вперше [7]. Мисливці-збирачі вже володіли надзвичайно складним масивом екологічних знань, технологій, навичок, сезонних календарів і соціальних правил. Тому аграрний перехід треба моделювати як перебудову вже існуючої інформаційної структури та її зв'язку з матеріальними й енергетичними потоками, а не як просту появу інформації.

Виділення невирішеної раніше частини загальної проблеми. Недостатньо формалізованим залишається питання про те, як зміна функціональної ролі антропогенної інформації та її взаємодія з біологічними, енергетичними й демографічними процесами визначають перехід екосистеми людини від привласнення природної продукції до її керованого відтворення, накопичення та розподілу.

Наукова новизна роботи полягає в розробленні концептуального підходу до математичного моделювання екосистеми людини на межі аграрної революції, у межах якого антропогенну інформацію розглянуто як функціональний чинник регулювання відтворення біологічної продукції та організації ресурсних потоків.

Загальнонаукове значення. Загальнонаукове значення роботи полягає у формуванні системного підходу до дослідження історичних трансформацій екосистеми людини, який поєднує положення математичної екології, теорії динамічних систем і концепції інформаційної організації соціоприродних процесів.

Викладення основного матеріалу.

За основу дослідження приймемо типову модель екосистеми, що описана в роботах В. Г. Горшкова [9]

$$X(t)=\left(M(t),E_A(t),I_B,H(t)\right). \qquad (1)$$

Для межового режиму аграрної революції послідовно: M^* (похідна від М) – матеріальна компонента для аграрного переходу, як сума природно доступної біомаси M_N та штучно створеної біомаси M_C, яка перебуває під людським контролем: культурні рослини, свійські тварини, запаси продовольства (саме виникнення M_C означає, що частина біосферного потоку перестає бути просто природним ресурсом і стає керованим антропогенним запасом), $H(t)$– чисельність людської популяції. Правка по енергетичній координаті E_A показує, що для аграрної рево-

люції не треба брати всю сонячну енергію Землі. Потрібна енергія E_A (Вт) у вигляді доступної ексергії, яка може бути використана людською соціоприродною системою. До неї входять: енергія їжі, енергія людської праці, енергія тварин, енергія деревини та контрольованих біологічних процесів, а пізніше – енергія ремесл і транспорту

Тоді можна визначити P_E^{AG}, як потужність використання чи розсіювання доступної ексергії аграрною системою.

У такому сенсі природна інформація I_B концептуально близька до первинної моделі В. Г. Горшкова, як структурна інформація природної екосистеми. Для аграрного суспільства вона включає: біорізноманіття, сезонність, трофічні зв'язки, родючість ґрунтів, поведінку диких рослин та диких тварин. Це інформація, яка існує в самій екосистемі, незалежно від того, чи знає про неї людина. Тому аграрна революція – це не умовна інформаційна трансформація $I_B + I_A = I_A > 0$, а радше $I_H \to I_{AG}$, де: I_H – інформація мисливсько-збиральницького способу господарювання, I_{AG}, – інформація аграрного способу керування біологічними масами

Функціональну роль інформації змінено. Якщо у мисливця-збирача простіша інформація переважно відповідає на питання: «*Де, коли і як знайти те, що вже виробила екосистема?*», то в аграрній системі така інформація відповідає на інше питання: «*Як змусити екосистему виробити потрібний нам біологічний продукт у потрібному місці й у потрібний час*?». Це фундаментальна поправка у моделі (рис. 1).

Відбувається перехід від інформації про природний потік до інформації, що керує природним потоком за рахунок штучних його здобутків. Тому виникає новий набір координат у вигляді тієї ж самої моделі (1) з урахуванням вищеозначених інтерпретацій змінних $M^*(t) = M_N + M_C$ та $E_A^*(t)$:

$$X(t) = \left(M^*(t), E_A^*(t),, I_B, I_{AG}, H(t)\right), \qquad (2)$$

Найважливішою інформаційною координатою стає I_{AG} – аграрна антропогенна інформація, яка включає шість основних функціональних блоків

$$I_{AG} = I_{eco} + I_{dom} + I_{stor} + I_{set} + I_{exc} + I_{soc} \qquad (3)$$

де: I_{eco} – інформація про екосистему: ґрунт, воду, сезонність, клімат, рослини; I_{dom} – інформація про доместикацію: відбір насіння, розмноження, селекцію, утримання тварин, контроль відтворення; I_{stor} – інформація про зберігання: запаси, зерносховища, силоси, сушіння та ін.; I_{set} – інформація осілості: планування поселення, будівництво, територіальна організація, розміщення полів, організація праці; I_{exc} – фундаментальні змін у демографії, соціальній організації, технології та відносин із природою, інформація обміну: міра, еквівалентність, обмін, спеціалізація, торгівля, контроль потоків продуктів. I_{soc} – соціально-організаційна інформація: власність, спадкування, правила розподілу, статус, підпорядкування, спеціалізація праці, контроль над запасами.

Для оцінки ефективності інформаційної організації суспільства, що народжувалося на межі аграрної революції, введемо декілька показників, що відображають співвідношення між непорівняними параметрами антропологічної та природної систем (табл. 1).

Перший з показників - нормована антропогенна інформація, що застосовано для оцінки ефективної інформаційної організації в системі.

Другий показник – коефіцієнт антропологічного контролю над біологічним потоком, навіть важливішим за абсолютну кількість інформації. Наприклад, у мисливсько-збиральницькій системі $C_B \ll 1$, у землеробській $C_B \uparrow$, що показує, що аграрна революція – це передусім революція контролю над біологічним потоком, а не просто збільшення кількості знань.

Третій показник – коефіцієнт накопичення (чисто аграрний зміст) показує, на скільки часу система може підтримувати себе без нового врожаю. У мобільній системі він переважно низький. В аграрній системі роль C_S невимірно вища, що породжує абсолютно нову властивість системи: «енергія/їжа відділяється від моменту її виробництва» тобто з'являється часова асиметрія між виробництвом і споживанням. Саме тут антропогенна інформація, у вигляді I_{AG} стає особливо важливою: необхідні

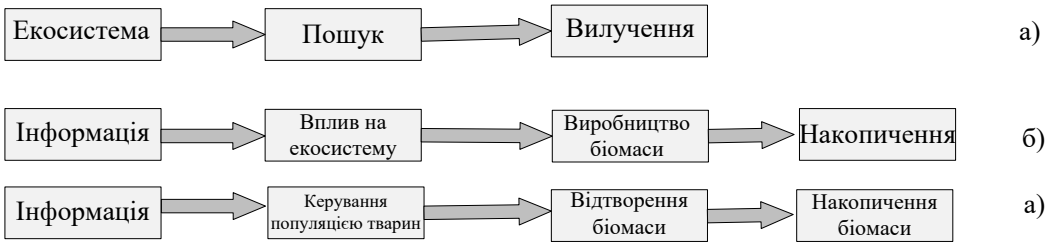


Рис. 1. Інформаційно насичена модель для межі аграрної революції: а) – доаграрний період; б) – аграрний період, землеробство; в) – аграрний період, тваринництво

знання про час і місце збереження, умови доступу і терміни використання ресурсу.

Четвертий показник відноситься до аграрного надлишку. Він особливо важливий, тому що саме надлишок створює можливість для соціальної диференціації, вперше проявляє себе, як інформація, яка діє, як рушійна сила соціосистеми.

П'ятий показник – інформаційна інтенсивність управління χ_{AG} характеризує не просто кількість інформації, а співвідношення швидкості формування керуючої інформаційної організації та швидкості енергетичного розсіювання системи.

Аграрна система стала спроможною для суттєвого збільшення ролі інформаційних показників через інші з модельних (M_C, C_B, C_S, σ, H), але це не означало автоматичного покращення добробуту окремої людини. Навпаки, археологічні дослідження вказують на випадки погіршення харчової різноманітності, здоров'я та збільшення інфекційного навантаження при одночасному зростанні населення та поширення інформаційного значення [10].

Система стала спроможною підтримувати більшу кількість людей, особливо за зростанням показників (M^* та E^*), навіть якщо середня якість життя окремої людини спочатку не покращилася. Є припущення, що інформаційна складова на цей час була недостатньою не за кількістю, а за темпами зростання енергетичних та матеріальних ресурсів у екосистемі людини.

Розглянемо систему диференціальних рівнянь для повноцінної динамічної екосистеми людини у мінімальному вигляді наступним чином

$$\frac{dM_C}{dt} = r_C M_C \left(1 - \frac{M_C}{K_C}\right) + f\left(I_{AG}, E_A\right) - \mu_C M_C \qquad (4)$$

$$\frac{dM_N}{dt} = G_N\left(I_B\right) - H\left(I_{AG}\right) - \mu_N M_N \qquad (5)$$

$$\frac{dE_A}{dt} = P_{in}^{AG} - P_{E,AG} - P_{work} \qquad (6)$$

$$\frac{dI_B}{dt} = F_B\left(M_N, E_A\right) - \delta_B I_B \qquad (7)$$

$$\frac{dI_{AG}}{dt} = F_{learning} + F_{dom} + F_{stor} + F_{soc} - \delta_{AG} I_{AG} \qquad (8)$$

З урахуванням демографії

$$\frac{dH}{dt} = H\left(b\left(I_{AG}, M_C, E_A\right) - d\left(I_{AG}, M_C, E_A\right)\right) \qquad (9)$$

система показує, як інформаційно організоване виробництво впливає на демографічну динаміку. Тут послідовно r_C – внутрішня швидкість росту контрольованої біомаси; K_C – ємність середовища для контрольованої біомаси; μ_C – коефіцієнт втрат (смертності) контрольованої біомаси; η_M – конверсія біомаси в доступну ексергію; μ_E – швидкість використання доступної ексергії; G_N – природна генерація (приріст) природної біомаси; μ_N – коефіцієнт природних втрат біомаси; μ_A – втрата (старіння) аграрної інформації; α – генерація аграрної інформації через взаємодію людини з природою; β – внутрішнє самопосилення аграрної інформації; γ – вплив продовольчого надлишку на людську систему; r_H – базова швидкість організаційно-демографічного росту; K_N – нормована місткість людської системи; b – коефіцієнт вилучення (перетворення) природної біомаси людиною; c – норма споживання на одиницю людини; d – коефіцієнт деградації (втрат) контрольованої системи; q – вплив аграрного контролю на природну інформаційну систему;

Висловимо ключову гіпотезу: аграрна революція починається не тоді, коли людина отримує більше інформації, а тоді, коли інформація набуває здатності стабільно керувати відтворенням нового біологічного потоку. Тобто критична зміна C_B стає навіть концептуально важливішою за абсолютний обсяг I_{AG}.

Звідси випливає загальний законоподібний принцип: *революційна перебудова соціоприродної системи у соціоекосистему співпадає з переходом від описових*

Таблиця 1

Показники ефективності інформаційної організації суспільства у перехідні періоди.

Назва показника	Формула для розрахунку	Пояснення до Показника
Нормована антропогенна інформація	$i = \frac{I_{AG}}{I_{AG}^{max}}$	I_{AG}^{max} – модельна максимальна інформаційна ємність відповідної соціоприродної системи, що відповідає умові для системи «біосфера-ноосфера»
коефіцієнт біологічного контролю	$C_B = \frac{P_{control}}{P_{available}}$	$P_{control}$ – потік біологічної продукції, який люди-на може цілеспрямовано регулювати, $P_{available}$ – весь доступний потік природної продукції.
Коефіцієнт накопичення	$C_S = \frac{S}{F}$	S – запас продовольства, F – середнє споживання за одиницю часу
Показник аграрного надлишку	$\sigma = \frac{Y - C}{Y}$,	Y – вироблена харчова енергія, C – необхідне споживання
Інформаційна інтенсивність управління	$P_{I,AG} = k_I T \dot{I}_{AG}$	χ_{AG} характеризує не просто кількість інформації, а співвідношення швидкості формування керуючої інформаційної організації та швидкості енергетичного розсіювання системи.

до керуючих функцій. Зокрема, у аграрній революції це керування локальною біопродукцією, у ноосферній – керування глобальними соціоприродними потоками [9]. Отже, аграрна революція може розглядатися як рання форма інформаційно керованої перебудови біосферної взаємодії людини, але не як ноосфера у сучасному її значення. Як аргумент, концептуально випливає порівняльна схема (табл. 2).

Але ж, існуючу математичну аналогію ще не можливо будувати як твердження про те, що аграрна революція – це «маленька передумова ноосферної революції». Правильніше бачити їх як два різні рівні одного типу інформаційної перебудови соціоприродної системи. Сучасна археологія змушує нас відмовитися від образу єдиної миттєвої «аграрної революції». У багатьох регіонах осілість, зберігання, управління рослинами, доместикація, повне землеробство та соціальна диференціація виникали в різний час і в різній послідовності. Тому математично правильніше говорити не про одну точку біфуркації, а про перехідну область або послідовність пов'язаних біфуркацій.

Запропонована методологія дозволяє перейти від простого опису «аграрної революції» до кількісної моделі зміни інформаційного режиму людини у складі біосфери.

Початкові калібрувальні параметри для аналізу вихідної моделі представлені в табл. 3 [1, 5, 11, 12]

Ці та інші числові дані моделі не пропонуються як «значення, знайдені в археологічному джерелі». Вони поділяються на емпірично прив'язані за вказаними науковими джерелами та є нормувальними. Тому модель носить характер калібрувальних результатів, які можуть мати більш точні значення, а результати моделювання мають тільки якісні результати.

Покажемо, що цей механізм пов'язаний із можливим аграрним фазовим переходом, що пов'язаний з принципово новими соціальними відносинами в суспільстві, а саме – накопиченням надлишкових ресурсів та розвитком принципово нового економічного розмежування. Формально це стан $\chi_{AG} < 1$, який показує на домінування природного привласнення перед виробництвом. Стан, для якого $\chi_{AG} = 1$ показує на його критичність, а $\chi_{AG} > 1$ пов'язаний вже з домінуванням інформаційно організованого біологічного виробництва з його надлишковими накопиченнями. Але, як і у випадку «біосфера–ноосфера» [9], це не археологічно виміряний універсальний поріг. Це модельна нормалізація. Принциповою перевагою слід вважати що аграрний перехід не слід визначати тільки через χ_{AG}, а й через визначення критичної поверхні аграрного переходу одночасно трьома умовами: $\chi_{AG} \approx 1, C_B \uparrow, C_S \uparrow$, а виникнення стійкого аграрного режиму додатково пов'язувати з умовою σ>0.

Роль інформації у мисливця I_H – це ефективне вилучення, у землероба I_{AG} – пефективне відтворення. Додаткова інформація аграрної системи починає збільшувати не лише ефективність вилучення ресурсу, а майбутню пропозицію самого ресурсу в відповідному модельному сенсі

Роль інформації у мисливця I_H – це ефективне вилучення, у землероба I_{AG} – пефективне відтворення. Додаткова інформація аграрної системи починає збільшувати не лише ефективність вилучення ресурсу, а майбутню пропозицію самого ресурсу в відповідному модельному сенсі

$$\frac{\partial M_{available}}{\partial I_H} \ll \frac{\partial M_C}{\partial I_{AG}} \qquad (10)$$

У порівнянні інформаційної агресії на межі аграрної революції та ноосферного періоду, відповідно, $I_H \to I_{AG}$ та $I_B \to (I_B, I_A)$ перетин типу «інформація про біомасу переходить у інформацію щодо управління біомасою» до «природна інформаційна організація переходить у антропогенну організацію» - це переходи від пасивно-адаптивної до регуляторної ролі інформації. Різниця у масштабах (табл. 4).

Більш глибока схожість стосується за рахунок збільшення інформаційного забезпечення та

Таблиця 2

Порівняльні дані інформаційного впливу на межах аграрної революції та перехідного періоду в системі «біосфера-ноосфера»

Аграрна революція			Перехід «біосфера-ноосфера»		
мисливець	**Неоліт**	**Аграрне суспільство**	**Біосфера**	**перехід**	**Ноосфера**
I_H	$I_{AG} \uparrow$	$maxI_{AG}$	I_B	$maxI_A$	I_A – керуюча координата
$C_B \ll 1$	$C_B \uparrow$	$maxC_B$	(M, E, I_B)	–	(M, E, I_B, I_A)
$minC_S$	$C_S \uparrow$	$maxC_S$	–	–	–
$\chi_{AG} < 1$	$\chi_{AG} \approx 1$	$\chi_{AG} > 1$	$\chi < 1$	$\chi \approx 1$	$\chi > 1$

інформаційної керованості матерії за різними рівнями. На рівні мисливця інформація це пошук, на рівні землероба інформація це виробництво, тому для аграрного суспільства інформація це виробництво, накопичення та нерівноправний розподіл. А для ноосфери – інформація це виробництво, накопичення, розподіл і глобальне управління. Це можна назвати ієрархією інформаційного контролю над потоками, що є одним із центральних понять всієї порівняльної роботи.

Послідовно, обираємо дуже малу контрольовану масу (M^*) і низький організований енергетичний запас (E^*) із впливом переважно природної інформації (I_B), а також за наявністю зачаткової аграрної інформації (I_{AG}) для певної вибірки невеликої організаційно-демографічної системи (не для реконструкції конкретного поселення та без даних археологічного порогу).

За основу для розрахунків приймаємо модель (1)-(9), показники перехідного періоду (див. табл. 1) та калібровані вихідні дані для використання (табл. 4) і з використанням методу Рунге-Кутти 4 порядку [13].

Результати аналізу представлені на рис. 2. За розрахунковими даними, область стаціонарного стану системи для якого виконується умова $\dot{M} = \dot{I}_B = \dot{I}_{AG} = \dot{H} = 0$ чисельно виконується в області точки

$$X^* = (1{,}1597; 2{,}3194; 0{,}6204; 0{,}5294; 2{,}1166)$$

Тобто послідовні змінні $M^* = 1{,}1597$; $E^* = 2{,}3194$; $I_B^* = 0{,}6204$; $I_{AG}^* = 0{,}5294$; $H^* = 2{,}1166$.

У цій області модель показує на функціональну порівнянність засвоєння інформації $I_B : 0{,}95 \to 0{,}62$ і $I_{AG} : 0{,}02 \to 0{,}81$ відповідно: від початкової 0,95 та 0,02 до застосовної 0,62 та 0,81 інформації на межі аграрного періоду. Тобто аграрний перехід не створює інформацію з нуля, а змінює співвідношення між природною і антропогенно організованою інформацією, що відповідає початковій концепції $I_H \to I_{AG}$.

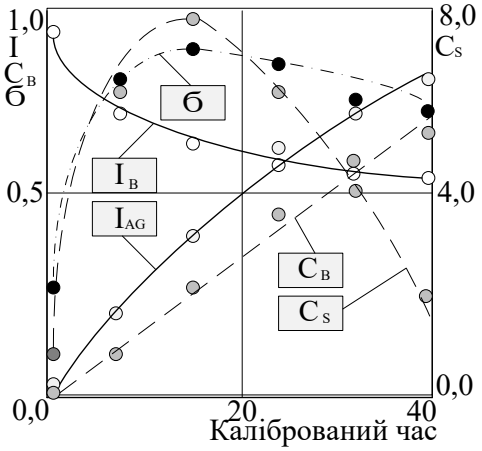


Рис. 2. Інформаційні показники межового періоду аграрної революції як джерела формування накопичення та розподілу надлишкового ресурсу в екосистемі людини

Для отриманого X^* фіксуємо $C_B^* = 0{,}564$, тобто близько 56 % модельованого продуктивного біологічного потоку припадає на контрольовану компоненту. Водночас $C_S^* = 2{,}19$ показує, що існуючий запас приблизно у 2,2 рази перевищує нормоване поточне споживання, а надлишковий потік, у модельному виразі, перевищує на 54% поточні потреби у споживанні ($\sigma^* = 0{,}544$).

За модельним критерієм стаціонарний аграрний режим перебуває трохи вище критичної межі χ=1, на що показує коефіцієнт інформаційної інтенсивності

Таблиця 3

Вихідні калібрувальні параметри моделі динамічної екосистеми людини на межі аграрної революції

Параметр*	Значення	Параметр*	Значення	Параметр*	Значення
r_C	0,36	μ_E	0,54	β	0,25
K_C	1,00	G_N	0,25	μ_A	0,18
μ_C	0,05	μ_N	0,12	r_H	0,03
B	0,22	Q	0,11	K_H	1,00
η_M	1,00	α	0,12	c	0,25
γ	0,08	D	0,01	k_I	*16,0*
Встановлені змінні початкового стану системи**					
M	*0,06*	I_B	0,95	H	0,19
E	0,11	I_{AG}	0,02		

Примітка: * – параметри не відносяться до фізичних констант і не є фундаментальними; ** – нормований початковий стан, який дозволяє дослідити динаміку переходу

управління ($\chi^*_{AG} \approx 1{,}06$). Тобто методологічно критичним стає не максимальне накопичення інформації а співвідношення швидкості інформаційних організації до масштабу енергетичного обороту.

Запропонована модель дозволяє сформулювати загальний механізм перехідного періоду між ерами «переходу від збиральництва до землеробства» і «біосфери-ноосфери» у порівняльному вигляді (рис. 3).

При цьому для аграрної революції такий механізм передбачає розвиток через появу біологічного контролю та накопичення надлишків, як специфічних властивостей аграрної революції (рис. 2, б), замкнутих на відповідні інформаційні потоки. А механізми перехідного періоду системи «біосфера-ноосфера» оперують глобальними матеріальними та енергетичними потоками, які також базуються на нових інформаційних потоках управління, але глобальних (рис. 3, в).

Головні висновки та перспективи використання результатів дослідження.

1. Встановлено концептуальні особливості трансформації екосистеми людини на межі аграрної революції, що полягають у переході від переважного привласнення природної біологічної продукції до її цілеспрямованого відтворення та регулювання.

2. За результатами модельного аналізу визначено сукупність ознак становлення аграрного режиму, пов'язаних зі зростанням інформаційного контролю над біологічною продукцією, формуванням продовольчих запасів і виникненням надлишку ресурсів. Отримані результати ілюструють потенційну роль інформаційної організації у забезпеченні стійкості аграрної системи, водночас не передбачаючи автоматичного поліпшення добробуту окремої людини.

3. Обґрунтовано структурну аналогію між аграрним переходом і переходом від біосфери до ноос-

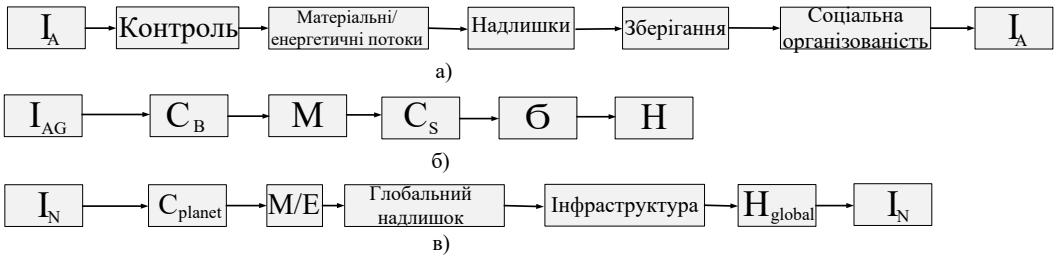


Рис. 3. Лінійний механізм спільних властивостей у системах, що розглядаються: а)-спільний механізм дії; б)-для аграрної революції; в)-для ноосферного переходу

Таблиця 4

Масштабованість інформаційного впливу на революційних межах

Ознака	**Аграрна революція**	**«Біосфера → ноосфера»**
Об'єкт контролю	локальна екосистема	планетарна соціоприродна система
Масштаб	поселення/ландшафт /регіон	Земля
Інформація	I_{AG}	I_A
Природна інформація	I_B	I_B
Основний контроль	біологічна продукція	матеріальні, енергетичні, біосферні потоки
Основний матеріальний ресурс	їжа, біомаса	глобальні ресурси
Накопичення	запаси їжі	технологічна/інфраструктурна/ інформаційна система
Просторова зміна	мобільність → осілість	локальність → планетарна інтеграція
Соціальний ефект	спеціалізація, ієрархія	глобальна координація
Часова структура	виробництво → запас → споживання	інформація → планетарне управління
Критичний параметр	χ_{AG}	χ
Головна ознака переходу	$C_B \uparrow,\ C_S \uparrow, \sigma>0$	I_A стає керуючою координатою
Простір станів	(M, E_A, I_B, I_{AG})	(M, E, I_B, I_A)
Тип переходу	локально-соціоприродний	Планетарний

фери як процесами посилення керуючої функції інформації в соціоприродних системах.

4. Подальше використання результатів дослідження полягає у вдосконаленні математичних моделей динаміки екосистеми людини, кількісному аналізі взаємозв'язків між інформаційними, біологічними, енергетичними та демографічними процесами для поглиблення розуміння механізмів історичної трансформації соціоприродних систем.

Література

1. Kuijt I., Finlayson B. Evidence for food storage and predomestication granaries 11,000 years ago in the Jordan Valley. *Proceedings of the National Academy of Sciences.* 2009. Vol. 106, № 27. P. 10966–10970. DOI: https://doi.org/10.1073/pnas.0812764106.
2. Bowles S. Cultivation of cereals by the first farmers was not more productive than foraging. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 2011. Vol. 108, № 12. P. 4760–4765. DOI: https://doi.org/10.1073/pnas.1010733108.
3. Залізняк Л. Л. «Неолітична революція» в археології України початку XXI ст. *Археологія.* 2017. № 4. С. 5–25. DOI: https://doi.org/10.15407/archaeologyua2017.04.005.
4. Cohen D. J. The Beginnings of Agriculture in China: A Multiregional View. Current Anthropology. 2011. Vol. 52, No. S4. P. S273–S293. DOI: https://doi.org/10.1086/659965.
5. Kraft T. S., Venkataraman V. V., Wallace I. J., Crittenden A. N., Holowka N. B., et al. The energetics of uniquely human subsistence strategies. *Science*. 2021. Vol. 374, № 6575. P. 1183–1187. DOI: https://doi.org/10.1126/science.abf0130.
6. Ashraf Q., Michalopoulos S. Climatic Fluctuations and the Diffusion of Agriculture. *The Review of Economics and Statistics*. 2015. Vol. 97, № 3. P. 589–609. DOI: https://doi.org/10.1162/REST_a_00461.
7. Oldfield J. D., Shaw D. J. B. V. I. Vernadsky and the noosphere concept: Russian understandings of society–nature interaction. *Geoforum.* 2006. Vol. 37, № 1. P. 145–154. DOI: https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2005.01.004.
8. Lew-Levy S., Boyette A. H., Crittenden A. N., Hewlett B. S., Lamb M. E. A Review of Social Learning and Cultural Transmission in Hunter-Gatherers. *Evolutionary Human Sciences*. 2020. Vol. 2. Article e7. DOI: https://doi.org/10.1017/ehs.2020.7.
9. Gorshkov V. G. Physical and Biological Bases of Life Stability: Man, Biota, Environment. Berlin ; *Heidelberg : Springer-Verlag*, 1995. XI, 340 p. ISBN 3-540-57049-7. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-642-85001-1.
10. Larsen C. S. The agricultural revolution as environmental catastrophe: implications for health and lifestyle in the Holocene. *Quaternary International*. 2006. Vol. 150, № 1. P. 12–20. DOI: https://doi.org/10.1016/j.quaint.2006.01.004.
11. Araus J. L., Slafer G. A., Romagosa I., Molist M. Estimated wheat yields during the emergence of agriculture based on the carbon isotope discrimination of grains: evidence from a 10th millennium BP site on the Euphrates. *Journal of Archaeological Science*. 2001. Vol. 28, № 4. P. 341–350. DOI: https://doi.org/10.1006/jasc.2000.0569.
12. Araus J. L., Ferrio J. P., Voltas J. at al. Agronomic conditions and crop evolution in ancient Near East agriculture. *Nature Communications*. 2014. Vol. 5. Article 3953. DOI: https://doi.org/10.1038/ncomms4953.
13. Butcher J. C. Runge–Kutta Methods. In: Numerical Methods for Ordinary Differential Equations. 2nd ed. Chichester: *John Wiley & Sons*, 2008. DOI: https://doi.org/10.1002/9780470753767.ch3.

Дата першого надходження статті до видання: 16.10.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 04.11.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 23.11.2026

УДК 556.388:504.064
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.6-69.48

РЕТРОСПЕКТИВНИЙ АНАЛІЗ 2009–2019 РР. ЕКОЛОГО-ГІДРОГЕОЛОГІЧНОГО СТАНУ АРТЕЗІАНСЬКОЇ СВЕРДЛОВИНИ № 468 РЕ (СМТ КРИВЕ ОЗЕРО) ТА ПРОГНОЗ ЇЇ СТАНУ НА СУЧАСНИЙ ПЕРІОД

Гнатюк Н.О. (orcid.org/0000–0002–4159–9924),
Уманський національний університет
вул. Інститутська, 1, 20301, м. Умань
nataliia.hnatiuk@unu.edu.ua

Виконано ретроспективний аналіз 2009–2019 рр. еколого-гідрогеологічного стану артезіанської свердловини № 468 РЕ в смт Криве Озеро Миколаївської області, яка експлуатує напірний водоносний горизонт тріщинуватої зони кристалічних порід Українського щита, та сформульовано сценарний прогноз її стану на сучасний період. Використано паспорт свердловини (2009 р.), результати дослідної відкачки та геофізичних досліджень, лабораторні протоколи 2017 р. і санітарно-мікробіологічні дослідження 2018–2019 рр. Встановлено, що горизонт перекритий глинами потужністю понад 40 м, дебіт становить 9,4 м³/год при зниженні рівня 4,5 м. За 2009–2017 рр. загальна жорсткість знизилася на 25 %, сухий залишок на 8 %, вміст заліза у 3,9 раза, а хлориди зросли на 12 %, нітрати – від менш ніж 0,1 до 1,49 мг/дм³. У 2017–2019 рр. мікробіологічні показники відповідали ДСанПіН 2.2.4-171-10. Оскільки останні вимірювання виконано у 2019 р., прогноз на сьогодні подано не у вигляді розрахункових значень, а як перелік сценаріїв, ймовірних напрямів змін показників та ризиків, які потребують перевірки новими аналізами. Показано, що найбільш чутливими до змін є залізо, жорсткість, хлориди та азотовмісні сполуки, а також мікробіологічні показники в мережі. Запропоновано програму повторних досліджень для верифікації прогнозу та оновлення зони санітарної охорони. Практичне значення роботи полягає в тому, що запропоновані показники та програма спостережень можуть використовуватися органами місцевого самоврядування, комунальними підприємствами та екологічними службами для планування водокористування, контролю якості питної води й ризик-орієнтованого управління водозабором. Методичний підхід, що поєднує паспортні дані з експлуатаційними спостереженнями, є придатним для аналізу інших водозаборів тріщинних вод у межах Українського щита. *Ключові слова:* ретроспективний аналіз, підземні води, артезіанська свердловина, кристалічний фундамент, прогноз, моніторинг.

Retrospective analysis for 2009–2019 of the ecological and hydrogeological condition of artesian well no. 468 re (Kryve Ozero) and a forecast of its present-day state. Hnatiuk N.

A retrospective analysis for 2009–2019 of the ecological and hydrogeological condition of artesian well No. 468 RE in the urban-type settlement of Kryve Ozero (Mykolaiv Oblast), which exploits a confined aquifer in the fissured zone of crystalline rocks of the Ukrainian Shield, is carried out, and a scenario forecast of its present-day state is formulated. The well passport (2009), pumping test and geophysical logging results, laboratory protocols of 2017 and sanitary-microbiological studies of 2018–2019 were used. The aquifer is overlain by clays more than 40 m thick; the well yield is 9.4 m³/h at a drawdown of 4.5 m. In 2009–2017, total hardness decreased by 25 %, dry residue by 8 % and iron content by a factor of 3.9, while chlorides increased by 12 % and nitrates from below 0.1 to 1.49 mg/dm³. In 2017–2019, microbiological indicators complied with DSanPiN 2.2.4-171-10. Since the latest measurements were made in 2019, the forecast for the present day is given not as calculated values but as a set of scenarios, probable directions of change and risks that require verification by new analyses. Iron, hardness, chlorides and nitrogen compounds, as well as microbiological indicators in the network, are shown to be the most sensitiv'e. A programme of repeated studies to verify the forecast and to update the sanitary protection zone is proposed. The practical significance of the work is that the proposed indicators and observation programme can be used by local authorities, municipal enterprises and environmental services for water-use planning, drinking water quality control and risk-based management of the water intake. The methodological approach combining passport data with operational observations is suitable for analysing other fissure-water intakes within the Ukrainian Shield. Limitations of the study related to differences between laboratories and analytical methods are discussed. *Key words:* retrospective analysis, groundwater, artesian well, crystalline basement, forecast, monitoring.

Постановка проблеми. Питне водопостачання малих міст і селищ півдня України значною мірою спирається на підземні води, оскільки поверхневі джерела регіону маломінералізованими й стабільними за якістю не є. Для територій, де кристалічні породи фундаменту залягають неглибоко, важливим резервом стають тріщинні води зони екзогенної тріщинуватості та кори вивітрювання. Їх якість визначається літологією порід, умовами живлення та тривалістю експлуатації, а тому змінюється у часі. Тож для екологічно безпечного водокористування потрібні не лише одноразові аналізи при введенні свердловини в дію, а й порівняння даних, отриманих у різні періоди.

Актуальність дослідження. Підземні води забезпечують переважну частину питного водопо-

© Гнатюк Н.О., 2026
Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY 4.0

стачання в Україні, водночас воєнні дії, кліматичні зміни та зношеність інфраструктури підвищують значення децентралізованих і резервних джерел. Свердловина № 468 РЕ експлуатується для господарсько-питного водопостачання селища Криве Озеро, тому оцінка динаміки її хімічного та мікробіологічного складу має безпосереднє екологічне та санітарно-гігієнічне значення.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Дослідження відповідає завданням охорони та раціонального використання водних ресурсів, визначеним Водним кодексом України та Законом України «Про питну воду, питне водопостачання та водовідведення» [1, 2], а також завданню гармонізації системи моніторингу якості води з вимогами законодавства ЄС [4, 6].

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Закономірності формування підземних вод тріщинуватої зони Українського щита, зокрема в межах Інгульського мегаблоку, та проблеми їх пошуку й експертного оцінювання розглянуто в роботі [8]. Високий вміст заліза є типовою проблемою підземних водозаборів України: за оцінкою автора праці [9], підвищені концентрації заліза фіксуються приблизно на половині підземних водозаборів, причому ця частка має тенденцію до зростання. Гігієнічні вимоги до питної води в Україні регламентовано ДСанПіН 2.2.4-171-10 [3], міжнародні орієнтири викладено в настановах ВООЗ [5], а в ЄС діє директива 2020/2184 [4].

Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Для окремих експлуатаційних свердловин у зоні розвитку кристалічного фундаменту південного заходу Миколаївської області бракує узагальнень, що поєднують геолого-гідрогеологічні характеристики з багаторічною динамікою якості води. У статті така оцінка виконана для свердловини № 468 РЕ.

Новизна. Уперше зіставлено дані паспорта свердловини № 468 РЕ (2009 р.) з результатами лабораторних досліджень 2017–2019 рр. та кількісно оцінено зміни основних показників складу води за вісім років експлуатації.

Методологічне або загальнонаукове значення. Запропонований підхід – зіставлення початкового (паспортного) та експлуатаційного стану свердловини з перерахунком показників до єдиних одиниць і нормативів – може бути застосований для аналізу інших водозаборів тріщинних вод.

Виклад основного матеріалу.

Матеріали і методи. Вихідною інформацією слугували паспорт артезіанської свердловини № 468 РЕ (розділи про місцезнаходження, технічні дані, геологічний розріз і конструкцію, дослідну відкачку, лабораторні аналізи, геофізичні дані та гідрогеологічне заключення), протоколи фізико-хімічних і бактеріологічних досліджень води за 2017 р. та протоколи санітарно-мікробіологічних досліджень за 2018–2019 рр. Обробка включала: перерахунок концентрацій з мг-екв/дм³ у мг/дм³ і навпаки; розрахунок питомого дебіту; обчислення процентних змін показників між часовими зрізами; зіставлення з гігієнічними нормативами; розрахунок іонного складу в %-екв для визначення типу води. Обмеження дослідження пов'язані з тим, що аналізи виконували різні лабораторії за різними методиками, а набір показників у протоколах не збігається; тому висновки щодо динаміки мають якісно-кількісний, а не строго статистичний характер.

Фізико-географічні та геологічні умови. Територія розташована в межах Українського щита, у західній частині Миколаївської області, де кристалічні породи архей-протерозойського віку перекриті чохлом кайнозойських відкладів. Особливістю району є невелика глибина залягання фундаменту (за розрізом свердловини – 67,5 м). Верхня частина фундаменту зазнала вивітрювання й тектонічного роздроблення, у результаті чого сформувалася зона підвищеної тріщинуватості та кори вивітрювання, яка є гідравлічно єдиним водоносним горизонтом. Живлення горизонту відбувається за рахунок перетікання з вищезалеглих відкладів і інфільтрації в місцях виходу порід, а розвантаження – через відбір води свердловинами та, меншою мірою, дренування в долини річок. Такі умови типові для багатьох районів щита, де тріщинні води є надійним джерелом водопостачання, якщо потужність перекриваючих порід забезпечує їх захист [8].

Об'єкт дослідження. Свердловина № 468 РЕ розташована на північній околиці смт Криве Озеро Миколаївської області, приблизно за 200 м на північний схід від території районної лікарні (координати 47°57′12″ пн. ш., 30°21′08″ сх. д.), абсолютна відмітка гирла – 95,0 м. Відомча належність – Кривоозерська селищна рада, призначення – господарсько-питне водопостачання. Паспорт складено за результатами робіт Пошуково-зйомочної експедиції № 46 КП «Кіровгеологія» у грудні 2009 р. (первинні матеріали, не опубліковані).

Конструкція свердловини. Глибина свердловини за даними каротажу від 16.12.2009 р. становить 82,7 м. Інтервал 0–69,5 м пробурено діаметром 190 мм і закріплено обсадними трубами діаметром 168 мм; інтервал 69,5–82,7 м пройдено діаметром 151 мм без обсадження (безфільтрова конструкція). Геофізичний комплекс (ГК, КС, ПС, КВ) виконано до глибини 82,7 м; тріщинуваті кристалічні породи виділено в інтервалах 69,6–71,3 м (1,7 м) та 80,2–82,7 м (2,5 м).

Геологічна будова. Розріз свердловини (табл. 1) складений четвертинними суглинками та пісками, товщею неогенових глин (інтервал 12,8–55,0 м), корою вивітрювання та біотитовими гранітами архей-протерозойського віку. Глини загальною потужністю понад 40 м утворюють регіональний водотривкий екран, що перекриває водоносний горизонт і зменшує ризик надходження поверхневих забруднювачів.

Таблиця 1

Спрощений геологічний розріз свердловини № 468 РЕ

Інтервал, м	Порода	Вік	Потужність, м
0,0–10,0	Суглинки коричнево-бурі	Q	10,0
10,0–12,8	Піски дрібнозернисті	Q	2,8
12,8–55,0	Глини щільні та піщанисті з прошарком пісків (42,0–45,2 м)	N1-2	42,2
55,0–67,5	Кора вивітрювання, у т. ч. по гранітах	MZ-KZ	12,5
67,5–82,7	Граніти біотитові, рожеві, крупнозернисті	AR-PR1	15,2

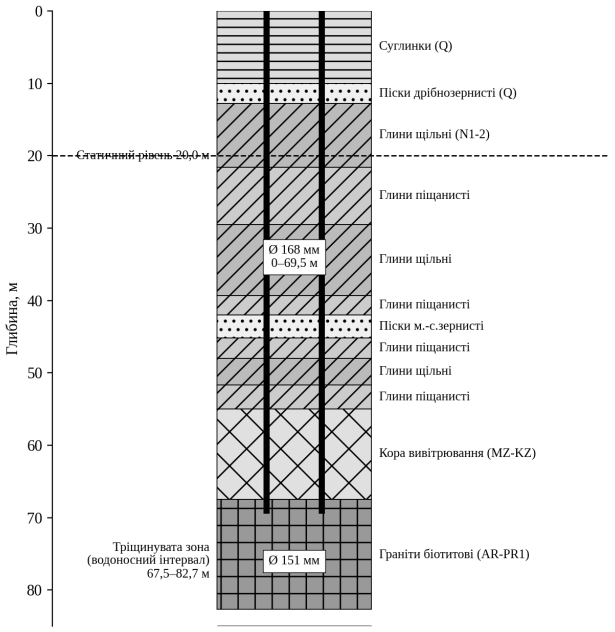


Рис. 1. Геологічний розріз і конструкція свердловини № 468 РЕ

Гідрогеологічні умови та експлуатаційні показники. Свердловина розкрила водоносний горизонт тріщинуватої зони кристалічних порід фундаменту в інтервалі 67,5–82,7 м. Статичний рівень встановився на глибині 20,0 м, що відповідає абсолютній відмітці 75,0 м, напір над покрівлею горизонту – 47,5 м, тобто води напірні. Дослідну відкачку проведено 18.12.2009 р. протягом 6,5 год насосом ЕЦВ 6-10-80. За цей час динамічний рівень стабілізувався на глибині 24,5 м (зниження 4,5 м), а дебіт становив 9,4 м³/год (близько 226 м³/добу). Питомий дебіт, розрахований як відношення дебіту до зниження, дорівнює 2,1 м³/(год·м). На початку відкачування вода була каламутною з виносом піску, після 1,5 год відкачки вона освітлилася, а винос піску припинився. Паспортом рекомендовано встановлювати насос на глибині 75,0 м, не перевищувати експлуатаційний дебіт, проводити профілактичний ремонт не рідше одного разу на 6 місяців та вести журнал експлуатації.

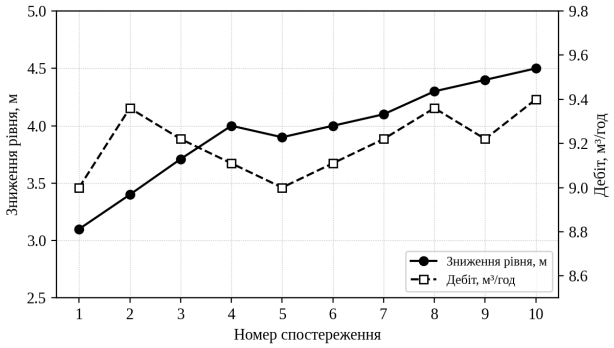


Рис. 2. Динаміка зниження рівня та дебіту під час дослідної відкачки 18.12.2009 р.

Рис. 2 показує, що зниження рівня зростало від 3,10 до 4,50 м і наприкінці відкачки практично стабілізувалося, а дебіт коливався в межах 9,00–9,40 м³/год без тенденції до спаду. Таку поведінку можна розглядати як ознаку достатніх запасів у тріщинуватій зоні для заявленого відбору, хоча тривалість відкачки (6,5 год) відносно невелика, і для надійного обґрунтування експлуатаційних запасів потрібні тривалі режимні спостереження.

Хімічний склад води. Дані лабораторних протоколів 2009 та 2017 рр. подано в табл. 2. Вміст кальцію та магнію у протоколі 2017 р. наведено в мг-екв/дм³; для порівняння їх перераховано в мг/дм³ (коефіцієнти 20,04 та 12,15). Гігієнічні нормативи подано за ДСанПіН 2.2.4-171-10 [3]. Оскільки аналізи виконували різні лабораторії, а набір показників не збігається, порівняння має орієнтовний характер.

Для 2009 р. додатково визначено: лужність 5,3 мг-екв/дм³, гідрокарбонати 323,4 мг/дм³, мідь 0,16 мг/дм³, марганець 0,011 мг/дм³, фтор 0,5 мг/дм³, окиснюваність 1,4 мг O_2/дм³, радон 7 емані; запах 0 балів. За складом вода віднесена до сульфатно-гідрокарбонатної магнієво-натрієвої. Згідно з паспортом, у 2009 р. вода не відповідала тогочасним нормативам питної води за вмістом заліза (0,43 мг/дм³ при допустимих 0,3 мг/дм³).

Іонний склад. Для 2009 р. розраховано еквівалентні концентрації основних іонів: Ca^{2+} – 2,89, Mg^{2+} – 6,95, HCO_3^- – 5,30, SO_4^{2-} – 2,70, Cl^- – 2,78 мг-екв/дм³. Сума аніонів становить 10,78 мг-екв/дм³; за різницею вміст Na^++K^+ оцінюється в 0,94 мг-екв/дм³ (близько 22 мг/дм³). У відсотках-еквівалентах аніони розподіляються так: HCO_3^- – 49 %, Cl^- – 26 %, SO_4^{2-} – 25 %; катіони: Mg^{2+} – 64 %, Ca^{2+} – 27 %, Na^++K^+ – 9 %. Формула Курлова має вигляд $M_{0,66}\frac{HCO_3\ 49\ Cl\ 26\ SO_4\ 25}{Mg\ 64\ Ca\ 27\ (Na+K)\ 9}$. Отже,

ISSN: 2306-9716 (Print), ISSN: 2664-6110 (Online)

Таблиця 2

Показники хімічного складу води свердловини № 468 РЕ та мережі водопостачання

Показник, мг/дм³ (якщо не вказано інше)	2009 р. (гирло)	02.10.2017 (гирло)	Зміна 2009→2017	08.11.2017 (мережа)	Норматив [3]
Сухий залишок	656	601	−8 %	–	1000
Загальна жорсткість, мг-екв/дм³	9,85	7,4	−25 %	7,85	7,0 (до 10,0)
Кальцій	58,0	60,1	+4 %	–	–
Магній	84,5	53,5	−37 %	–	–
Сульфати	129,6	131,4	+1 %	–	250
Хлориди	98,5	110	+12 %	123	250
Залізо загальне	0,43	0,11	−74 %	0,29	0,2
Нітрати	< 0,1	1,49	зростання	< 0,1	50
Нітрити	< 0,003	0,009	зростання	< 0,003	0,5
Аміак	< 0,05	0,101	зростання	0,13	0,5
pH	–	7,83	–	7,82	6,5–8,5
Кольоровість, град.	3,9	9,45	+142 %	6,3	20
Каламутність, мг/дм³	1,29	0,24	−81 %	0,55	–

за розрахунком із наведених у протоколі даних вода є гідрокарбонатною магнієвою зі співмірним вмістом хлоридів і сульфатів, що відрізняється від класифікації «сульфатно-гідрокарбонатна магнієво-натрієва» в паспорті; різниця пояснюється тим, що вміст натрію в паспорті не наведено, і його значення в нашому розрахунку є балансовим. Домінування магнію над кальцієм є характерним для вод, що взаємодіють із біотитовими гранітами та їх корою вивітрювання, збагаченими магнієм у складі темнокольорових мінералів.

Аналіз табл. 2 показує три тенденції. По-перше, знизилися показники, пов'язані з природним розчиненням порід і кори вивітрювання: жорсткість (−25 %), вміст магнію (−37 %) та заліза (у 3,9 раза). Зниження заліза і каламутності можна пояснити як вимиванням привнесених при бурінні та першому відкачуванні дрібних фракцій, так і впливом різних методик аналізу; остаточне пояснення потребує паралельних вимірювань. По-друге, помірно зросли хлориди (+12 %) та азотовмісні сполуки (нітрати від < 0,1 до 1,49 мг/дм³). Вони далекі від нормативів, проте у поєднанні з розташуванням свердловини на території населеного пункту є сигналом, який слід відстежувати як можливий прояв антропогенного впливу. По-третє, жорсткість води в 2017 р. (7,4 та 7,85 мг-екв/дм³) залишається близькою до верхньої межі нормативу 7,0 мг-екв/дм³ і перебуває в діапазоні, допустимому для окремих систем водопостачання (до 10,0). Концентрація заліза в мережі (0,29 мг/дм³) перевищує значення 0,2 мг/дм³, яке наведено вище, хоча протокол дослідження констатує відповідність води вимогам; ця розбіжність потребує уточнення за чинною редакцією нормативу.

Мікробіологічна безпека. У пробі води з гирла свердловини 02.10.2017 р. загальне мікробне число становило 2 КУО/см³, загальні коліформи, E. coli та ентерококи не виявлені. У дослідженнях води з розподільної мережі, що обслуговується КП «Добробут», у 2018 р. (проби від 25.05.2018) та 2019 р. патогенних індикаторів також не виявлено (табл. 3). Загальне мікробне число в 2019 р. становило 45–63 КУО/см³, що не перевищує нормативу 100 КУО/см³. Зростання числа мікроорганізмів від гирла до мережі природне й свідчить про необхідність підтримання санітарного стану розподільних мереж.

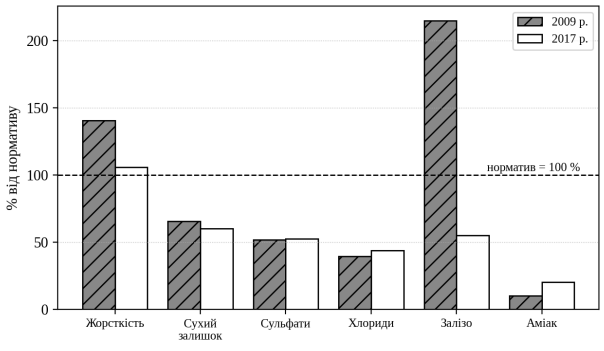


Рис. 3. Показники складу води свердловини № 468 РЕ у відсотках від гігієнічного нормативу (для аміаку 2009 р. взято верхню межу «< 0,05»)

Оцінка екологічних ризиків. Для свердловини, що працює на захищеному напірному горизонті, основні ризики пов'язані не з прямим надходженням забруднювачів через товщу глин, а з технічним станом самої свердловини та поверхневих споруд. По-перше, це можливість перетікання між горизонтами по затрубному простору, якщо цементація верхньої частини колони виконана недостатньо якісно (у паспорті дані про цементацію відсутні). По-друге, це точкове забруднення в приустьовій зоні при порушенні герметичності оголовка. По-третє, довготривале надмірне відкачування, яке може викликати зниження п'єзометричного рівня й підтягування вод з інших частин

розрізу. Додатковим чинником є розташування свердловини поблизу лікарні та житлової забудови, що підвищує вимоги до санітарного контролю.

Радіологічний аспект. Для вод кристалічного щита характерна підвищена природна радіоактивність, пов'язана з ураном, радієм і радоном у гранітах. У паспорті для проби 2009 р. зазначено вміст радону 7 емані, а вміст урану й радію не наведено. Тому для повної екологічної оцінки доцільно доповнити програму спостережень визначенням сумарної альфа- та бета-активності, радону, урану й радію.

Запропонована програма (табл. 4) враховує, що найбільш мінливими показниками є залізо, жорсткість та азотовмісні сполуки, а тому саме вони мають контролюватися найчастіше. Результати такого моніторингу дозволять побудувати ряди спостережень, придатні для статистичної оцінки трендів, чого неможливо досягти за одиничними аналізами 2009 та 2017 рр.

Прогноз стану на сучасний період. Останні наявні вимірювання виконано у 2019 р., тобто до сьогодення минуло понад шість років. Екстраполяція за двома хімічними зрізами (2009 та 2017 рр.) була б статистично непереконливою, тому прогноз сформульовано як сценарії зі спрямованістю змін і переліком того, що потрібно перевірити (табл. 5). Значення в таблиці є гіпотезами для верифікації, а не результатами вимірювань.

Основою такого прогнозу є три чинники: стабільність природних умов у захищеному напірному горизонті, відсутність даних про зміну режиму експлуатації та потенційний вплив забудови навколо свердловини. Тому найбільш імовірним є збереження загальних рис складу води, а основною невизначеністю лишається технічний стан свердловини за 17 років експлуатації. Верифікація прогнозу потребує нових вимірювань за програмою, поданою в табл. 4.

Екологічні аспекти експлуатації. Паспортом свердловини встановлено, що в межах зони санітарної охорони забороняється влаштування житла й будівель, не пов'язаних з експлуатацією свердловини. Свердловина розташована в забудованій частині селища, тому доцільно перевірити фактичне дотримання зони санітарної охорони, технічний стан оголовка та цементації верхньої частини колони. Оскільки конструкція свердловини безфільтрова, а нижній інтервал працює відкритим стовбуром

Таблиця 3

Мікробіологічні показники води розподільної мережі (КП «Добробут»), 2019 р.

Точка відбору	Дата відбору	ЗМЧ, КУО/см³	Коліформи, E. coli, ентерококи в 100 см³	Висновок
вул. А. Корольова	21.03.2019	54	не виявлено	відповідає
вул. Шевченка, 54	21.03.2019	61	не виявлено	відповідає
вул. Маяковського, 36	21.03.2019	45	не виявлено	відповідає
Результати проб № 66 і № 67	06.09.2019	60 і 63	не виявлено	відповідає

Таблиця 4

Пропонована програма режимного моніторингу свердловини № 468 РЕ

Група показників	Показники	Періодичність	Місце відбору
Режимні спостереження	Статичний і динамічний рівні, дебіт	щомісяця	оголовок
Органолептичні	Запах, смак, кольоровість, каламутність	щокварталу	гирло, мережа
Загальносанітарні	Залізо, жорсткість, хлориди, сульфати, нітрати, нітрити, аміак, pH	щокварталу	гирло, мережа
Повний хімічний аналіз	Основні іони, мікроелементи, фтор, мідь, марганець	щороку	гирло
Мікробіологічні	ЗМЧ, коліформи, E. coli, ентерококи	щокварталу	гирло, мережа
Радіологічні	Радон, уран, радій, сумарна α- та β-активність	раз на 2–3 роки	гирло

Таблиця 5

Сценарний прогноз стану свердловини № 468 РЕ на сучасний період

Показник	Останнє вимірювання	Очікувана спрямованість	Що перевірити
Залізо	0,11 (2017); 0,29 в мережі	коливання навколо 0,1–0,3 мг/дм³; зростання можливе при зносі оголовка й колони	квартальний аналіз
Загальна жорсткість	7,4 (2017)	близько верхньої межі нормативу	щорічний повний аналіз
Хлориди, нітрати	110 і 1,49 мг/дм³ (2017)	повільне зростання за умов забудови навколо	щорічний аналіз
Мікробіологічні	ЗМЧ 45–63 КУО/см³ (2019)	стабільні при дотриманні знезараження	щоквартально в мережі
Дебіт, зниження рівня	9,4 м³/год; 4,5 м (2009)	можливе зменшення питомого дебіту при кольматажі тріщин	повторна відкачка
Радіологічні	радон 7 емані (2009)	без змін, дані неповні	радон, уран, радій

ISSN: 2306-9716 (Print), ISSN: 2664-6110 (Online)

у твердих породах, при експлуатації слід контролювати зниження рівня, щоб не перевищувати розрахункового дебіту 9,4–9,5 м³/год.

Обговорення результатів. Отримані результати узгоджуються із загальними уявленнями про формування якості вод тріщинуватої зони кристалічного фундаменту. Мінералізація 600–650 мг/дм³ є помірною й типовою для вод, що перебувають у тривалому контакті з породою; перевищення нормативу за жорсткістю незначне та зумовлене магнієм. Вміст заліза в 2009 р. (0,43 мг/дм³) відображає відновні умови напірного горизонту, за яких залізо перебуває в розчиненій формі й окиснюється при контакті з повітрям. Подальше зниження його концентрації до 0,11–0,29 мг/дм³ є позитивним, проте не гарантує стабільності: надійне судження можливе лише за регулярними спостереженнями. Те саме стосується зростання нітратів і хлоридів, яке за наявними даними не можна однозначно віднести до антропогенного чи методичного чинника, але яке слугує підставою для підвищеної уваги.

Практичні наслідки. Якщо в подальших спостереженнях вміст заліза в мережі зростатиме, його можна знизити за допомогою відомих методів: аерації з наступним фільтруванням на зернистому завантаженні, каталітичного окиснення або реагентних способів. Для жорсткості при потребі застосовують пом'якшення на іонообмінних фільтрах або мембранні технології, однак для господарсько-питного використання в діапазоні 7–10 мг-екв/дм³ такі заходи, як правило, не є обов'язковими. Важливішим є забезпечення безперервного хлорування або іншого знезараження в мережі з огляду на зростання мікробного числа від гирла до споживача, а також промивання тупикових ділянок.

Порівняння з міжнародними орієнтирами. Настанови ВООЗ [5] не встановлюють здоров'я-орієнтованих величин для жорсткості та заліза, оскільки вони впливають передусім на органолептичні властивості води: смак, кольоровість, утворення осаду та накип. Це означає, що виявлені перевищення або наближення до гранично допустимих значень мають переважно споживчий та експлуатаційний характер, а не прямо токсикологічний. Водночас директива ЄС 2020/2184 [4] посилює вимоги до ризик-орієнтованого підходу, за якого постачальник води оцінює ризики на всьому шляху від джерела до споживача. Для свердловини № 468 РЕ це означає необхідність формалізувати оцінку небезпек: стан зони санітарної охорони, герметичність оголовка, надійність знезараження та стан розподільної мережі.

Водогосподарський аспект. Експлуатація свердловини з дебітом, близьким до 9,4 м³/год, відповідає добовому відбору до 225 м³ за безперервної роботи. Реальний режим роботи залежить від потреб споживачів та графіка насоса й у паспорті не наведений, тому оцінити частку використання розрахункового дебіту за наявними матеріалами неможливо. Паспорт прямо забороняє відбирати воду понад експлуатаційний дебіт і встановлювати насос більшої продуктивності. Перевищення дебіту призводить до збільшення депресійної воронки, зростання швидкості фільтрації в тріщинах і можливого виносу дрібних частинок, який у 2009 р. спостерігався на початку відкачки.

Головні висновки.

1. Свердловина № 468 РЕ експлуатує напірний водоносний горизонт тріщинуватої зони кристалічних порід (інтервал 67,5–82,7 м); його перекриває товща неогенових глин потужністю понад 40 м, що забезпечує природну захищеність горизонту.

2. Продуктивність свердловини становить 9,4 м³/год при зниженні 4,5 м (питомий дебіт 2,1 м³/(год·м)); води сульфатно-гідрокарбонатні магнієво-натрієві з мінералізацією 600–650 мг/дм³.

3. За 2009–2017 рр. жорсткість води знизилася на 25 %, вміст заліза – у 3,9 раза, тоді як хлориди зросли на 12 %, а азотовмісні компоненти – з порогів визначення до сотих і десятих часток мг/дм³; усі вони значно нижчі за нормативи.

4. Мікробіологічні показники у 2017–2019 рр. відповідали вимогам ДСанПіН 2.2.4-171-10, патогенних індикаторів не виявлено.

5. Для підвищення надійності оцінки необхідні регулярний моніторинг за запропонованою програмою (табл. 4), радіологічні дослідження та перевірка технічного стану свердловини.

Перспективи використання результатів дослідження. Результати можуть бути основою для створення програми режимних спостережень (щорічний повний хімічний аналіз, щоквартальний контроль заліза, жорсткості, хлоридів і нітратів), перегляду меж зони санітарної охорони та обґрунтування необхідності знезалізнення. Доцільним є повторне відбирання проб у поточному році та включення в програму радіологічних показників (радон, уран, радій), що є характерними для кристалічного фундаменту.

Література

1. Про питну воду, питне водопостачання та водовідведення : Закон України від 10 січ. 2002 р. № 2918-III / Верховна Рада України. Відомості Верховної Ради України. 2002. № 16. Ст. 112.
2. Водний кодекс України : Закон України від 6 черв. 1995 р. № 213/95-ВР / Верховна Рада України. Відомості Верховної Ради України. 1995. № 24. Ст. 189.
3. Державні санітарні норми та правила «Гігієнічні вимоги до питної води, призначеної для споживання людиною» (ДСанПіН 2.2.4-171-10) : затв. наказом МОЗ України від 12 трав. 2010 р. № 400, зареєстр. в Мін'юсті України 1 лип. 2010 р. за № 452/17747.

4. 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 (recast). Official Journal of the European Union. 2020. L 435. P. 1–62.
5. Guidelines for drinking-water quality : fourth edition incorporating the first addendum. Geneva : World Health Organization, 2017. 631 p.
6. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. Official Journal of the European Communities. 2000. L 327. P. 1–73.
7. Про Основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2020 року : Закон України від 21 грудня 2010 р. № 2818-VI / Верховна Рада України. Відомості Верховної Ради України. 2011. № 26. Ст. 218.
8. Svistun V. K., Lazebnyk O. P., Pigulevsky P. G. On the issue of expert evaluation of groundwater exploration in the Kirovograd oblast. Geofizychnyi Zhurnal. 2025. Vol. 47, No. 2. P. 317–322. DOI: https://doi.org/10.24028/gj.v47i2.322570.
9. Kunytskyi S. O. Water quality assessment of underground sources of water supply of the Rivne region. Вісник НУВГП. Технічні науки. 2019. DOI: https://doi.org/10.31713/vt3201914.

Дата першого надходження статті до видання: 20.10.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 04.11.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 23.11.2026

УДК 581.5:582.998.1:631.52
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.6-69.49

БАГАТОРІЧНА ДИНАМІКА МОРФОМЕТРИЧНИХ І РЕПРОДУКТИВНИХ ПОКАЗНИКІВ *ARNICA MONTANA* L. РІЗНОГО ГЕОГРАФІЧНОГО ПОХОДЖЕННЯ В УМОВАХ EX SITU

Дубляк А.В. (orcid.org/0009-0008-3046-9578),
Різничук Н.І. (orcid.org/0000-0002-4863-6775)
Карпатський національний університет імені Василя Стефаника
вул. Шевченка, 57, 77008, м. Івано-Франківськ
dublyakandriy@gmail.com, nadiia.riznychuk@cnu.edu.ua

У статті проаналізовано трирічну динаміку морфометричних і репродуктивних показників *Arnica montana* L. різного географічного походження в умовах ex situ. Дослідження проведено у 2024–2026 рр. у дендрологічному парку «Дружба» загальнодержавного значення Карпатського національного університету імені Василя Стефаника. До аналізу залучено матеріал восьми походжень: урочище Бабина Яма, полонина Веснарка, урочище Печнівське, полонина Свинянка, полонина Псарівка, полонина Гаджина, полонина Луковиця та локалітет у межах природного заповідника «Горгани». Щороку аналізували по 15 облікових рослин кожного походження (120 спостережень за рік; 360 записів за 2024–2026 рр.). Визначали висоту рослин, діаметр розетки/куртини, довжину і ширину листків, кількість генеративних пагонів і суцвіть та діаметр суцвіття. Безперервні ознаки аналізували у факторній моделі з чинниками «походження», «рік» та їх взаємодією; для лічильних показників застосовано узагальнені лінійні моделі з пуассонівським розподілом. Упродовж 2024–2026 рр. середня висота рослин збільшилася від 29,76±0,49 до 40,17±0,41 см, діаметр розетки/куртини – від 6,74±0,11 до 12,77±0,18 см, кількість генеративних пагонів – від 1,66±0,06 до 4,58±0,12, кількість суцвіть – від 2,27±0,07 до 6,93±0,15, а діаметр суцвіття – від 2,80±0,04 до 3,56±0,03 см. Ефект року був статистично значущим для всіх проаналізованих ознак ($p<0,001$). Для безперервних морфометричних показників ефект походження встановлено для висоти, діаметра розетки/куртини, довжини та ширини листка, тоді як для діаметра суцвіття він не досяг рівня статистичної значущості. Для кількості генеративних пагонів і суцвіть моделі підтвердили виразний ефект року, але не походження та не взаємодії «походження × рік». Отримані результати характеризують спрямовану багаторічну зміну рослин у спільних умовах культивування та формують кількісну основу для ведення ex situ колекції зі збереженням інформації про походження матеріалу. *Ключові слова: Arnica montana* L., ex situ, культивування, географічне походження, морфометричні ознаки, генеративні пагони, суцвіття, багаторічна динаміка.

Long-term dynamics of morphometric and reproductive traits of *Arnica montana* L. of different geographical origin under ex situ conditions. Dubliak A., Riznychuk N.

The paper analyses three-year dynamics of morphometric and reproductive traits of *Arnica montana* L. of different geographical origin under ex situ conditions. The study was conducted in 2024–2026 in the Druzba Dendrological Park of national importance at Vasyl Stefanyk Carpathian National University. Plant material represented eight origins: the Babyna Yama tract, Vesnarka polonyna, Pechnivske tract, Svynianka polonyna, Psarivka polonyna, Hadzhyna polonyna, Lukovytsia polonyna, and a locality within the Gorgany Nature Reserve. Each year, 15 accounting plants per origin were analysed (120 observations per year; 360 records in 2024–2026). Plant height, rosette/clump diameter, leaf length and width, number of generative shoots, number of flower heads, and flower-head diameter were evaluated. Continuous traits were analysed using a factorial model including origin, year and their interaction; count traits were analysed using generalized linear models with a Poisson distribution. Mean plant height increased from 29.76±0.49 cm in 2024 to 40.17±0.41 cm in 2026; rosette/clump diameter increased from 6.74±0.11 to 12.77±0.18 cm. The mean number of generative shoots increased from 1.66±0.06 to 4.58±0.12 and the number of flower heads from 2.27±0.07 to 6.93±0.15. Flower-head diameter increased from 2.80±0.04 to 3.56±0.03 cm. Year had a statistically significant effect on every analysed trait ($p<0.001$). Among continuous morphometric traits, origin significantly affected plant height, rosette/clump diameter, leaf length and leaf width, whereas its effect on flower-head diameter was not significant. Poisson models for the numbers of generative shoots and flower heads confirmed a strong year effect but did not support origin or origin×year effects. The results characterize a consistent multi-year change under common cultivation conditions and provide a quantitative basis for managing ex situ collections while retaining provenance information. *Key words: Arnica montana* L., ex situ conservation, cultivation, geographic origin, morphometric traits, reproductive traits, long-term dynamics.

Постановка проблеми. Збереження *Arnica montana* L. потребує поєднання охорони природних популяцій із методами ex situ, здатними забезпечити підтримання життєздатного рослинного матеріалу поза природними місцезростаннями. Для багаторічного клонального виду оцінка успішності культивування не може ґрунтуватися лише на факті приживлення: необхідно простежувати зміну вегетативних і генеративних ознак упродовж кількох років та враховувати можливі відмінності між рослинами різного географічного походження. Попередні експерименти з *A. montana* показали, що спосіб розмно-

© Дубляк А.В., Різничук Н.І., 2026
Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY 4.0

ження, умови вирощування і тривалість культивування впливають на ріст, цвітіння та продуктивність рослин [1, 2]. Водночас генетичні дослідження європейських популяцій засвідчують виражену просторову структурованість виду, що робить походження матеріалу важливим чинником у плануванні природоохоронних заходів [3].

Актуальність дослідження. Актуальність роботи визначається необхідністю отримання кількісних даних про багаторічну поведінку *A. montana* після перенесення до єдиних умов культивування. Такі дані потрібні не лише для оцінювання технологічної придатності виду до ex situ утримання, а й для розмежування ефектів, пов'язаних із походженням рослин, від змін, що формуються в процесі багаторічного вирощування. Для самонесумісного виду з обмеженим потоком генів між частиною популяцій питання збереження різних походжень має безпосереднє значення для подальших програм підсилення та відновлення популяцій [3, 4].

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Дослідження є складовою комплексного вивчення природних популяцій *A. montana* та можливостей збереження виду шляхом культивування ex situ. Авторський доробок охоплює польове обстеження природних локалітетів, формування колекції рослин різного походження в дендрологічному парку «Дружба» та багаторічний морфометричний моніторинг. Практичне завдання полягає у формуванні доказової бази для утримання рослинного матеріалу різного походження, оцінювання його вегетативного розвитку і генеративної активності та подальшого використання в природоохоронних програмах.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. У трирічному польовому експерименті Pljevljakušić et al. [1] досліджували різні моделі культивування *Arnica montana* L. та оцінювали діаметр розетки, кількість і висоту квітконосних пагонів, кількість і діаметр кошиків; автори встановили істотний вплив досліджених чинників культивування на морфологічні показники. У шестирічному експерименті Sugier et al. [2] показано, що спосіб розмноження та введення рослин у культуру впливав на вегетативні й репродуктивні ознаки та виживання. Leoni et al. [3], порівнюючи дикорослий і культивований матеріал з Італійських Альп, обґрунтували перспективність культивування з використанням місцевого насіннєвого матеріалу для сталого отримання сировини та природоохоронних цілей. Caprìa et al. [4] за результатами аналізу 40 європейських популяцій виявили виражену географічну структуру генетичної мінливості та обмежений потік генів, що має враховуватися під час планування активних природоохоронних заходів. Kahmen і Poschlod [5] досліджували морфологічні, репродуктивні та генетичні характеристики популяцій *A. montana* різного розміру й показали зв'язок розміру популяції з показниками стану рослин та генетичною варіабельністю. Sugier et al. [6] встановили, що морфологічні характеристики сім'янок і їхня здатність до проростання залежать від положення сім'янки в суплідді та розташування суцвіття на рослині. В Україні Taras et al. [7] оптимізували окремі етапи культивування представників роду *Arnica* in vitro, зокрема введення в асептичну культуру, пророщування насіння, мікроклональне розмноження та індукцію калюсоутворення. У попередній роботі Дубляка, Різничук і Гнєзділової [8] розглянуто умови культивування *A. montana* та фармакологічну цінність виду. Водночас трирічне порівняння матеріалу восьми географічних походжень за єдиною схемою повторних ex situ обліків залишається окремим завданням цього дослідження.

Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Недостатньо досліджено, якою мірою багаторічна динаміка морфометричних і генеративних показників *A. montana* в однакових умовах ex situ залежить від географічного походження рослин. Для матеріалу з Українських Карпат особливо бракує зіставних трирічних даних, отриманих за єдиною схемою обліку для кількох походжень. Саме цій частині проблеми присвячене дослідження.

Новизна. Для сформованої ex situ колекції *A. montana* восьми географічних походжень проведено трирічний порівняльний аналіз вегетативних і генеративних ознак із урахуванням повторного обліку тих самих вихідних рослин. Встановлено спільний виразний часовий тренд для всіх досліджених ознак та водночас показано, що для частини характеристик траєкторія змін залежала від походження. Це дає змогу розглядати часову динаміку й походження не як взаємозамінні пояснення мінливості, а як окремі компоненти формування фенотипу в умовах культивування.

Методологічне або загальнонаукове значення. Методологічне значення роботи полягає у поєднанні багаторічного морфометричного моніторингу матеріалу восьми географічних походжень із роздільним аналізом безперервних і лічильних ознак. Для безперервних показників використано факторну модель з оцінюванням ефектів походження, року та їх взаємодії, а для кількості генеративних пагонів і суцвіть – узагальнені лінійні моделі з пуассонівським розподілом. Такий підхід відповідає типу даних і дає змогу не переносити припущення нормального розподілу на лічильні показники.

Виклад основного матеріалу. Дослідження виконано у 2024–2026 рр. у дендрологічному парку «Дружба» загальнодержавного значення Карпатського національного університету імені Василя Стефаника. Проаналізовано матеріал восьми походжень, сформований із природних локалітетів: урочище Бабина Яма, полонина Веснарка, урочище Печнівське, полонина Свинянка, полонина Псарівка, полонина Гаджина, полонина Луковиця та лока-

літет у межах природного заповідника «Горгани». Для кожного походження щороку аналізували по 15 облікових рослин (120 спостережень на рік; 360 записів за три роки). Визначали висоту рослини, діаметр розетки/куртини, довжину та ширину листка, кількість генеративних пагонів, кількість суцвіть і діаметр суцвіття. Результати подано як середнє арифметичне ± стандартна похибка (M±SE). Для безперервних ознак застосовано двофакторну лінійну модель «походження × рік» з оцінюванням головних ефектів та взаємодії за ANOVA II типу. Для кількості генеративних пагонів і суцвіть використано узагальнені лінійні моделі з пуассонівським розподілом і логарифмічною функцією зв'язку. Рівень статистичної значущості приймали $p<0,05$. Розрахунки виконано у середовищі Python із використанням пакетів scipy та statsmodels.

За три роки культивування середня висота *A. montana* збільшилася на 10,41 см, або приблизно на 35,0% від рівня 2024 р. Діаметр розетки/куртини зріс майже в 1,9 раза. Паралельно збільшувалися розміри листків та показники генеративного розвитку. Найвиразнішою була динаміка кількості суцвіть: середнє значення зросло з 2,27±0,07 до 6,93±0,15 на облікову рослину, тобто більш ніж утричі. Кількість генеративних пагонів за той самий період збільшилася приблизно у 2,8 раза (табл. 1, рис. 1).

Статистичний аналіз підтвердив значущий ефект року для всіх семи досліджених ознак ($p<0,001$; табл. 2). Для безперервних ознак ефект походження був значущим для висоти рослин ($p<0,001$), діаметра розетки/куртини ($p=0,041$), довжини листка ($p<0,001$) та ширини листка ($p=0,015$), але не для діаметра суцвіття ($p=0,073$).

Для жодної з п'яти безперервних ознак взаємодія «походження × рік» не досягла рівня статистичної значущості ($p=0,158–0,704$). Для лічильних репродуктивних показників Poisson GLM підтвердив виразний ефект року ($p<0,001$), тоді як ефекти походження та взаємодії «походження × рік» були статистично незначущими. Отже, основною закономірністю для генеративних пагонів і суцвіть була спільна багаторічна спрямованість змін у матеріалу всіх восьми походжень. Динаміку цих показників наведено на рис. 2.

Описове порівняння середніх за трирічний період показало, що висота рослин різного походження варіювала від 32,50±0,98 см для матеріалу з полонини Веснарка до 36,55±0,96 см для матеріалу з полонини Свинянка. Діаметр розетки/куртини становив від-

Таблиця 1

Динаміка морфометричних і репродуктивних показників *Arnica montana* L. у 2024–2026 рр., M±SE

Показник	2024	2025	2026
Висота, см	29,76±0,49	34,68±0,50	40,17±0,41
Діаметр розетки/куртини, см	6,74±0,11	10,67±0,19	12,77±0,18
Довжина листка, см	8,94±0,15	10,58±0,14	11,90±0,13
Ширина листка, см	1,34±0,03	1,63±0,03	1,92±0,03
Генеративні пагони, шт.	1,66±0,06	2,36±0,08	4,58±0,12
Суцвіття, шт.	2,27±0,07	3,28±0,07	6,93±0,15
Діаметр суцвіття, см	2,80±0,04	3,26±0,04	3,56±0,03

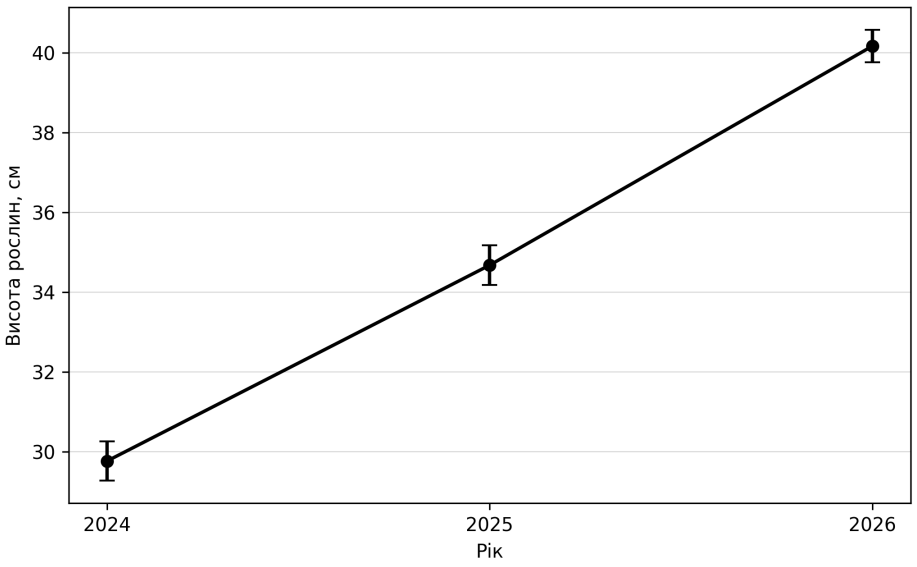


Рис. 1. Динаміка середньої висоти рослин Arnica montana L. в умовах ex situ у 2024–2026 рр. (M±SE)

Таблиця 2

Результати факторного аналізу морфометричних і репродуктивних ознак *Arnica montana* L.

Ознака	**Походження**	**Рік**	**Походження × рік**
Висота, см	F=4,09; p<0,001	F=132,19; p<0,001	F=1,07; p=0,384
Діаметр розетки/куртини, см	F=2,12; p=0,041	F=358,04; p<0,001	F=1,11; p=0,349
Довжина листка, см	F=5,55; p<0,001	F=125,61; p<0,001	F=1,39; p=0,158
Ширина листка, см	F=2,54; p=0,015	F=109,95; p<0,001	F=1,21; p=0,265
Діаметр суцвіття, см	F=1,87; p=0,073	F=112,64; p<0,001	F=0,77; p=0,704
Генеративні пагони	χ^2=1,88; p=0,966	χ^2=35,91; p<0,001	χ^2=6,79; p=0,943
Суцвіття	χ^2=5,48; p=0,602	χ^2=49,48; p<0,001	χ^2=7,85; p=0,897

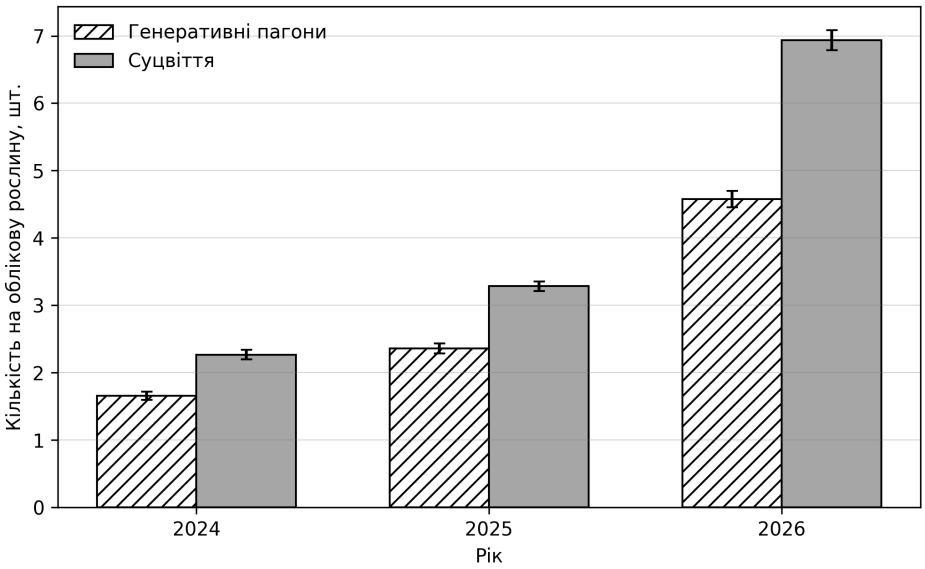


Рис. 2. Динаміка кількості генеративних пагонів і суцвіть Arnica montana L. в умовах ex situ у 2024–2026 рр. (M±SE)

повідно від 9,54±0,42 до 10,72±0,50 см. Найбільше середнє значення довжини листка встановлено для матеріалу з урочища Бабина Яма – 11,32±0,26 см; близьке значення отримано для полонини Свинянка – 11,20±0,23 см. Ці описові відмінності узгоджуються зі статистично значущим, але порівняно слабшим за ефект року впливом походження на частину морфометричних ознак. Варіювання середньої висоти залежно від походження показано на рис. 3.

Отримана багаторічна динаміка узгоджується з культиваційними дослідженнями, у яких морфологічні та репродуктивні характеристики *A. montana* змінювалися з тривалістю вирощування та залежали від способу введення в культуру [1, 2]. Позитивні результати вирощування локального матеріалу в Альпах також свідчать про перспективність культивування із збереженням походження рослин [3]. Водночас відмінності між походженнями не можна автоматично трактувати як генетично детерміновані: спільні умови ex situ зменшують частину середовищної неоднорідності, але не усувають материнських ефектів, відмінностей стартового стану, вікових змін та фенотипової пластичності. Встановлена для

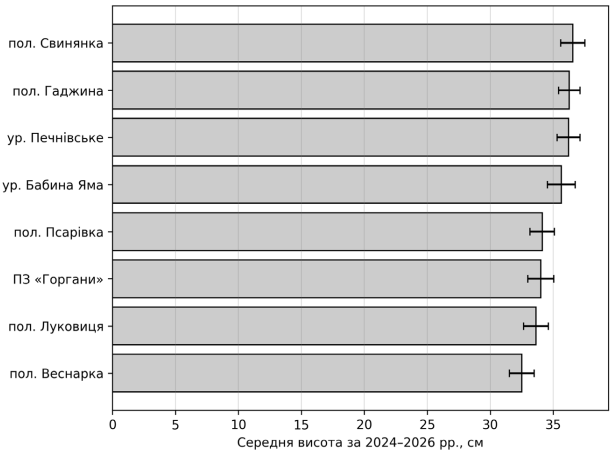


Рис. 3. Середня висота Arnica montana L. різного географічного походження за 2024–2026 рр. (M±SE)

європейських популяцій генетична структурованість [4] додатково обґрунтовує необхідність паспортизації походження колекційного матеріалу. У нашому дослідженні найстійкішою статистичною закономір-

ністю був ефект року, тоді як походження пояснювало лише частину морфометричної мінливості. Це підкреслює необхідність багаторічного моніторингу перед використанням ex situ матеріалу у природоохоронних програмах.

Головні висновки.

1. Упродовж 2024–2026 рр. у матеріалу *A. montana* восьми географічних походжень встановлено виразну багаторічну зміну вегетативних і генеративних показників: середня висота зросла на 35,0%, діаметр розетки/куртини – на 89,4%, кількість генеративних пагонів – приблизно у 2,8 раза, кількість суцвіть – у 3,1 раза.

2. Фактор року був статистично значущим для всіх досліджених ознак ($p<0,001$), що визначає багаторічну динаміку як основну закономірність у спільних умовах культивування.

3. Географічне походження було статистично значущим чинником для висоти, діаметра розетки/куртини, довжини та ширини листка, але не для діаметра суцвіття.

4. Для кількості генеративних пагонів і суцвіть Poisson GLM підтвердив ефект року ($p<0,001$), тоді як ефекти походження та взаємодії «походження × рік» не були статистично значущими.

5. Для ведення ex situ колекції *A. montana* доцільно зберігати паспортизацію походження та оцінювати матеріал у багаторічній динаміці; отримані результати є основою для подальших експериментів із розмноження та природоохоронного використання.

Перспективи використання результатів дослідження. Отримані результати можуть бути використані для вдосконалення протоколів довготривалого культивування *A. montana* ex situ, ведення паспортів походження колекційного матеріалу та планування експериментів із розмноження. Перспективним є зіставлення ex situ динаміки з характеристиками відповідних природних популяцій, перевірка репродуктивної спроможності отриманого матеріалу та оцінювання його придатності до експериментального відновлення популяцій за наявності необхідних природоохоронних дозволів. Окремим напрямом має бути генетична характеристика матеріалу різного походження, що дасть змогу відокремити фенотипову пластичність від генетично зумовленої компоненти мінливості.

Література

1. Pljevljakušić D., Janković T., Jelačić S., Novaković M., Menković N., Beatović D., Dajić-Stevanović Z. Morphological and chemical characterization of *Arnica montana* L. under different cultivation models. Industrial Crops and Products. 2014. Vol. 52. P. 233–244. DOI: 10.1016/j.indcrop.2013.10.035.
2. Sugier D., Sugier P., Gawlik-Dziki U. Propagation and Introduction of *Arnica montana* L. into Cultivation: A Step to Reduce the Pressure on Endangered and High-Valued Medicinal Plant Species. The Scientific World Journal. 2013. Vol. 2013. Article 414363. DOI: 10.1155/2013/414363.
3. Leoni V., Borgonovo G., Giupponi L., Bassoli A., Pedrali D., Zuccolo M., Rodari A., Giorgi A. Comparing Wild and Cultivated *Arnica montana* L. from the Italian Alps to Explore the Possibility of Sustainable Production Using Local Seeds. Sustainability. 2021. Vol. 13, No. 6. Article 3382. DOI: 10.3390/su13063382.
4. Capria L., Liepelt S., Eimert K., Leyer I., Mosner E. Neutral genetic diversity follows a latitudinal gradient in the endangered plant *Arnica montana* L.: a range-wide study. Conservation Genetics. 2024. Vol. 25. P. 87–100. DOI: 10.1007/s10592-023-01559-6.
5. Kahmen S., Poschlod P. Population size, plant performance, and genetic variation in the rare plant *Arnica montana* L. in the Rhön, Germany. Basic and Applied Ecology. 2000. Vol. 1, No. 1. P. 43–51. DOI: 10.1078/1439-1791-00007.
6. Sugier P., Rysiak A., Sugier D., Winiarczyk K., Wołkowycki D., Kołos A. Differentiation and Propagation Potential of *Arnica montana* L. Achenes as a Consequence of the Morphological Diversity of Flowers and the Position of Flower Heads on the Plant. Plants. 2022. Vol. 11, No. 24. Article 3424. DOI: 10.3390/plants11243424.
7. Taras Yu. M., Soroka O. V., Prokopiak M. Z., Hrytsak L. R., Drobyk N. M. Peculiarities of in vitro cultivation of species of the genus Arnica L. in the flora of Ukraine. Scientific Issues of Ternopil Volodymyr Hnatiuk National Pedagogical University. Series Biology. 2025. Vol. 85, No. 4. DOI: 10.25128/2078-2357.25.4.1.
8. Дубляк А. В., Різничук Н. І., Гнєзділова В. І. Оптимізація умов культивування та фармакологічна ефективність *Arnica montana* L. Екологічні науки. 2025. Вип. 6 (63). С. 239–241. DOI: 10.32846/2306-9716/2025.eco.6-63.37.

Дата першого надходження статті до видання: 30.09.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 04.11.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 23.11.2026

УДК 574:56.074.6.
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.6-69.50

ВТОРИННИЙ ПАЛЕОЕКОЛОГІЧНИЙ АНАЛІЗ ФОРАМІНІФЕРОВИХ ДАНИХ ВЕРХНЬОЇ КРЕЙДИ ВОЛИНО-ПОДІЛЛЯ

Маслов О.М. (orcid.org/0009-0009-0333-7518)
Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна
майд. Свободи, 4, 61022, м. Харків
alexandermaslov84@gmail.com

Досліджено придатність опублікованих форамініферових даних Волино-Поділля для оцінювання змін морських екосистем верхньої крейди. Мета роботи – з'ясувати, чи узгоджуються зміни частки планктону зі змінами морфогруп бентосу та які висновки можна отримати з доступних графіків. Основу дослідження становлять сім повнотекстових праць; кількісний аналіз виконано для верхньотуронського розрізу Дубівці. Оцифровано дві криві з первинної публікації: частку планктонних форамініфер у загальному комплексі та частку епіфауни серед бентосу. Шкали панелей калібровано окремо. Обчислено середні, зважені за висотою профілю, у п'яти рівних інтервалах і в усьому розрізі. Стійкість оцінок перевірено за 32 сценаріями зміщення координат для кожної кривої та за альтернативним поділом на три інтервали. Нових польових проб і лабораторних даних не залучено. У п'яти послідовних інтервалах середні частки планктону становлять 19,3; 9,0; 10,5; 21,0 і 21,2 %, епіфауни – 92,5; 94,3; 90,8; 91,2 і 94,2 %. Інтегральні середні дорівнюють відповідно 16,2 і 92,6 %. Зростання планктонної частки після середини профілю зберігає напрям за обох способів поділу; стійкість початкового зменшення залежить від меж інтервалів. В усіх сценаріях епіфауна переважає, а зміни частки планктону не супроводжуються співмірними змінами бентосних морфогруп. Отже, ці показники не дають самостійного доказу погіршення оксигенації або безперервної регресії. Частки мають різні знаменники, тому їх не можна додавати або тлумачити як способи вимірювання одного й того самого стану морського середовища. Встановлено також відмінності вікового обсягу однойменних біозон і випадок повторного використання форамініферових кривих, що обмежують регіональне узагальнення. Результати придатні для порівняння опублікованих екологічних записів за явних знаменників часток, вікового контролю та незалежності даних. Оцінки характеризують геометрію кривих і не відновлюють первинних підрахунків черепашок. *Ключові слова:* Дубівці; турон; морфогрупи бентосу; оліготрофія; планктонна частка; біостратиграфія; координатна чутливість; відтворюваність.

Secondary palaeoecological analysis of Upper Cretaceous foraminiferal data from Volyn-Podillia. Maslov O.
Published Upper Cretaceous foraminiferal records of Volyn-Podillia differ in their suitability for ecological comparison. The study aims to evaluate data comparability and determine whether changes in the planktonic fraction are accompanied by changes in benthic morphogroups within an accessible published profile. Seven full-text publications constitute the core source set. The quantitative case study concerns the upper Turonian Dubivtsi section. Vector boundaries of two curves in the original publication were digitised: the planktonic fraction of the total foraminiferal assemblage and the epifaunal fraction of benthic foraminifera. Percentage scales were calibrated separately. Piecewise-linear profiles were integrated over normalised section height using five equal-height intervals and, alternatively, three intervals. Coordinate sensitivity was assessed using 32 combinations of specified shifts for each curve. A conservative independent-shift test was used to assess the direction of between-interval changes. No new field samples or laboratory observations were introduced. Mean planktonic fractions in the five successive intervals are 19.3, 9.0, 10.5, 21.0 and 21.2%; corresponding epifaunal fractions are 92.5, 94.3, 90.8, 91.2 and 94.2%. Whole-profile height-weighted means are 16.2 and 92.6%, respectively. The later increase in planktonic contribution retains its direction under both interval schemes, whereas the robustness of the initial decrease depends on interval boundaries. Epifaunal dominance persists throughout the tested scenarios. The source comparison also identifies different age assignments for similarly named zones and reuse of the same foraminiferal curves in a later study. Such reuse does not constitute an independent replicate. Non-monotonic planktonic changes combined with persistent epifaunal dominance do not independently establish oxygen depletion or a unidirectional regression. The estimates describe published curve geometry rather than primary specimen counts and cannot yield absolute water depths or a benthic foraminiferal oxygen index. The results can support comparisons of published ecological records where fraction denominators, stratigraphic attribution and data independence are explicitly controlled. Equal-height intervals are analytical units rather than depositional cycles, and conclusions from this single profile cannot be extended to the entire Cenomanian–Maastrichtian history of Volyn-Podillia. *Key words:* Dubivtsi; Turonian; benthic morphogroups; oligotrophy; planktonic fraction; biostratigraphy; coordinate sensitivity; reproducibility.

Постановка проблеми. Форамініферові комплекси дають змогу досліджувати структуру давніх морських екосистем за умов, коли безпосередні вимірювання середовища недоступні. Екологічний зміст цих даних залежить від того, які організми враховано, як визначено їхню частку та наскільки надійно встановлено вік запису. Для Волино-Поділля важливо відокремлювати інформацію про стратиграфічне поширення таксонів від кількісних ознак угруповань.

© Маслов О.М., 2026
Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY 4.0

Наявність списку видів або назви біозони не забезпечує вихідних даних для обчислення екологічного індексу. Так само графічно показана відносна чисельність не замінює лічильних відомостей. Неврахування цих відмінностей може призвести до необґрунтованих висновків про кисневі умови, продуктивність або спрямованість змін рівня моря.

Актуальність дослідження. Доступні форамініферові матеріали Волино-Поділля поєднують списки таксонів, зональні схеми та діаграми відносної чисельності. Для екологічного зіставлення цих записів потрібно встановити, які показники можна кількісно відтворити та наскільки їхні зміни залежать від способу графічного подання. Це особливо важливо за відсутності первинних лічильних відомостей, коли повторний аналіз має спиратися на опубліковані криві й явно визначені обмеження їх використання.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями

Дослідження пов'язане з науковим завданням порівняння екологічних записів давніх морських басейнів за доступними палеонтологічними даними. Його прикладне значення для подальших досліджень полягає у визначенні придатності джерел до повторного аналізу та відборі тих міжінтервальних відмінностей, що зберігаються за зміни графічного калібрування. Такий контроль потрібний під час побудови зіставних регіональних баз даних і планування досліджень, які мають перевірити екологічне тлумачення опублікованих комплексів.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Регіональна схема Peryt та співавторів [1] уточнює послідовність планктонних біозон верхньої крейди Центральноєвропейського басейну та забезпечує вікову основу зіставлення польських і західноукраїнських матеріалів. Локальні дослідження Здолбунова [2], Дубівців [3] і північно-східного Волино-Поділля [4] містять різні за формою палеонтологічні записи. Альб-сеноманські матеріали Данилів [5; 6] важливі для контролю віку базальних комплексів і перевідкладення решток, але не утворюють зіставного ряду відносної чисельності форамініфер.

Ciurej та співавтори [7] дослідили вапнякові диноцисти Дубівців і зіставили їх із форамініферовими даними. Робота підкреслює значення трофічних умов для інтерпретації верхньотуронських комплексів. Водночас форамініферові криві її рисунка 3 походять із праці Dubicka та Peryt [3], тому їх повторне опублікування не створює нової незалежної вибірки.

Besen та співавтори [8] проаналізували аглютиновані форамініфери турон-коньякського інтервалу європейського шельфу із застосуванням морфогруп. Fąfara та співавтори [9] зіставили мікрофосилії під час кампанських батиметричних змін, а Farouk та співавтори [10] поєднали маастрихтські планктонні комплекси з ізотопними показниками. Ці дослідження демонструють потребу зіставляти кілька ознак середовища; їхні результати з інших розрізів не є вимірами для Дубівців.

Bryant та Belanger [11] показали просторову неоднорідність бентосних комплексів у Західному внутрішньому морі Північної Америки на межі сеноману й турону. Відгуки угруповань залежали від регіональних змін водних мас, а екологічно зумовлений фауністичний маркер не був синхронним у всьому басейні. Bryant та співавтори [12] також встановили, що відмінності крейдових комплексів біля метанових виходів залежать від органічного живлення й субстрату; окремих родів або морфотипів, притаманних лише таким оселищам, не виявлено. Отже, екологічне узагальнення потребує врахування простору й локальних умов.

Огляд Glock [13] систематизує трофічні стратегії та пристосування бентосних форамініфер до дефіциту кисню. Він показує, чому мікрооселище не можна пояснювати лише одним чинником. Kranner та співавтори [14] запропонували вдосконалений індекс оксигенації з калібруванням на сучасних матеріалах. Для такого розрахунку потрібні кількісні екологічно класифіковані комплекси; дві агреговані відсоткові криві не замінюють цих даних.

Hoogakker та співавтори [15] узагальнили можливості й обмеження реконструкції низькокисневих умов. Більшість проксі залежить від кількох чинників, тому автори обґрунтовують поєднання незалежних показників і прозоре подання первинних даних та метаданих. Огляд переважно стосується кайнозою; у цій роботі він використаний як сучасний методичний контекст, а не як безпосереднє калібрування крейдових комплексів.

Фундаментальні засади інтерпретації планктонної частки викладено van der Zwaan та співавторами [16], зв'язок мікрооселищ бентосу з органічним живленням і киснем – у моделі TROX [17], а принципи індексу оксигенації бентосних форамініфер (BFOI) – у праці Kaiho [18]. Дослідження Dubicka та співавторів [19] показало, що збіднення шельфової біоти під час сеноман-туронського переходу може бути пов'язане з добре аерованими оліготрофними умовами. Це додатково обмежує однозначне тлумачення біотичних показників.

Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми

Для доступних форамініферових матеріалів Волино-Поділля потребує з'ясування, які кількісні висновки зберігаються після врахування форми публікації, різних знаменників часток і похибок графічного калібрування. У цій роботі це питання розглянуто на прикладі двох кривих одного профілю із перевіркою стійкості інтервальних відмінностей.

Мета роботи – з'ясувати екологічну інформативність опублікованих форамініферових даних верхньої крейди Волино-Поділля та стійкість співвідношення змін планктонної частки й морфогруп бентосу в доступному кількісному профілі.

Новизна

Оліготрофну інтерпретацію Дубівців запропоновано у першоджерелі [3]. Новими результатами цієї роботи є координати двох оцифрованих кривих одного профілю, інтегральні середні й перевірка стійкості відмінностей. Висотне узагальнення зменшує залежність від щільності графічних вузлів, але успадковує авторську інтерполяцію і не враховує нерівномірності осадонакопичення. Отримані числа описують опублікований профіль, а не тривалість екологічних станів.

Методологічне або загальнонаукове значення

Значення запропонованого підходу полягає в узгодженому оцінюванні двох відсоткових кривих за нормованою висотою та в явному розмежуванні інтервальних середніх і меж координатної чутливості. Висотне зважування й альтернативний поділ профілю дозволяють перевірити залежність результату від кількості графічних вузлів і меж аналітичних одиниць. Для застосування підходу до інших профілів потрібні окреме калібрування шкал, віковий контроль та перевірка незалежності опублікованих даних.

Викладення основного матеріалу

Матеріали та методи досліджень

Корпус джерел та одиниці аналізу

Корпус джерел сформовано цільовим пошуком на сайтах журналів та в наукових і університетських репозитаріях. Назви «Волино-Поділля», «Здолбунів» і «Дубівці» поєднували з термінами «форамініфери», «Turonian», «western Ukraine» та «planktonic foraminiferal biostratigraphy». Основний корпус перевірено 22 вересня 2026 р.; добір сучасних методичних праць і повторну перевірку розрахунків завершено 12 жовтня 2026 р. Добір охоплює доступні матеріали для поставленого завдання, а не всі публікації регіону.

До основного корпусу включено сім повнотекстових праць [1–7] із перевірюваними географічною прив’язкою, віком і формою подання даних. Альбські матеріали [5] використано для вікового контролю, решту джерел – як методичну й порівняльну основу. Кількісний приклад обмежено верхньотуронським профілем Дубівців.

Аналіз розділяє три одиниці: публікацію, локальний стратиграфічний запис і графічний профіль. Паспорт джерел містить територію, вік, локатор та придатні аналітичні операції (табл. 1). Число праць не визначає числа незалежних вибірок; графічні вузли не є лабораторними пробами.

Дані щодо диноцист у [7] є новими, тоді як форамініферові панелі рисунка 3 запозичено з [3]. Тому криві оцифровано за первинною публікацією [3], а [7] використано для екологічного зіставлення. Описані в [3] 32 зразки належать авторам першоджерела; їхні лічильні відомості й колекцію черепашок у цій роботі не досліджували.

Стратиграфічне та таксономічне узгодження

Для кожного стратиграфічного запису зберігали авторське визначення та його зіставлення з схемою [1]. Перевіряли тип зони, події на її межах, хроностратиграфічне положення й зазначені місцевості. Сам збіг назви зони не засвідчує однакового віку. За неповних даних залишали широкий віковий інтервал без приписування числових дат.

Первинні написання таксонів зберігали для простежуваності. Варіанти написання й потенційні дублети родових комбінацій враховували як обмеження оцінки видового багатства. Систематичну ревізію без колекцій не виконували.

Оцифрування профілю Дубівців

Кількісним об’єктом обрано рисунок 9 на с. 207 праці Dubicka та Peryt [3]: панель A показує частку планктонних форамініфер у загальному комплексі, панель E – частку епіфаунальних морфогруп серед бентосних форамініфер. У першоджерелі P/B ratio описано як відносну чисельність планктонних і бентосних форамініфер у загальному комплексі [3, с. 203]; значення наведено у відсотках у тексті результатів і на рис. 9A [3, с. 204, 207]. У цій роботі оцифровану

Таблиця 1

Придатність основного корпусу джерел до повторного аналізу

Джерело, територія та вік	Дані та локатор	Використання й обмеження
[1] Польща, західна Україна; верхній альб–маастрихт	Біозони й місцевості; с. 4–15	Вікова кореляція; локальні знахідки перевіряють окремо.
[2] Здолбунів; турон	Списки й узагальнені частки; с. 29–34	Локальний контекст; підрахунків за рівнями немає.
[3] Дубівці; верхній турон	Криві рис. 9A, E; с. 207	Оцифрування й інтегрування графіків.
[4] Північно-східне Волино-Поділля; сеноман–турон	Літологія й комплекси; с. 50–55	Віковий і фаціальний контроль; суцільного ряду часток немає.
[5] Волино-Поділля; альб–сеноман	Переважно альбські списки; с. 58–61	Віковий контроль; альб виключено з кількісного профілю.
[6] Волино-Поділля; межа ранньої й пізньої крейди	Літологія й перевідкладення; с. 67–70	Тафономічний контроль; матриці чисельності немає.
[7] Дубівці; верхній турон	Диноцисти; форамініферові панелі рис. 3 із [3]	Екологічне зіставлення; повторні криві не є новою вибіркою.

Примітка: Локатори наведено за пагінацією першоджерел; кількість праць не визначає кількість незалежних вибірок.

ISSN: 2306-9716 (Print), ISSN: 2664-6110 (Online)

планктонну частку позначено P% для уникнення плутанини з алгебраїчним відношенням числа планктонних особин до числа бентосних особин P/B.

Із векторного PDF вилучено праву межу темної планктонної області панелі A та зовнішню межу зеленої епіфаунальної області панелі E. Координати у пунктах PDF звірено із зображенням сторінки. Внутрішні межі складових панелі E не виділяли як окремі криві епіфауни.

Для кожної панелі частку q (%) визначали за формулою (1):

$$q = 100\frac{x - x_0}{x_{100} - x_0} \quad (1)$$

де x – горизонтальна координата межі зафарбованої області; x_0 і x_{100} – кінці відсоткової шкали. Для панелі A прийнято x_0 = 144,65 і x_{100} = 200,85 пункта PDF; для E – 436,77 і 542,15 пункта. Різну ширину панелей враховано окремим калібруванням.

Вертикальну координату нормовано за формулою (2):

$$h = \frac{y_n - y}{y_n - y_v} \quad (2)$$

де y відраховується вниз від верхнього краю сторінки; y_n = 478,98 і y_v = 100,42 пункта відповідають нижньому й верхньому краям профілю. Величина h змінюється від 0 до 1 знизу вгору та характеризує відносну висоту, а не вік, тривалість осадонакопичення або палеоглибину.

Контури задано 13 вузлами планктонної та 15 вузлами епіфаунальної кривої. Це графічні вершини, між якими застосовано лінійну інтерполяцію відповідно до сегментів першоджерела. На крайових субпіксельних розбіжностях висоти панелей використано найближче кінцеве значення; вплив калібрування перевірено окремо.

Узагальнення та аналіз чутливості

Профіль розділено на п’ять рівних інтервалів h: 0–0,2; 0,2–0,4; 0,4–0,6; 0,6–0,8; 0,8–1,0. Межі задано до екологічного тлумачення. Це аналітичні частини висоти, які не позначають біозони, фаціальні переходи або природні цикли розвитку басейну.

Інтегральне середнє для інтервалу [a, b] визначали за формулою (3):

$$\bar{q}[a,b] = \frac{1}{b-a}\int_a^b q(h)\,dh \quad (3)$$

Інтеграл обчислено методом трапецій із додаванням меж інтервалу до послідовності вузлів. Для кусково-лінійної кривої це точна площа під сегментами за заданого калібрування. Середні зважено за висотою, а не за кількістю проб, черепашок чи тривалістю осадонакопичення. Альтернативний поділ має межі h: 0; 1/3; 2/3; 1.

Для кожної кривої перевірено 32 комбінації зміщень на ±0,5 пункта п’яти величин: лівої та правої меж відсоткової шкали, горизонтального положення контуру, верхньої та нижньої меж профілю. Контур зміщували спільно для всіх вузлів; частки обмежували діапазоном 0–100 %. Отримані межі середніх характеризують чутливість до калібрування. Вони не є довірчими інтервалами та не оцінюють похибок лабораторного підрахунку або мінливості популяції.

Напрям міжінтервальних змін додатково перевірено за незалежного зміщення оцінок P% на ±2,1 відсоткового пункта та E% на ±1,1 пункта. Ці консервативні округлені межі перевищують найбільші відхилення середніх у координатному тесті, але не охоплюють помилок первинного визначення таксонів або класифікації морфогруп.

Обробка охоплює висотне зважування, міжінтервальні різниці та сценарну перевірку стійкості. Статистичних тестів, значень p і регресій за графічними вершинами як незалежними пробами не застосовували.

Код вилучення координат векторного PDF і розрахунків підготовлено за допомогою ChatGPT (OpenAI). Координати зчитано на Python із бібліотекою pdfplumber; інтегральні середні та сценарну чутливість обчислено засобами стандартної бібліотеки Python. Координати звірено з першоджерелом, результати перевірено повторним виконанням програми. Формули й калібрування наведено вище; збережений код можна надати редакції за запитом.

Результати дослідження та їх обговорення

Зіставність опублікованих матеріалів

Стратиграфічна матриця розділяє регіональну зональну основу сеноман-маастрихтської послідовності й локальне підтвердження (табл. 2).

У Здолбунові зону *Marginotruncana coronata* віднесено до середнього турону [2], а змінену часткову зону у схемі [1] – до нижньої частини верхнього турону. Зіставлення цих визначень потребує контролю меж зон і допоміжних палеонтологічних груп; автоматично передатувати Здолбунів за збігом назви неможливо.

У схемі [1] нижня межа часткової зони *M. coronata* відповідає останній появі *Helvetoglobotruncana helvetica*, верхня – першій появі *Marginotruncana sinuosa*. Дубівський профіль [3] містить перехід між відповідними авторськими зонами. Для нього збережено опублікований верхньотуронський вік. Нормована висота описує порядок змін усередині розрізу без перерахунку потужності на час або побудови нової числової вікової моделі.

У Здолбунівському джерелі [2, с. 29] наведено 52 види та узагальнені відсоткові характеристики планктону, проте немає підрахунків для кожного стратиграфічного рівня. Список містить *Hedbergella delrioensis* поряд із *Muricohedbergella delrioensis* та написання *Gaudryina pyramidata* і *G. piramidata*. Перед оцінкою видового багатства такі записи потребують перевірки. Тут їх використано як характеристику опублікованого списку без відновлення чисельності особин.

Таблиця 2

Стратиграфічні обмеження регіонального зіставлення

Інтервал	Зональна основа за [1]	Локальне підтвердження
Сеноман	*Thalmanninella globotruncanoides*; *Th. reicheli*; *Rotalipora cushmani*	Базальні комплекси [4–6]: контроль віку та перевідкладення.
Найпізніший сеноман–нижній турон	*Whiteinella archaeocretacea*	Українські місцевості у [1] перелічено; суцільного локального ряду немає.
Середній–верхній турон	*Helvetoglobotruncana helvetica*; *Marginotruncana coronata*	Рис. 1 [1]; обсяг зони *M. coronata* у [1] та [2] відрізняється.
Найверхніший турон–сантон	*Marginotruncana sinuosa*; *Pseudotextularia nuttalli*; *Globotruncana linneiana*	Рис. 1–2 [1]; профіль Дубівців [3] охоплює верхній турон.
Кампан–маастрихт	*Globotruncana arca*; *Contusotruncana plummerae*; *Rugoglobigerina pennyi*; *Globotruncanella petaloidea*; *Guembelitria cretacea*	Українські місцевості у [1]: рис. 2 та локатори окремих зразків.

Примітка: Об'єднання інтервалів у рядках є скороченим поданням зональної послідовності та не означає їх об'єднання в одну біозону.

Попри альб-сеноманську назву праці [5], значна частина її конкретних списків стосується альбських відкладів Поділля. Вік цих записів визначено за змістом, а не назвою публікації. У базальних утвореннях [6] описано перевідкладення різновікового матеріалу. Ці записи враховано з віковими й тафономічними застереженнями; кількісної зміни планктонної частки на межі альбу й сеноману за ними не обчислювали.

Кількісні характеристики профілю

Планктонна частка P% на оцифрованій кривій змінюється приблизно від 4 до 55 %, а частка епіфауни E% – приблизно від 87 до 98 %. Ці крайні значення описують межі зображеного контуру, а не заново виміряні показники окремих зразків. Інтегральне середнє P% для всього профілю становить 16,2 %, E% – 92,6 %. Обидва значення одержано в цій роботі шляхом інтегрування; вони не наведені як власні підрахунки авторів першоджерела. Інтервальні середні та діапазони координатної чутливості подано на рис. 1.

Між першими двома інтервалами P% зменшується на 10,3 відсоткового пункта. Після низьких значень у середній частині показник зростає до 21,0–21,2 %. Послідовність не описується односпрямованою зміною вздовж усього профілю.

Епіфаунальна складова має інший розподіл: 92,5; 94,3; 90,8; 91,2 і 94,2 % у послідовних інтервалах. Найнижче інтервальне середнє припадає на середину профілю, але навіть тут епіфауна різко переважає інфауну. Зростання P% між третім і четвертим інтервалами на 10,5 пункта супроводжується зміною E% лише на 0,4 пункта. Отже, значна зміна відносного внеску планктону не супроводжується співмірним зсувом між двома бентосними морфогрупами.

Навіть за незалежних відхилень P% на ±2,1 пункта зменшення між першим і другим інтервалами залишається в межах 6,1–14,5 пункта. Зростання між третім і четвертим – у межах 6,3–14,7 пункта. Напрям цих двох змін стійкий до виконаної перевірки. Натомість різниця між четвертим і п'ятим інтервалами становить близько 0,25 відсоткового пункта за неокругленими середніми; за округленими середніми, наведеними на рис. 1, вона становить 0,2 пункта. Ця відмінність значно менша за консервативний сценарій зміщення, тому не обґрунтовує подальшого спрямованого зростання планктонної частки.

Перевага епіфауни зберігається в усіх інтервалах і сценаріях. Проте невелика різниця E% між третім і четвертим інтервалами не є стійкою до незалежного зміщення на ±1,1 пункта. Це дозволяє відокремити стійку особливість – переважання епіфауни – від тонких коливань, які залежать від калібрування та графічного подання. За поділу на три рівні частини середні P% становлять 15,4; 11,6 і 21,5 %, а E% – відповідно 93,4; 91,4 і 93,0 %. Початкове зниження на 3,8 пункта вже не зберігає напрям у консервативному тесті, тоді як зростання після середини на 9,9 пункта залишається стійким. Отже, форма профілю немонотонна за обох способів узагальнення, але стійкість початкової відмінності залежить від інтервальних меж.

Екологічне тлумачення та межі регіонального узагальнення

Переважання епіфауни й обмежена участь інфаунальних форм сумісні з харчовим обмеженням за моделлю TROX [17] та з оліготрофною інтерпретацією дубовецької крейди у [3]. Проте склад морфогруп залежить також від екологічної класифікації таксонів, збереженості й оброблення матеріалу. Відтворені частки описують опублікований комплекс і слугують непрямою ознакою умов середовища.

На планктонну частку впливають батиметрія, продуктивність поверхневих вод, водообмін і відносний внесок бентосних решток [16]. Зменшення P% може відображати зміну умов у товщі води за збереження харчового обмеження біля дна. Двох відносних кривих недостатньо, щоб розділити внесок цих чинників.

Дані щодо диноцист [7] становлять окрему за об'єктом спостережень основу трофічної інтерпретації Дубівців. Форамініферова частина цього зіставлення, успадкована з [3], залишається тією самою вибіркою. У центральноєвропейському сеноман-туронському інтервалі [19] біотичне збіднення шельфового комплексу також пов'язували з добре

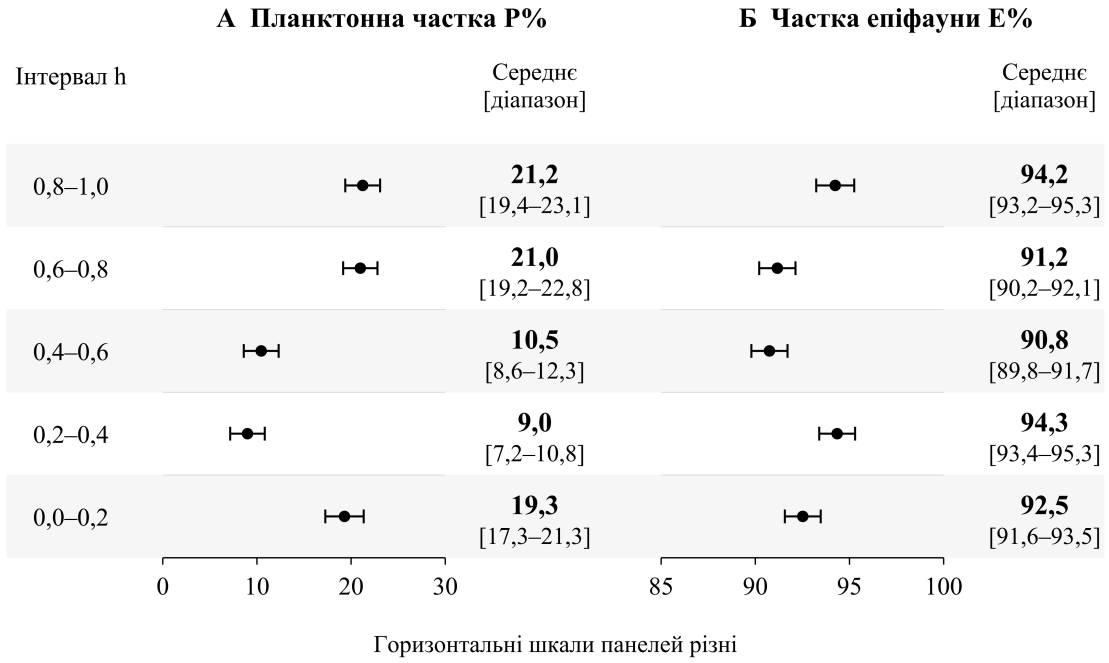


Рис. 1. Середні частки у п'яти інтервалах профілю Дубівці: А – планктон у загальному комплексі (P%); Б – епіфауна серед бентосу (E%). Точки – інтервальні середні, відрізки й дужки – діапазони координатної чутливості за 32 сценаріями для кожної кривої, а не довірчі інтервали. Числа – відсотки, округлені до десятих. Шкали панелей різні; показники не підсумовують. Розраховано за [3, рис. 9A, E, с. 207]

аерованими оліготрофними умовами. Це показує неоднозначність проксі, проте не переносить подію OAE2 на верхньотуронський профіль.

Описана в Здолбунові туронська перерва в осадонакопиченні [2] стосується іншого розрізу. Для зіставлення її з мінімумами кривих Дубівців потрібні незалежні кореляційні рівні. Саме словесне тлумачення «обміління» не встановлює синхронності цих змін.

Дослідження коньяк-сантонського переходу західної України [20] та кампан-маастрихтських змін Люблінсько-Львівської синкліналі [21] характеризують інші часові й просторові масштаби. Їх можна залучати до регіонального зіставлення після перевірки методів, знаменників часток і вікової прив'язки; з'єднання авторських інтерпретацій саме по собі не утворює єдиного числового ряду.

Сучасні методичні праці [11–15] обґрунтовують розділення трофічного, кисневого та просторового чинників за незалежними показниками. Для вдосконаленого індексу оксигенації [14] потрібні екологічно класифіковані кількісні дані, яких немає у двох агрегованих кривих. Тому за ними не визначали концентрації кисню або значення цього індексу.

Тлумачення змін P% як трансгресивно-регресивних циклів потребує незалежної хронології, фаціальних переходів, поверхонь перерв і просторового зіставлення. У цьому дослідженні такі цикли не виділяли; ізотопні криві також не оцифровували й кореляцій із ними не обчислювали.

Результат стосується одного верхньотуронського профілю та успадковує авторську інтерполяцію й класифікацію морфогруп. Просторову мінливість регіону за ним не оцінювали. Для перевірки віднесення окремих таксонів, зокрема *Lenticulina*, потрібні їхні частки та первинні дані. Наявна пара кривих не визначає BFOI, різноманіття, фауністичної подібності або абсолютної палеоглибини. Інші числові й графічні матеріали потребують окремого аналізу з контролем віку та незалежності даних.

Головні висновки

1. Перевірка семи основних публікацій розмежувала локальні записи, зональні узагальнення, кількісні графіки та повторно використані дані. Альбські комплекси залишено для вікового контролю поза верхньокрейдовим кількісним профілем.

2. Для верхньотуронського профілю Дубівців інтегральні середні P% та E% становлять 16,2 і 92,6 % відповідно. Це результати нового висотного інтегрування опублікованих кривих, а не первинні підрахунки форамініфер.

3. Ряд середніх P% – 19,3; 9,0; 10,5; 21,0; 21,2 % – немонотонний. Зростання після середини стійке за координатних зміщень і поділу на три інтервали. Стійкість початкового зниження залежить від меж інтервалів; мала відмінність двох верхніх частин подальшого зростання не засвідчує.

4. Епіфауна переважає в усіх перевірених сценаріях, тоді як P% помітно коливається. Самих цих коливань недостатньо для висновку про погіршення оксигенації. Результат сумісний із багатофакторним тлумаченням, але не визначає палеоглибини, концентрації кисню або BFOI.

5. Відмінності вікового обсягу однойменних біозон і неповне локальне підтвердження обмежують регіональне узагальнення. Один профіль не обґрунтовує безперервного регресивного тренду Волино-Поділля в сеноман-маастрихтський час. Потрібні незалежні розрізи з первинними підрахунками, визначеними знаменниками часток і віковим контролем.

Перспективи використання результатів дослідження. Алгоритм можна застосувати до незалежних верхньотуронських розрізів із визначеними знаменниками часток і віковою прив'язкою. Зіставлення з первинними підрахунками та окремими трофічними й кисневими показниками дозволить перевірити екологічне тлумачення і просторову мінливість результатів.

Доступність даних

Вихідні палеонтологічні дані наведено в цитованих публікаціях. Кількісний аналіз виконано за кривими рисунка 9 (панелі A та E, с. 207) праці Dubicka та Peryt [3]; нових польових проб або лабораторних підрахунків не залучено. Параметри калібрування, методику обчислення та результати подано в тексті статті. Координати оцифрованих вузлів і розрахункові матеріали збережено та можуть бути надані редакції й рецензентам за запитом. Ці матеріали характеризують геометрію опублікованих кривих і не замінюють первинних лічильних відомостей авторів першоджерела.

Конфлікт інтересів. Автор повідомляє про відсутність конфлікту інтересів.

Використання штучного інтелекту. Під час підготовки та адаптації рукопису ChatGPT (OpenAI) використано для мовного й структурного редагування, оформлення, перевірки посилань і технічної допомоги з програмами вторинного аналізу опублікованих кривих. Числові результати перевірено повторним розрахунком за збереженими координатами та параметрами калібрування. Автор відповідає за наукові інтерпретації, перевірку змісту й остаточну редакцію.

Література

1. Peryt D., Dubicka Z., Wierny W. Planktonic foraminiferal biostratigraphy of the Upper Cretaceous of the Central European Basin. Geosciences. 2022. Vol. 12, No. 1. Art. 22. DOI: https://doi.org/10.3390/geosciences12010022
2. Палеонтологічна характеристика туронських відкладів західного схилу Українського щита / Матвєєв А. В., Колосова І. В., Курепа Я. С. та ін. Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна. Серія «Геологія. Географія. Екологія». 2017. № 47. С. 26–37. DOI: https://doi.org/10.26565/2410-7360-2017-47-03
3. Dubicka Z., Peryt D. Foraminifers and stable isotope record of the Dubivtsi chalk (upper Turonian, Western Ukraine): Palaeoenvironmental implications. Geological Quarterly. 2012. Vol. 56, No. 1. P. 199–214. URL: https://gq.pgi.gov.pl/article/view/7775 (дата звернення: 13.10.2026).
4. Курепа Я. С. Нові палеонтологічні дані до характеристики крейдових відкладів у вирішенні проблематики віку ефузивів та вулканоміктових порід північно-східної частини Волино-Поділля. Геологічний журнал. 2018. № 1(362). С. 50–57. DOI: https://doi.org/10.30836/igs.1025-6814.2018.1.126444
5. Данилів О. Форамініфери альб-сеноманських відкладів Волино-Поділля. Палеонтологічний збірник. 2017. № 49. С. 58–62. URL: https://geology.lnu.edu.ua/wp-content/uploads/2019/01/Par_O_Danyliv_49.pdf (дата звернення: 13.10.2026).
6. Данилів О. Форамініфери та літологічний склад порід на межі ранньої і пізньокрейдової епох. Палеонтологічний збірник. 2019. № 51. С. 67–71. URL: https://geology.lnu.edu.ua/wp-content/uploads/2020/07/Nep_Danyliv_51.pdf (дата звернення: 13.10.2026).
7. Ciurej A., Dubicka Z., Poberezhskyy A. Calcareous dinoflagellate blooms during the Late Cretaceous 'greenhouse' world–a case study from western Ukraine. PeerJ. 2023. Vol. 11. Art. e16201. DOI: https://doi.org/10.7717/peerj.16201
8. Agglutinated foraminifera from the Turonian–Coniacian boundary interval in Europe – paleoenvironmental remarks and stratigraphy / Besen R. M., Schindler K., Gale A. S., Struck U. Journal of Micropalaeontology. 2023. Vol. 42, No. 2. P. 117–146. DOI: https://doi.org/10.5194/jm-42-117-2023
9. Middle Campanian (Late Cretaceous) sea-level rise; microfossil record of bathymetric changes / Fąfara M., Dubicka Z., Niechwedowicz M. et al. Acta Geologica Polonica. 2023. Vol. 73, No. 4. P. 661–683. DOI: https://doi.org/10.24425/agp.2023.145628
10. Palaeoenvironmental changes across the Mid- and latest Maastrichtian events: Planktic foraminiferal inference from the Elles section (central Tunisia) / Farouk S., Jain S., Bazeen Y. S. et al. Geological Journal. 2024. Vol. 59, No. 2. P. 577–594. DOI: https://doi.org/10.1002/gj.4881
11. Bryant R., Belanger C. L. Spatial heterogeneity in benthic foraminiferal assemblages tracks regional impacts of paleoenvironmental change across Cretaceous OAE2. Paleobiology. 2023. Vol. 49, No. 3. P. 431–453. DOI: https://doi.org/10.1017/pab.2022.47
12. Bryant R., Meehan K. C., Belanger C. L. Are ancient seep environments distinguishable by benthic foraminiferal assemblages? A case study of the Cretaceous Western Interior Seaway. Cretaceous Research. 2023. Vol. 146. Art. 105476. DOI: https://doi.org/10.1016/j.cretres.2023.105476
13. Glock N. Benthic foraminifera and gromiids from oxygen-depleted environments – survival strategies, biogeochemistry and trophic interactions. Biogeosciences. 2023. Vol. 20, No. 16. P. 3423–3447. DOI: https://doi.org/10.5194/bg-20-3423-2023
14. Calculating dissolved marine oxygen values based on an enhanced Benthic Foraminifera Oxygen Index / Kranner M., Harzhauser M., Beer C. et al. Scientific Reports. 2022. Vol. 12. Art. 1376. DOI: https://doi.org/10.1038/s41598-022-05295-8
15. Reviews and syntheses: Review of proxies for low-oxygen paleoceanographic reconstructions / Hoogakker B. A. A., Davis C., Wang Y. et al. Biogeosciences. 2025. Vol. 22, No. 4. P. 863–957. DOI: https://doi.org/10.5194/bg-22-863-2025
16. van der Zwaan G. J., Jorissen F. J., de Stigter H. C. The depth dependency of planktonic/benthic foraminiferal ratios: Constraints and applications. Marine Geology. 1990. Vol. 95, No. 1. P. 1–16. DOI: https://doi.org/10.1016/0025-3227(90)90016-D 17. Jorissen F. J., de Stigter H. C., Widmark J. G. V. A conceptual model explaining benthic foraminiferal microhabitats. Marine Micropaleontology. 1995. Vol. 26, No. 1–4. P. 3–15. DOI: https://doi.org/10.1016/0377-8398(95)00047-X
17. Kaiho K. Benthic foraminiferal dissolved-oxygen index and dissolved-oxygen levels in the modern ocean. Geology. 1994. Vol. 22, No. 8. P. 719–722. DOI: https://doi.org/10.1130/0091-7613(1994)022<0719:BFDOIA>2.3.CO;2
18. Biotic and isotopic vestiges of oligotrophy on continental shelves during Oceanic Anoxic Event 2 / Dubicka Z., Bojanowski M., Peryt D., Barski M. Global Biogeochemical Cycles. 2021. Vol. 35. Art. e2020GB006831. DOI: https://doi.org/10.1029/2020GB006831
19. Dubicka Z., Peryt D., Szuszkiewicz M. Foraminiferal evidence for paleogeographic and paleoenvironmental changes across the Coniacian–Santonian boundary in western Ukraine. Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology. 2014. Vol. 401. P. 43–56. DOI: https://doi.org/10.1016/j.palaeo.2014.03.002
20. Dubicka Z., Peryt D. Latest Campanian and Maastrichtian palaeoenvironmental changes: Implications from an epicontinental sea (SE Poland and western Ukraine). Cretaceous Research. 2012. Vol. 37. P. 272–284. DOI: https://doi.org/10.1016/j.cretres.2012.04.009

Дата першого надходження статті до видання: 14.10.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 04.11.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 23.11.2026

УДК 502.131.1:502.14:061.2
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.6-69.51

ГРОМАДСЬКА ЕКОЛОГІЧНА ДІЯЛЬНІСТЬ У СТРАТЕГІЧНІЙ ЕКОЛОГІЧНІЙ ОЦІНЦІ: МЕТОДОЛОГІЧНІ ЗАСАДИ ОБҐРУНТУВАННЯ СТАЛИХ ПРИРОДООХОРОННИХ РІШЕНЬ

Миронова І.Г. (orcid.org/0000-0001-7690-2869),
Ломазов П.К. (orcid.org/0009-0007-7129-1334)
Національний технічний університет «Дніпровська політехніка»
пр. Дмитра Яворницького, 19, 49005, м. Дніпро
mironova.i.g@nmu.one; lomazov.pa.k@nmu.one

Розглянуто громадську екологічну діяльність як складову інформаційного забезпечення стратегічної екологічної оцінки та обґрунтування сталих природоохоронних рішень. Мета дослідження – обґрунтувати методологічний підхід до використання громадських екологічних даних і пропозицій для порівняння альтернатив з урахуванням довгострокових екологічних наслідків, ресурсної забезпеченості та інтересів територіальної громади. Застосовано нормативно-правовий аналіз, тематичне узагальнення наукових праць із громадянської науки та участі заінтересованих сторін, структурно-функціональний аналіз і концептуальне моделювання. Розмежовано правову можливість участі громадськості та методичну придатність екологічних даних для певного планувального завдання. Систематизовано напрями використання відомостей про стан компонентів довкілля, територій та локальні екологічні проблеми. Запропоновано здійснювати змістовний аналіз громадської пропозиції на підставі сукупності достатніх доказів: дані можуть обґрунтовувати природоохоронний захід, зіставлення альтернатив або потребу в додаткових дослідженнях. Побудовано функціональну модель, що поєднує оцінювання якості вихідних матеріалів, підготовку екологічної пропозиції, її розгляд, прийняття рішення та подальший моніторинг. Для документування цих зв'язків запропоновано паспорт екологічної пропозиції. Визначено робоче поняття сталого природоохоронного рішення та запропоновано критерії оцінювання альтернатив, які охоплюють тривалість екологічного ефекту, ризик перенесення навантаження, ресурсні потреби, соціальні наслідки й організаційну здійсненність. Передбачено документування невизначеностей і компромісів під час обґрунтування вибору заходу. Виокремлено процедурний, управлінський та екологічний рівні оцінювання результативності громадської участі й визначено докази, необхідні для кожного з них. Показано, що реєстрація звернення, зміна планувального документа та поліпшення стану довкілля характеризують різні результати, які потребують окремої перевірки. Обґрунтовано доцільність поєднання громадських спостережень із професійним моніторингом для уточнення просторових пріоритетів і завдань природоохоронних програм. Практичне значення підходу полягає в упорядкуванні взаємодії громадськості, розробників документів і органів місцевого самоврядування. Його застосування спрямоване на підвищення обґрунтованості планувальних рішень та узгодження екологічних заходів із цілями сталого розвитку. Подальші дослідження передбачають апробацію запропонованого підходу в конкретних процедурах стратегічної екологічної оцінки. *Ключові слова:* громадська участь, стратегічна екологічна оцінка, громадський моніторинг, природоохоронне планування, екологічна освіта, сталий розвиток.

Public environmental engagement in strategic environmental assessment: methodological foundations for substantiating sustainable environmental protection decisions. Myronova I, Lomazov P.

Public environmental engagement is examined as a component of the information base supporting strategic environmental assessment and the justification of sustainable environmental protection decisions. The study aims to substantiate a methodological approach to using community-generated environmental data and proposals to compare alternatives, taking into account long-term environmental consequences, resource availability, and local community interests. The methods employed include legal and regulatory analysis, thematic synthesis of scholarly literature on citizen science and stakeholder participation, structural and functional analysis, and conceptual modelling. A distinction is drawn between the legal opportunities for public participation and the methodological suitability of environmental data for a specific planning task. The uses of information on the condition of environmental components and specific areas, as well as on local environmental problems, are systematised. The study proposes assessing the substance of public proposals on the basis of a sufficient body of evidence: data may support an environmental protection measure, a comparison of alternatives, or the need for further investigation. A functional model is developed that links the assessment of source material quality, the preparation and review of an environmental proposal, decision-making, and subsequent monitoring. A structured environmental proposal record is proposed to document these linkages. A working definition of a sustainable environmental protection decision is formulated, and criteria for evaluating alternatives are proposed, encompassing the duration of environmental benefits, the risk of shifting environmental burdens, resource requirements, social consequences, and organisational feasibility. The approach includes documenting uncertainties and trade-offs when justifying the selection of a measure. Procedural, managerial, and environmental levels for evaluating the effectiveness of public participation are distinguished, and the evidence required at each level is identified. The study shows that the registration of a public submission, amendments to a planning document, and improvements in environmental quality constitute distinct outcomes requiring separate verification. A rationale is provided for combining community observations with professional monitoring to refine spatial priorities and specific tasks within environmental protection programmes. The practical significance of the approach lies in structuring interactions among the public, planning document developers, and local government bodies. Its application is intended to strengthen the basis for planning decisions and align environmental protection measures with sustainable development goals. Further research will involve testing the proposed approach in specific strategic environmental assessment procedures. Key words: public participation, strategic environmental assessment, community-based monitoring, environmental protection planning, environmental education, sustainable development.

© Миронова І.Г., Ломазов П.К., 2026
Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY 4.0

Постановка проблеми. Результати громадських екологічних спостережень можуть доповнювати інформаційне забезпечення природоохоронного планування. Проте їх використання потребує узгодження масштабів спостереження, якості даних і змісту управлінського рішення в контексті сталого розвитку. Стратегічна екологічна оцінка (СЕО) передбачає участь громадськості у розгляді документів державного планування та їхніх екологічних наслідків [1]. Науково-прикладна проблема полягає у визначенні умов, за яких локальне спостереження стає аргументом для вибору альтернативи, коригування заходу або організації додаткового дослідження.

Актуальність дослідження. Розширення громадського моніторингу створює можливості деталізувати відомості про стан довкілля поблизу місць проживання, рекреаційних ділянок і джерел антропогенного навантаження. Водночас різні методики, нерегулярність спостережень та неповний опис умов ускладнюють зіставлення даних. Для природоохоронного планування важливо визначити допустимий спосіб їх використання та забезпечити простежуваність переходу від екологічної проблеми до сталого рішення.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Дослідження відповідає завданням державної екологічної політики щодо інтеграції екологічних вимог у прийняття рішень [2] та національним орієнтирам сталого розвитку [3]. Практична спрямованість роботи полягає в удосконаленні інформаційного забезпечення СЕО, обґрунтуванні природоохоронних пріоритетів громад і підвищенні прозорості розгляду екологічних пропозицій.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. M. S. Reed пов'язує результативність участі з раннім залученням заінтересованих сторін, чіткими цілями та поєднанням наукових і місцевих знань [4]. У подальшій теорії участі наголошено на впливі організації процесу, інституційного контексту та просторово-часового масштабу на його результати [5]. C. Rega і G. Baldizzone показали за оцінками практиків, що передбачені можливості участі в СЕО не завжди забезпечують вплив громадськості на рішення [6].

C. C. Conrad і K. G. Hilchey розглядають потенціал громадського моніторингу та проблеми використання його результатів у прийнятті рішень [7]. D. Fraisl та співавтори систематизують методичні засади громадянської науки, зокрема забезпечення якості даних [8]; S. Fritz та співавтори обґрунтовують можливості її інтеграції у моніторинг Цілей сталого розвитку [9]. В Україні К. Козмуляк досліджує реалізацію права громадськості на участь у СЕО [10], Н. В. Ільків – цифрові механізми екологічної участі [11]. Сукупність цих підходів дає підстави розглядати якість даних, процедуру їх подання та використання у рішенні як взаємопов'язані складові.

Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Потребує методологічного опрацювання відповідності між доказовими можливостями громадських спостережень і змістом пропозицій до планувальних документів. Мета роботи - обґрунтувати методологічні засади використання результатів громадської екологічної діяльності у стратегічній екологічній оцінці для підготовки природоохоронних рішень з урахуванням якості вихідних даних, довгострокових екологічних наслідків, ресурсної забезпеченості та інтересів територіальної громади.

Новизна. Запропоновано методологічний підхід, який поєднує оцінювання придатності громадських екологічних даних із критеріальним обґрунтуванням природоохоронних рішень у процедурі СЕО. Підхід передбачає послідовну перевірку достатності вихідної інформації, зіставлення альтернатив за екологічними, ресурсними та соціальними характеристиками, документування врахування громадських пропозицій і результатів виконання заходів.

Методологічне або загальнонаукове значення. Застосовано нормативно-правовий аналіз, тематичне узагальнення наукових публікацій, структурно-функціональний аналіз та концептуальне моделювання. Нормативні положення зіставлено із завданнями громадського моніторингу, підготовки альтернатив і контролю виконання рішень. Для кожного етапу визначено вхідну інформацію, спосіб її використання та документований результат. Підхід має теоретико-методичний характер; його ефективність підлягає подальшій перевірці у реальних процедурах СЕО.

При формуванні методологічних положень враховано практичний досвід авторів як членів ГО «Екотех» у моніторингу води й атмосферного повітря та проведенні екопросвітницьких заходів. Цей досвід дозволив конкретизувати вимоги щодо документування спостережень і порядку взаємодії із заінтересованими сторонами.

Викладення основного матеріалу. Правовою передумовою громадської участі є екологічні права громадян і повноваження природоохоронних об'єднань, визначені статтями 9 та 21 Закону України «Про охорону навколишнього природного середовища» [12]. Закон України «Про громадські об'єднання» передбачає можливості одержувати інформацію, звертатися до органів влади та брати участь у формуванні політики [13]. Стаття 7 Орхуської конвенції стосується участі у підготовці пов'язаних із довкіллям планів [14].

Закон України «Про доступ до публічної інформації» створює основу для отримання наявних у розпорядників матеріалів [15]. Спеціальні вимоги до обговорення проєкту планувального документа, звіту про СЕО та розгляду пропозицій установлює Закон України «Про стратегічну екологічну оцінку» [1]. Його застосування визначається сферою дії закону.

Умови набрання чинності основними положеннями Закону України «Про публічні консультації» № 3841-IX передбачають дванадцятимісячний строк після припинення або скасування воєнного стану [16]; тому конкретну процедуру необхідно співвідносити з чинними спеціальними нормами.

Право подати пропозицію не залежить від наявності в її автора власної лабораторії. Повідомлення про локальну проблему може бути підставою для її включення до переліку питань СЕО. Для зіставлення альтернатив за кількісними показниками потрібні сумісні методики, просторово-часова відповідність та оцінка невизначеності.

Пропонуються три функції громадських екологічних даних: виявлення проблем і прогалин у спостереженнях; інформаційна підтримка порівняння альтернатив; відстеження наслідків реалізації заходів. У таблиці 1 систематизовано типові напрями використання даних та наведені вимоги, що є методологічними орієнтирами, а не окремою нормативною класифікацією.

Оцінювання придатності даних доцільно проводити за чотирма ознаками: просторово-часова відповідність планувальному завданню; простежуваність походження і методики; зіставність із іншими джерелами; достатність для заявленого висновку. Наприклад, короткочасне вимірювання концентрації речовини не можна безпосередньо зіставляти з нормативом, установленим для іншого періоду усереднення. Натомість воно може допомогти обрати місце і час подальших спостережень.

У межах запропонованого підходу сталим природоохоронним рішенням вважається рішення, спрямоване на довгострокове зменшення негативного впливу на довкілля, для якого обґрунтовано ресурсні та організаційні умови реалізації, враховано соціальні наслідки й передбачено перевірку результатів. Належність заходу до природоохоронних сама по собі не засвідчує його сталості: необхідно оцінити тривалість очікуваного ефекту, супутні впливи та можливість підтримання досягнутих змін.

Для порівняння альтернатив пропонується використовувати п’ять критеріїв: очікуваний екологічний ефект і його тривалість; ризик перенесення навантаження на інші компоненти довкілля або території; потребу в ресурсах для впровадження та подальшого утримання; розподіл вигод і можливих негативних наслідків між групами населення; організаційну здійсненність і можливість моніторингу. За кожним критерієм зазначають очікуваний результат, джерело його обґрунтування, невизначеність і відсутні відомості. За недостатності даних оцінку залишають невизначеною та формулюють завдання додаткового дослідження.

Громадська екологічна діяльність забезпечує інформаційне наповнення такого порівняння через спостереження за станом довкілля, виявлення локальних проблем, обговорення альтернатив і подання пропозицій. Екопросвітницькі заходи підтримують розуміння учасниками можливих наслідків рішень. Рекомендацію щодо вибору заходу формулюють з поясненням його переваг, обмежень і компромісів; позитивна оцінка за одним критерієм не усуває необхідності розгляду інших.

Функціональну модель використання громадських даних наведено на рисунку 1. Вона передбачає два напрями підготовки пропозицій: обґрунтування конкретного заходу за достатньої доказової бази або визначення необхідних досліджень для усунення інформаційної прогалини. Обидва напрями завершуються розглядом пропозиції та документуванням результату.

Підготовка пропозиції починається з визначення конкретного документа, його стадії, просторових меж і положення, якого стосується проблема. Після перевірки вихідних матеріалів формулюють захід або альтернативу, очікуваний результат, відповідального виконавця та спосіб моніторингу. Запропоноване рішення має відповідати повноваженням замовника й предмету документа. Це дає змогу пов’язати локальне спостереження з реальною можливістю змінити планувальні положення.

Для документування пропонується паспорт екологічної пропозиції з такими полями: назва і версія документа; розділ; опис проблеми та місця; джерела даних і межі їх інтерпретації; захід або альтернатива; результати зіставлення альтернатив за критеріями сталості; ресурсні потреби та соціальні наслідки; невизначеності й умови досягнення очікуваного ефекту; виконавець і строк; показник моніторингу;

Таблиця 1

Використання громадських даних у СЕО

Дані	Планувальне завдання	Умови використання
Водні об’єкти	Вибір ділянок моніторингу; уточнення заходів охорони вод	Місце й час відбору; методика; контроль якості; повторність
Атмосферне повітря	Виявлення зон дослідження; оцінювання альтернатив розміщення та організації діяльності	Характеристики приладу; метеоумови; тривалість і зіставність спостережень
Стан територій	Локалізація засмічення, порушення зелених зон та інших впливів	Координати; дата; підтвердження масштабу; перевірка повторюваності
Локальні знання	Виявлення чутливих об’єктів і потреб населення	Опис способу збору; охоплені групи; перевірка фактичних тверджень

підтвердження подання; результат розгляду; посилання на остаточне рішення. Структура паспорта забезпечує зіставлення початкового обґрунтування з подальшими діями.

Методологічний приклад застосування підходу можна розглянути для прибережної території, на якій громадські спостереження засвідчують повторне засмічення. Для зіставлення можуть бути запропоновані разове прибирання та комплекс заходів із запобігання повторному накопиченню відходів. За екологічним критерієм оцінюють очікувану тривалість ефекту та вплив робіт на прибережні оселища; за ресурсним – витрати на впровадження й утримання; за соціальним – доступність території та потреби її користувачів. Організаційна оцінка охоплює визначення виконавців і забезпечення подальшого спостереження. Комплексний захід може бути обґрунтований за наявності підтверджених причин повторного засмічення та ресурсів для їх усунення. Якщо цих відомостей немає, пропозиція має передбачати їх уточнення. Приклад ілюструє порядок порівняння альтернатив і не є результатом оцінювання конкретної території.

Результативність участі пропонується оцінювати на трьох рівнях (табл. 2). Вони утворюють послідовність перевірки, проте перехід між ними потребує окремих доказів. Зокрема, мотивований розгляд пропозиції є процедурним результатом, тоді як її відображення в затвердженому документі належить до управлінського рівня.

Для кожної пропозиції фіксують документальні підтвердження її розгляду, урахування або відхилення. Частку врахованих пропозицій можна визначати лише за наявності поданих звернень і послідовного правила обліку частково врахованих позицій. Відсутність звернень не свідчить автоматично про схвалення документа: для пояснення причин потрібна додаткова інформація.

Наприклад, у довідці КМДА щодо Плану заходів на 2025–2027 роки зазначено, що протягом обговорення проєкту та звіту про СЕО з 14 березня до 13 квітня 2025 року пропозиції громадськості не надходили [17]. Цей документ дозволяє встановити повідомлений результат обговорення, але не оцінити вплив пропозицій на остаточне рішення. Приклад ілюструє межі інтерпретації процедурних показників.

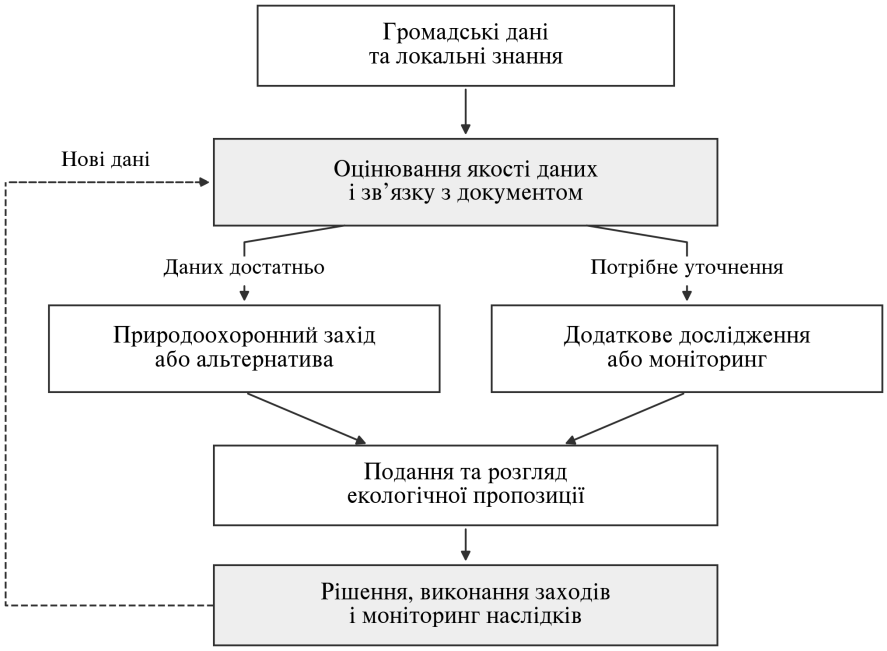


Рис. 1. Функціональна модель використання громадських екологічних даних у СЕО та природоохоронному плануванні

Таблиця 2

Рівні оцінювання результативності громадської участі

Рівень	Предмет оцінювання	Джерело перевірки
Процедурний	Отримання пропозиції та її мотивований розгляд	Підтвердження подання; довідка про обговорення; відповідь замовника
Управлінський	Зміна документа та виконання прийнятого заходу	Версії документа; рішення; визначені строки й виконавці; звіт про виконання
Екологічний	Зміни стану довкілля після реалізації заходу	Зіставні ряди спостережень; вихідний стан; урахування інших чинників

ISSN: 2306-9716 (Print), ISSN: 2664-6110 (Online)

Зв'язок зі сталим розвитком реалізується через конкретний зміст планувальних заходів: охорону вод, зменшення екологічного навантаження на поселення, доступ до інформації та партнерство [3; 9]. Екологічна просвіта у цій моделі підтримує спроможність учасників розуміти дані, обговорювати альтернативи й формулювати обґрунтовані пропозиції. Оцінювання екологічного результату потребує подальшого моніторингу та врахування чинників, що діють незалежно від громадської участі.

Головні висновки. Запропоновано методологічний підхід до використання результатів громадської екологічної діяльності у СЕО для обґрунтування сталих природоохоронних рішень. Підхід поєднує перевірку придатності вихідних даних, порівняння альтернатив і документування результатів громадської участі. Для оцінювання рішень визначено критерії довгострокового екологічного ефекту, запобігання перенесенню навантаження, ресурсної забезпеченості, соціальних наслідків та організаційної здійсненності. Їх застосування передбачає фіксацію доказів, невизначеностей і компромісів, що супроводжують вибір заходу. Паспорт екологічної пропозиції забезпечує простежуваність її обґрунтування, розгляду та реалізації. Процедурні результати участі необхідно відокремлювати від фактичних змін стану довкілля, які встановлюються за даними подальшого моніторингу. Практична результативність запропонованого підходу потребує апробації на матеріалах конкретних процедур СЕО.

Перспективи використання результатів дослідження. Підхід може бути використаний громадськими організаціями, розробниками звітів про СЕО та органами місцевого самоврядування. Подальша апробація передбачає зіставлення паспортів пропозицій із відповідями замовників, остаточними версіями документів і результатами виконання природоохоронних заходів. Окремим напрямом апробації є перевірка застосовності запропонованих критеріїв сталості до різних типів природоохоронних заходів і зіставлення очікуваних ефектів із результатами їх фактичного виконання.

Література

1. Про стратегічну екологічну оцінку : Закон України від 20.03.2018 № 2354-VIII / Верховна Рада України. *Відомості Верховної Ради України*. 2018, № 16, ст. 138.
2. Про Основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2030 року : Закон України від 28.02.2019 № 2697-VIII. / Верховна Рада України. *Відомості Верховної Ради України*. 2019, №16, ст.70.
3. Про Цілі сталого розвитку України на період до 2030 року : Указ Президента України від 30.09.2019 № 722/2019 / Президент України. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/722/2019 (дата звернення: 28.09.2026).
4. Reed M.S. Stakeholder participation for environmental management: A literature review. *Biological Conservation*. 2008. Vol. 141, № 10. P. 2417–2431. DOI: 10.1016/j.biocon.2008.07.014
5. A theory of participation: what makes stakeholder and public engagement in environmental management work? / M. S. Reed, S. Vella, E. Challies et al. *Restoration Ecology*. 2018. Vol. 26, suppl. 1. P. S7–S17. DOI: 10.1111/rec.12541
6. Rega C., Baldizzone G. Public participation in Strategic Environmental Assessment: A practitioners' perspective. *Environmental Impact Assessment Review*. 2015. Vol. 50. P. 105–115. DOI: 10.1016/j.eiar.2014.09.007.
7. Conrad C.C., Hilchey K.G. A review of citizen science and community-based environmental monitoring: issues and opportunities. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2011. Vol. 176. P. 273–291. DOI: 10.1007/s10661-010-1582-5.
8. Fraisl D., Hager G., Bedessem B. et al. Citizen science in environmental and ecological sciences. *Nature Reviews Methods Primers*. 2022. Vol. 2. Article 64. DOI: 10.1038/s43586-022-00144-4.
9. Fritz S., See L., Carlson T. et al. Citizen science and the United Nations Sustainable Development Goals. *Nature Sustainability*. 2019. Vol. 2. P. 922–930. DOI: 10.1038/s41893-019-0390-3.
10. Козмуляк К. Окремі аспекти реалізації права громадськості на участь у стратегічній екологічній оцінці. *Часопис Київського університету права*. 2020. № 1. С. 259–263. DOI: 10.36695/2219-5521.1.2020.52.
11. Ільків Н.В. Стан та перспективи правового регулювання діджиталізації участі громадськості в охороні довкілля. *Аналітично-порівняльне правознавство*. 2024. № 1. С. 328–333. DOI: 10.24144/2788-6018.2024.01.58.
12. Про охорону навколишнього природного середовища : Закон України від 25.06.1991 № 1264-XII / Верховна Рада України. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1264-12 (дата звернення: 28.09.2026).
13. Про громадські об'єднання : Закон України від 22.03.2012 № 4572-VI / Верховна Рада України. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/4572-17 (дата звернення: 28.09.2026).
14. Конвенція про доступ до інформації, участь громадськості в процесі прийняття рішень та доступ до правосуддя з питань, що стосуються довкілля : міжнародний документ від 25.06.1998. Ратифіковано Законом України від 06.07.1999 № 832-XIV / Верховна Рада України. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/994_015 (дата звернення: 28.09.2026).
15. Про доступ до публічної інформації : Закон України від 13.01.2011 № 2939-VI / Верховна Рада України. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2939-17 (дата звернення: 28.09.2026).
16. Про публічні консультації : Закон України від 20.06.2024 № 3841-IX / Верховна Рада України. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/3841-20 (дата звернення: 28.09.2026).
17. Департамент економіки та інвестицій КМДА. Довідка про громадське обговорення в рамках проведення стратегічної екологічної оцінки Плану заходів на 2025–2027 роки з реалізації Стратегії розвитку міста Києва до 2027 року. 2025. Справа СЕО 11-12-12232-24. URL: https://dei.kyivcity.gov.ua/stratehichnyi-rozvytok/stratehiia-rozvytku-mista-kyieva-do-2025-roku (дата звернення: 28.09.2026).

Дата першого надходження статті до видання: 01.10.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 04.11.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 23.11.2026

UDC 628.4
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.6-69.52

EFFECTIVE MUNICIPAL WASTE MANAGEMENT IN THE EU: EXPERIENCE FOR UKRAINE

Bublienko N.O. (orcid.org/0000-0003-0299-4646),
Salavor O.M. (orcid.org/0000-0002-5784-3127),
Togachynska O.V. (orcid.org/0000-0002-6672-6539),
Nychyk O.V. (orcid.org/0000-0002-4679-8607)
National University of Food Technologies
68 Volodymyrska St., 01033, Kyiv
3110nb@gmail.com, tytyn29@ukr.net, saloksamir@ukr.net, nychik@ukr.net

The development of society is accompanied by a constant increase in waste volumes, which is one of the main problems of today. A significant problem is municipal waste, the annual amount of which in the world is over 2 billion tons with a tendency for further sustainable growth. The EU has formed an effective comprehensive system of legal regulation and mechanisms for waste management. Their implementation allowed EU countries to minimize their generation, reduce the negative impact on the environment, and create the prerequisites for the transition to a circular economy. Currently, in the EU, the average level of household waste recycling reaches over 48 %, while in Ukraine it is no more than 7 – 9 %. Because of this, a significant amount of waste is stored in landfills, including unauthorized ones. For our country, the issue of effective waste management, including municipal waste, is relevant in the context of European integration processes and harmonization of national legislation with European legislation. In the presented scientific work, the authors analyzed Ukrainian and European legislation on waste management. A comparative review shows that Ukraine has already taken key steps in bringing the waste management system closer to EU standards. In particular, our country has implemented the European waste management hierarchy and has begun the introduction of ecodesign. At the same time, a number of areas are still in the development stage, in particular, draft laws on the management of packaging waste, waste from electronic equipment, batteries and accumulators, etc. Also, Ukrainian legislation currently lacks clearly defined mandatory target indicators, as in the EU. For full harmonization of EU and Ukrainian legislation, further active development, adoption and implementation of legislative acts, implementation of extended producer responsibility systems, creation of infrastructure for waste collection and control are necessary. It is also very important to establish mandatory waste recycling targets. This will reduce landfill volumes, increase resource efficiency and contribute to our country's transition to the principles of a circular economy. *Key words:* municipal waste, waste management, environmental legislation, EU Directives.

Ефективний менеджмент муніципальних відходів в ЄС: досвід для України. Бублієнко Н.О., Салавор О.М., Тогачинська О.В., Ничик О.В.

Розвиток суспільства супроводжується постійним зростанням обсягів відходів, що є однією із головних проблем сьогодення. Значну проблему становлять муніципальні відходи, щорічна кількість яких у світі становить понад 2 млрд тонн із тенденцією до подальшого стійкого зростання. ЄС сформував ефективну комплексну систему правового регулювання та механізмів поводження з відходами. Реалізація їх дозволила країнам ЄС мінімізувати обсяги їх утворення, зменшити негативний вплив на довкілля, створити передумови для переходу до циркулярної економіки. Нині в ЄС середній рівень переробки побутових відходів досягає понад 48 %, водночас в Україні – не більше 7 – 9 %. Через це значну кількість відходів складують на сміттєзвалищах, у тому числі, несанкціонованих. Для нашої країни питання ефективного менеджменту відходів, у тому числі, муніципальних, є актуальним у контексті євроінтеграційних процесів, гармонізації національного законодавства із європейським. У представленій науковій роботі авторами здійснено аналіз українського і європейського законодавства щодо менеджменту відходів. Порівняльний огляд засвідчує те, що Україна вже здійснила ключові кроки у наближенні системи управління відходами до стандартів ЄС. Зокрема наша країна імплементувала європейську ієрархію поводження з відходами та розпочала впровадження екодизайну. Водночас більша низка напрямів ще перебуває на етапі розроблення, зокрема законопроєкти про управління пакувальними відходами, відходами електронного обладнання, батарей й акумуляторів тощо. Також в українському законодавстві наразі відсутні чітко визначені обов'язкові цільові показники, як у ЄС. Для повної гармонізації законодавств ЄС і України необхідне подальше активне розроблення, ухвалення та реалізація законодавчих актів, впровадження систем розширеної відповідальності виробника, створення інфраструктури для збирання відходів та контролю. Також дуже важливим є встановлення обов'язкових цільових показників перероблення відходів. Це дозволить зменшити обсяги захоронення, підвищити ресурсну ефективність та сприятиме переходу нашої держави до принципів циркулярної економіки. *Ключові слова:* муніципальні відходи, менеджмент відходів, природоохоронне законодавство, Директиви ЄС.

© Bublienko N.O., Salavor O.M., Togachynska O.V., Nychyk O.V., 2026
Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY 4.0

Problem statement. Municipal waste (often used as a synonym for the term «household waste») is waste generated in households and similar waste generated in institutions, schools, service facilities, etc. Such waste includes: paper, cardboard, glass, plastics, metals, biological waste, packaging, waste electrical equipment, used accumulators and batteries, etc. [1].

Every year, more than 2 billion tons of household waste are generated in the world. According to World Bank forecasts, by 2030 the amount of waste may grow to 2.58 billion tons, and by 2050 – even to 3.77 billion tons.

In Ukraine, about 10 – 12 million tons of household waste are produced annually. In EU countries, their amount is also considerable and reaches 517 kg per person [2].

Currently, the average level of household waste recycling in the EU reaches over 48 %, while Ukraine recycles only about 7 – 9 % of waste. Because of this, a significant amount of waste is stored in landfills, including unauthorized ones. Thus, in Ukraine there are 6000 landfills with a total area of 9000 hectares [3].

Relevance of the study. In 2022, Ukraine received the official status of a candidate for EU membership and is gradually implementing EU directives on environmental protection, including waste management. Given the powerful and successful achievements of the EU in municipal waste, European experience, including in the legislative sphere, is important for Ukraine. EU environmental legislation is aimed at maximum waste recycling and reduction. Waste management should become completely safe for the environment and humans. Therefore, the analysis of EU legislative initiatives and achievements, the popularization of their experience within the framework of the European Green Deal strategy will bring Ukraine closer to the model of a circular economy and sustainable development [4].

The connection of the author's work with important scientific and practical tasks. The research is carried out within the framework of the Erasmus+ Jean Monnet Chair project «Effective waste management in the EU as the best option for Ukraine» (101127175-JMREW-ERASMUS-JMO-2023-HEI-TCH-RSCH), 2023 – 2026, and consists in promoting the adaptation of Ukrainian environmental legislation on waste to European standards. The practical value is the possibility of applying the proposed analysis of EU legislation in improving regulatory, technical, and methodological support in the field of waste management in Ukraine.

Analysis of recent research and publications. The EU policy in the field of waste management is based on a comprehensive system of agreed legislative acts. The main one is the Directive 2008/98/EC «On waste and repealing certain directives», which the European Environmental Bureau (EEB) refers to the *1st level of the waste management system* in the EU [5]. The basis for this Directive was the waste management strategy, defined in the European Commission communiqué back in 1996.

The EU Waste Directive defined the term «municipal waste» and introduced the now well-known 5-step waste management hierarchy in order of priority: prevention, preparing for re-use, recycling, other recovery, including energy recovery, and only then – disposal. The main principles of this Directive include the following: «polluter pays», the principle of extended producer responsibility, self-sufficiency and territorial proximity.

Directive 2018/851/EU [6] was adopted to update and supplement Directive 2008/98/EC, the purpose of which was to promote the transition to a circular economy. The document establishes an obligation for EU countries to ensure an increase in the level of preparation for reuse and recycling of household waste by at least the following amount by mass: by 2025 – 55 %, by 2030 – 60 %, by 2035 – 65 %.

The 2nd level of legal regulation is carried out by Directives that determine the procedure for the functioning of waste management systems. These include Directive 1999/31/EC «On the Landfill of Waste» [7].

The 3rd level of legal regulation in the field of waste management in the EU is based on legislative acts that determine the procedure for handling certain types of waste. Such acts include:

– EU Regulation 2025/40 «On packaging and packaging waste», which stipulates that packaging must be designed with recyclability in mind. Indicative targets have been set by the end of 2030: a minimum recycling rate of 70 % by weight of all packaging waste generated (30 % wood, 60 % aluminum, 80 % ferrous metals, 75 % glass, 85 % paper and cardboard and 55 % plastic). Manufacturers are also required to minimize the weight and volume of packaging and introduce clear and uniform harmonized labeling [8];

– Directive 2012/19/EU on waste electrical and electronic equipment (WEEE) has been extended to household appliances, information technology equipment, photovoltaic panels, electronic and electrical equipment, leisure and sports equipment, toys, etc. The requirement is to remove from WEEE capacitors containing polychlorinated biphenyls (PCBs), components containing mercury, asbestos, hydrochlorofluorocarbons, etc. [9];

– EU Regulation 2023/1542 on batteries and waste batteries stipulates that from 2028 certain types of batteries must contain a minimum percentage of recycled materials. Specific targets for battery collection are provided: for portable batteries, it is 63 % by 31.12.27 and 73 % by 31.12.30. Moreover, used batteries must be accepted on a «0:1» basis, that is, the consumer can return the battery without having to buy a new one [10].

Also important is Directive 2018/2001 on the promotion of the use of energy from renewable sources, according to which EU Member States must ensure that the share of energy from renewable sources is at least 32 % of total final consumption by 2030. The biomass fraction of mixed household waste and bio-waste (food and kitchen waste from households, catering establishments, trade, biodegradable garden and park waste) can be used as raw material for biogas production [11].

The continuation of Directive 2018/2001 is Directive (EU) 2023/2413 on the promotion of energy from renewable sources (known as RED-3), introduced to more actively promote the production and use of renewable energy. The share of green energy in the overall energy mix is expected to increase to 42,5 % by 2030, with an additional indicative increase of 2,5 % to reach the target of 45 % [12].

Regulation (EU) 2024/1781 on ecodesign for sustainable products aims to increase the level of environmental sustainability. Ecodesign is an approach to designing products that minimises the negative impact on the environment throughout their life cycle. Ecodesign involves the use of natural materials, energy efficiency, recyclability, durability and maintainability, etc. [13].

Highlighting previously unresolved parts of the general problem, which is the subject of this article. A comparative analysis of the Directives and Regulations of the European Union on municipal waste management and the legislative framework of Ukraine aims to identify gaps in Ukrainian legislation in this area. Therefore, this gap is the subject of this study in the field of municipal waste management in Ukraine.

Novelty. According to the Association Agreement with the EU, the state of Ukraine is obliged to bring its legislation in the field of waste management, including municipal, into line with the legislation of the European Union. In the presented study, a comparative analysis of the legislative framework of the EU and Ukraine on municipal waste management is carried out for the first time, the steps already implemented by the country are characterized and gaps in Ukrainian legislation in this regard are identified.

Methodological or general scientific significance. The results of the study will contribute to the adaptation of Ukrainian legislation on waste, including municipal waste, to European standards. The analysis of EU legislation on municipal waste presented here will be important for improving regulatory, technical, and methodological support in the field of waste management in Ukraine, and for forming the basis for further research in this area.

Presentation of the main material. The signing of the Association Agreement with the EU obliged Ukraine to bring national legislation in the field of waste management into line with EU legislation. In 2017, the Cabinet of Ministers of Ukraine approved the National Waste Management Strategy until 2030, and in 2024 approved the National Waste Management Plan until 2033 [14]. Their implementation is designed to bring the country's waste management system closer to EU standards and reduce the negative impact on the environment and human health.

The Law of Ukraine «On Waste Management» (2023) outlined the direction in which our state should move to create a modern waste management system and fulfill obligations under the Association Agreement with the European Union by implementing relevant European Regulations and Directives [15].

Currently, work is underway to create sectoral legislation. The priority bills are the bills «On Electrical and Electronic Equipment and Waste Electrical and Electronic Equipment», «On Accumulators and Batteries» and «On Packaging and Packaging Waste», etc.

The principles of designing solid waste landfills are established in accordance with SBC B.2.4-2-2005 «Solid Waste Landfills. Basic Design Provisions» [16]. The Law of Ukraine «On Alternative Energy Sources» provides for the use of certain municipal waste for the production of electricity [17]. Updated technical regulations «On Ecodesign» have also been introduced for certain groups of household goods, which should contribute to resource and energy efficiency [18].

Table 1 provides a comparative analysis of the EU and Ukrainian legislation on municipal waste.

A comparative review of the systems of European and Ukrainian legislative acts shows that Ukraine has already taken key steps in approximating the waste management system to EU standards. In particular, our country has implemented the European waste management hierarchy and has begun the introduction of ecodesign.

At the same time, a number of areas are still in the development stage, in particular draft laws on the management of packaging waste, waste from electronic equipment, batteries and accumulators, etc.

Regarding renewable energy sources, the EU sets specific goals for increasing the share of renewable energy by 2030. However, Ukrainian legislation currently lacks the same clearly defined mandatory target indicators as in the EU.

For full harmonization of EU and Ukrainian legislation, further active development, adoption and implementation of legislative acts, implementation of extended producer responsibility systems, creation of infrastructure for waste collection and control are necessary. It is also very important to establish mandatory waste recycling targets. This will reduce landfill volumes, increase resource efficiency, and contribute to our country's transition to the principles of a circular economy.

Main conclusions. Ukraine, having the official status of a candidate for membership in the European Union, must implement Directives, Regulations and other environmental legislative acts of the EU. This also applies to the field of waste management, including municipal waste. The EU environmental legislation on municipal waste management is characterized by a deep, scientifically based approach, specifics on achieving certain indicators, the reality of the established goals and is an important reference point for Ukraine.

In recent years, the legislation of Ukraine has introduced a waste management system at the state and regional levels, which is consistent with the European one, strategic directions for the development of waste management for the next decade have been developed, tools for the implementation of these tasks and mechanisms for monitoring their implementation have been identified. These are important, but initial stages.

 ISSN: 2306-9716 (Print), ISSN: 2664-6110 (Online)

Table 1

Comparative analysis of EU and Ukrainian legislation on municipal waste management

EU legislation	Main provisions – European Union	Ukrainian legislation	Main provisions – Ukraine
Directive 2008/98/EC	Establishes a 5-step hierarchy: prevention – reuse – recycling – other recovery – disposal	Law «On Waste Manage-ment»	Implements the European 5-step model with a similar sequence of priorities
Council Directive 1999/31/ EC	Defines landfills as engineered structures for waste disposal and divides them into hazardous, non-hazardous and inert waste	SBC B.2.4-2-2005	Defines landfills as specialized engineering facilities for the disposal of solid household and conditionally inert waste
Regulation (EU) 2025/40	By the end of 2030: achieve a minimum recycling rate of 70 % by weight of all packaging waste (30 % wood, 60 % aluminum, 80 % ferrous metals, 75 % glass, 85 % paper and cardboard, and 55 % plastic)	National Waste Manage-ment Strategy in Ukraine	Develop a draft law «On Packaging and Packaging Waste» with recycling rates by 2030 of 65 % of the total mass (60 % plastic, 65 % wood, 75 % aluminum, ferrous metals)
Directive 2012/19/	Collected WEEE is processed to remove	National Waste	Development of a draft law «On WEEE», which
EU	hazardous components (PCB, mercury, asbestos, hydrocarbons and other similar substances)	Manage-ment Strategy in Ukraine	will determine the system of separate collection, processing and disposal of WEEE
Regulation (EU) 2023/1542	Collection targets for portable batteries: 45 % by 2023; 63 % by 2027; 73 % by 2030, and for light vehicle batteries: 51 % by 2028; 61 % by 2031	National Waste Manage-ment Strategy in Ukraine	Develop a draft law «On Waste Batteries, Batteries and Accumulators», which will establish mandatory indicators
Directive (EU) 2018/2001	The share of biomass fraction and biowaste for biofuels and biogas in the transport sector should be 1 % in 2025, 5,5 % in 2030	Law «On Alternative Energy Sources»	Provisions on the use of alternative energy sources (biodegradable municipal waste) and promotes their expansion in the fuel and energy complex
Directive (EU) 2023/2413 (RED – 3)	Increase the share of rene-wable energy in total con-sumption to 42,5 % by 2030, complementing an additional target of 2,5 %		
Regulation (EU) 2024/1781	Approved ecodesign criteria and digital product passport	Technical regulations «Regarding eco-design requirements»	Aimed at increasing the energy efficiency of household appliances

Despite the difficult period due to the russian-Ukrainian war, further steps should be actively taken to develop and implement laws and legislative acts, specify final indicators, and create a real waste infrastructure.

Prospects for using the research results. The results of the comparative analysis of the legislative framework of the European Union and Ukraine on municipal waste management will be important and useful for the further development and improvement of this system in our country. This will contribute to Ukraine's approach to the model of a cyclical economy and sustainable development.

References

1. Порядок класифікації відходів : постанова Кабінету Міністрів України від 20 жовт. 2023 р. № 1102. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1102-2023-%D0%BF#n12 (дата звернення: 01.09.2026).
2. 517 kg municipal waste per capita in 2024. *Eurostat.* URL: https://ec.europa.eu/eurostat/en/web/products-eurostat-news/w/ddn-20260330-1 (date of access: 01.09.2026).
3. У ЄС переробляли лише 48% з пів тонни сміття. *Економічна.* URL: https://ecopolitic.com.ua/ua/news/u-ies-pereroblyali-lishe-48-z-piv-tonni-smittya-yake-pripadaie-na-kozhnogo-ievropejcya/ (дата звернення: 07.09.2026).
4. The European Green Deal. Striving to be the first climate-neutral continent. European Commission. URL: https://commission.europa.eu/strategy-and-policy/priorities-2019-2024/european-green-deal_en (date of access: 03.09.2026).
5. Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council of 19 November 2008 On waste and repealing certain Directives. *Official Journal of the European Union,* 2008. URL: https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32008L0098&qid=1760986911702 (date of access: 03.09.2026).
6. Directive (EU) 2018/851 of the European Parliament and of the Council of 30 May 2018 Amending Directive 2008/98/EC on waste. *Official Journal of the European Union,* 2018. URL: https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32018L0851&qid=1760987994226 (date of access: 03.09.2026).

7. Council Directive 1999/31/EC of 26 April 1999 On the Landfill of waste. *Official Journal of the European Union,* 1999. URL: https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:31999L0031 (date of access: 04.09.2026).
8. Regulation (EU) 2025/40 of the European Parliament and of the Council of 19 December 2024 On packing and packing waste. *Official Journal of the European Union,* 2025. URL: https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=OJ:L_202500040 (date of access: 05.09.2026).
9. Directive 2012/19/EU of the European Parliament and of the Council of 4 July 2012 On waste electrical and electronic equipment. *Official Journal of the European Union,* 2012. URL: https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32012L0019 (date of access: 08.09.2026).
10. Regulation (EU) 2023/1542 of the European Parliament and of the Council of 12 July 2023 Concerning batteries and waste batteries. *Official Journal of the European Union,* 2023. URL: https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32023R1542 (date of access: 08.09.2026).
11. Directive (EU) 2018/2001 of the European Parliament and of the Council of 11 December 2018 On the promotion of the use of energy from renewable sources. *Official Journal of the European Union,* 2018. URL: https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32018L2001 (date of access: 08.09.2026).
12. Directive (EU) 2023/2413 of the European Parliament and of the Council of 18 October 2023 Amending Directive (EU) 2018/2001, Regulation (EU) 2018/1999 and Directive 98/70/EC as regards the promotion of energy from renewable sources, and repealing Council Directive (EU) 2015/652 Official Journal of the European Union, 2023. URL: https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=OJ:L_202302413 (date of access: 08.09.2026).
13. Regulation (EU) 2024/1781 of the European Parliament and of the Council of 13 June 2024 Establishing a framework for the setting of ecodesign requirements for sustainable products, amending Directive (EU) 2020/1828 and Regulation (EU) 2023/1542 and repealing Directive 2009/125/EC. *Official Journal of the European Union,* 2024. URL: https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=OJ:L_202401781 (date of access: 08.09.2026).
14. Національний план управління відходами до 2033 року : розпорядження Кабінету Міністрів України від 27 груд. 2024 р. №1353–р. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1353-2024-%D1%80#Text (дата звернення: 08.09.2026).
15. Про управління відходами : Закон України від 20 черв. 2022 р. № 2320–IX. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2320-20#Text (дата звернення: 08.09.2026).
16. ДБН В.2.4-2-2005 Полігони твердих побутових відходів. Основні положення проектування / Держбуд України. URL: https://e-construction.gov.ua/laws_detail/3200370846212294438?doc_type=2 (дата звернення: 08.09.2026).
17. Про альтернативні джерела енергії : Закон України від 20 лют. 2003 р. № 555–IV. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/555-15#Text (дата звернення: 08.09.2026).
18. Нові технічні регламенти в сфері енергетичного маркування та екодизайну набули чинності в Україні. *Державне агентство з енергоефективності та енергозбереження.* URL: https://saee.gov.ua/news/novi-tekhnichni-rehlamenty-v-sferi-enerhetychnoho-markuvannia-ta-ekodyzainu-nabuly-chynnosti-v-ukraini (дата звернення: 09.09.2026).

Дата першого надходження статті до видання: 30.09.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 04.11.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 23.11.2026

УДК 502.131.1:504.062
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.6-69.53

ЕКОСИСТЕМНІ ПОСЛУГИ ЯК ІНСТРУМЕНТ ЕКОЛОГІЧНОГО ОБҐРУНТУВАННЯ УПРАВЛІНСЬКИХ РІШЕНЬ У СФЕРІ ПОВОДЖЕННЯ З ВІДХОДАМИ

Вискушенко Д.А. (orcid.org/0000-0002-2747-9117),
Никитюк Ю.А. (orcid.org/0000-0001-9142-7699)
Поліський національний університет
бульв. Старий, 7, 10008, м. Житомир
vyskdim@gmail.com

Сфера поводження з відходами дедалі більше потребує управлінських рішень, які враховують не лише технологічні можливості чи нормативні вимоги, а й довгострокові екологічні наслідки їх реалізації. Саме тому у центрі цього дослідження перебуває можливість використання екосистемних послуг як інструменту екологічного обґрунтування вибору управлінських альтернатив. Такий підхід дає змогу оцінювати зміни у функціонуванні природних екосистем залежно від способів запобігання утворенню відходів, їх збирання, перероблення, утилізації, захоронення чи відновлення порушених територій після завершення експлуатації об'єктів поводження з відходами.

У роботі виходимо з того, що екосистемні послуги можуть виконувати значно ширшу функцію, ніж характеристика екологічного стану території. Їх доцільно розглядати як систему екологічних критеріїв, здатну відображати можливі зміни у забезпечувальних, регулювальних, культурних і підтримувальних функціях екосистем під впливом різних управлінських рішень. Такий підхід розширює можливості комплексної оцінки наслідків поводження з відходами та сприяє прийняттю більш виважених природоохоронних рішень.

Запропоновано концептуальну модель інтеграції екосистемних послуг у процес екологічного обґрунтування управлінських рішень, яка поєднує оцінювання характеру антропогенного впливу, прогнозування змін у функціонуванні екосистем і визначення екологічних переваг альтернативних варіантів поводження з відходами. На відміну від поширених підходів, увагу зосереджено не на економічній оцінці екосистемних послуг, а на їх використанні як інструменту підтримки процесу прийняття екологічно збалансованих управлінських рішень.

Практичне значення запропонованих положень полягає у можливості їх застосування під час підготовки місцевих і регіональних планів управління відходами, проведення стратегічної екологічної оцінки, оцінки впливу на довкілля, розроблення природоохоронних програм і заходів, спрямованих на збереження екосистемних функцій природного середовища та забезпечення еколого-збалансованого розвитку територій. *Ключові слова:* екосистемні послуги, поводження з відходами, екологічне обґрунтування, управлінські рішення, екологічне управління, еколого-збалансований розвиток, природні екосистеми.

Ecosystem services as a tool for environmental substantiation of management decisions in waste management. Vyskushenko D., Nykytiuk Yu.

Waste management increasingly requires decision-making approaches that extend beyond technological feasibility and regulatory compliance to account for the long-term ecological consequences of management choices. Against this background, the study explores the potential of ecosystem services as a practical instrument for the environmental substantiation of management decisions. Such an approach makes it possible to evaluate changes in the functioning of natural ecosystems associated with different waste management options, including waste prevention, collection, recycling, recovery, disposal, and the restoration of disturbed areas after the closure of waste management facilities.

The study proceeds from the assumption that ecosystem services should not be viewed solely as indicators of ecosystem condition. Instead, they can be applied as a system of environmental criteria capable of reflecting expected changes in provisioning, regulating, cultural, and supporting ecosystem functions under alternative management scenarios. This perspective broadens the possibilities for comprehensive environmental assessment and strengthens the ecological basis for selecting waste management strategies.

A conceptual model is proposed for integrating ecosystem services into the environmental substantiation of management decisions. The model combines the assessment of anthropogenic pressures, the prediction of ecosystem responses, and the evaluation of ecological advantages associated with alternative waste management options. Unlike conventional approaches, which primarily emphasise the economic valuation of ecosystem services, the proposed framework focuses on their application as a decision-support tool for achieving environmentally balanced management outcomes.

The proposed approach may be applied in the preparation of local and regional waste management plans, strategic environmental assessment, environmental impact assessment, and the development of environmental protection programmes aimed at preserving ecosystem functions and promoting environmentally balanced territorial development. *Key words:* ecosystem services, waste management, environmental substantiation, management decisions, environmental management, environmentally balanced development, natural ecosystems.

© Вискушенко Д.А., Никитюк Ю.А., 2026
Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY 4.0

Постановка проблеми. Ефективність екологічного управління дедалі більше визначається не лише здатністю мінімізувати негативний вплив господарської діяльності на окремі компоненти довкілля, а й умінням прогнозувати зміни у функціонуванні природних екосистем, які виникають унаслідок реалізації управлінських рішень. Особливої ваги це набуває у сфері поводження з відходами, де вибір технологічних, організаційних чи просторових рішень безпосередньо впливає на стан ґрунтів, водних об'єктів, біорізноманіття, продуктивність екосистем та їхню здатність підтримувати екологічну рівновагу.

Попри суттєвий розвиток сучасних підходів до управління відходами, екологічне обґрунтування управлінських рішень і сьогодні здебільшого спирається на нормативні показники, результати моніторингу окремих компонентів довкілля, оцінку екологічних ризиків або відповідність встановленим екологічним вимогам. Такий підхід забезпечує контроль за окремими проявами антропогенного впливу, проте не дозволяє повною мірою оцінити, як різні управлінські альтернативи змінюють функціональний стан екосистем і, відповідно, їхню здатність забезпечувати суспільство екологічно значущими функціями.

Саме в цьому, на наш погляд, полягає одна із ключових методологічних суперечностей сучасного екологічного управління. З одного боку, стратегічні документи, природоохоронна політика та міжнародні екологічні ініціативи дедалі активніше орієнтуються на екосистемний підхід. З іншого, під час прийняття практичних управлінських рішень інформація про зміни екосистемних послуг рідко використовується як самостійний критерій оцінювання можливих наслідків. У результаті функціонування екосистем залишається швидше об'єктом післяпроєктного спостереження, ніж одним із чинників, які впливають на вибір управлінської альтернативи.

За таких умов виникає потреба у розвитку нових методологічних підходів, здатних інтегрувати екосистемні послуги безпосередньо у процес екологічного обґрунтування управлінських рішень. Їх доцільно розглядати не лише як характеристику стану природних екосистем або результат екологічного оцінювання, а як інструмент, що дозволяє прогнозувати екологічні наслідки різних варіантів поводження з відходами ще на етапі вибору управлінського рішення. Саме ця наукова проблема визначає зміст і логіку подальшого дослідження.

Актуальність дослідження. Останніми роками управління відходами дедалі більше розглядається як складова комплексної екологічної політики, орієнтованої не лише на зменшення негативного впливу на довкілля, а й на збереження функціональної стійкості природних екосистем. Така трансформація відповідає сучасним міжнародним підходам, що передбачають інтеграцію екосистемного мислення у процес формування природоохоронних рішень, а також узгоджується з реформуванням системи управління відходами в Україні відповідно до європейських екологічних принципів [1, 2].

Попри активне впровадження нових нормативних та організаційних механізмів, екологічне обґрунтування управлінських рішень і надалі потребує інструментів, здатних відображати не лише масштаби антропогенного навантаження, а й прогнозовані зміни у функціонуванні природних екосистем. У цьому контексті концепція екосистемних послуг дедалі активніше розглядається міжнародною науковою спільнотою як один із дієвих інструментів інформаційної підтримки екологічно орієнтованого прийняття рішень [3]. Використання такого підходу відкриває можливості для переходу від оцінювання окремих екологічних показників до комплексного аналізу наслідків різних управлінських альтернатив. Саме це зумовлює актуальність дослідження та визначає його практичну значущість для розвитку сучасного екологічного управління.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Запропоноване дослідження пов'язане з розвитком сучасних методологічних підходів до екологічного управління, орієнтованих на інтеграцію екологічних критеріїв у процес прийняття управлінських рішень. Його наукова спрямованість відповідає сучасним тенденціям розвитку екосистемного підходу, який дедалі ширше застосовується під час формування природоохоронної політики, удосконалення механізмів управління природними ресурсами та оцінювання екологічних наслідків господарської діяльності.

Практичне значення дослідження визначається актуальними завданнями реформування системи управління відходами в Україні, зокрема впровадженням екологічно обґрунтованих підходів до планування, оцінювання та вибору управлінських рішень на державному, регіональному та місцевому рівнях. Запропоновані положення розвивають результати попередніх досліджень авторів щодо використання концепції екосистемних послуг у системі екологічного управління [4, 5] та спрямовані на її подальшу адаптацію до потреб сфери поводження з відходами.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Концепція екосистемних послуг протягом останніх десятиліть посідає важливе місце у дослідженнях, присвячених взаємодії суспільства та природного середовища. Значний вплив на її розвиток справили міжнародні наукові та експертні ініціативи, у межах яких екосистемні послуги розглядаються як інструмент врахування екологічних аспектів під час прийняття управлінських рішень [3].

У сучасних дослідженнях основна увага приділяється питанням класифікації екосистемних послуг, удосконаленню методів їх оцінювання, визначенню ролі природного капіталу у забезпеченні добробуту суспільства, а також можливостям використання

екосистемного підходу в системі екологічного управління. Водночас переважна частина наукових праць зосереджена на природних ресурсах, біорізноманітті, землекористуванні, лісових та водних екосистемах. Окремим напрямом досліджень також є розроблення інструментів підтримки прийняття рішень, заснованих на врахуванні екосистемних послуг [6]. Більше того, у сучасній науковій літературі також формується підхід, відповідно до якого екосистемні послуги розглядаються як безпосередня основа підтримки управлінських рішень у різних сферах природокористування та охорони довкілля [7].

Окремі аспекти використання екосистемних послуг як складової екологічної політики та природоохоронного управління розглянуто у попередніх дослідженнях авторів [5]. Також здійснено обґрунтування методологічних засад вивчення екосистемних послуг у контексті оцінювання природного капіталу [4]. Отримані результати створюють теоретичне підґрунтя для подальшого розвитку екосистемного підходу в окремих сферах екологічного управління.

Разом із тим питання використання екосистемних послуг як інструменту екологічного обґрунтування управлінських рішень у сфері поводження з відходами поки що не отримало належного висвітлення в науковій літературі, що зумовлює необхідність подальших досліджень у цьому напрямі. Адже незважаючи на значну кількість досліджень, присвячених використанню екосистемних послуг у природоохоронному управлінні, питання їх застосування як інтегруючого критерію екологічного оцінювання альтернатив у сфері поводження з відходами залишається недостатньо розробленим. У даному дослідженні запропоновано концептуальну схему такого оцінювання, яка поєднує аналіз антропогенних впливів, змін екосистемних функцій, екосистемних послуг та механізми адаптивного управління.

Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми. Незважаючи на значний розвиток наукових підходів до дослідження екосистемних послуг, у більшості робіт вони розглядаються переважно як об’єкт екологічного або еколого-економічного оцінювання. Хоча можливості використання екосистемних послуг у процесі прийняття управлінських рішень активно обговорюються у науковій літературі [8], практична адаптація відповідних підходів до окремих напрямів екологічного управління залишається нерівномірною.

Особливо це стосується сфери поводження з відходами, де оцінювання екологічних наслідків різних управлінських альтернатив здебільшого здійснюється через окремі показники впливу на компоненти довкілля. Такий підхід не завжди дає можливість комплексно враховувати зміни у функціонуванні природних екосистем та пов’язаних з ними екосистемних послуг. Потребують подальшого опрацювання питання інтеграції концепції екосистемних послуг у процедури екологічного обґрунтування управлінських рішень на різних етапах поводження з відходами. Необхідність посилення практичної орієнтованості досліджень у сфері екосистемних послуг та їх адаптації до потреб реального управління також відзначається і у сучасних міжнародних дослідженнях [9].

Новизна. Наукова новизна дослідження полягає у розвитку концептуальних підходів до використання екосистемних послуг у системі екологічного управління шляхом їх розгляду як інструменту екологічного обґрунтування управлінських рішень у сфері поводження з відходами.

У статті запропоновано концептуальну модель інтеграції екосистемних послуг у процес оцінювання та вибору управлінських альтернатив у сфері поводження з відходами, яка передбачає врахування змін екосистемних функцій і послуг під впливом різних варіантів управлінських рішень. На відміну від поширених підходів, акцент зроблено не на економічній оцінці екосистемних послуг, а на їх використанні як екологічного критерію підтримки процесу прийняття рішень.

Методологічне та загальнонаукове значення. Методологічне значення дослідження полягає у розширенні можливостей практичного застосування концепції екосистемних послуг у сфері екологічного управління. Запропонований підхід дозволяє розглядати екосистемні послуги не лише як результат функціонування природних екосистем, але й як індикатор можливих екологічних наслідків реалізації управлінських рішень.

Загальнонаукове значення отриманих результатів полягає у подальшому розвитку екосистемного підходу до управління природокористуванням та поглибленні теоретичних засад інтеграції екологічних критеріїв у процес прийняття управлінських рішень. Запропоновані положення можуть бути використані як методологічна основа для досліджень у сфері управління відходами, стратегічного екологічного планування та інших напрямів природоохоронної діяльності.

Викладення основного матеріалу. Концепція екосистемних послуг ґрунтується на уявленні про те, що природні екосистеми забезпечують суспільство широким спектром матеріальних і нематеріальних благ, які формуються в результаті їх функціонування. У сучасних умовах екосистемні послуги дедалі частіше розглядаються не лише як характеристика стану довкілля або складова природного капіталу, а й як інструмент інтеграції екологічних аспектів у процес прийняття управлінських рішень [9, 10]. Такий підхід дозволяє оцінювати наслідки антропогенної діяльності через зміни екологічних функцій екосистем і пов’язаних із ними вигод для суспільства.

Сфера поводження з відходами належить до видів діяльності, які можуть справляти суттєвий вплив на функціонування природних екосистем. Впливи

виникають на всіх етапах життєвого циклу відходів: від їх утворення та накопичення до збирання, транспортування, оброблення, утилізації або захоронення. Наслідком таких впливів можуть бути зміни стану ґрунтів, поверхневих і підземних вод, атмосферного повітря, біотичних компонентів екосистем та ландшафтної структури територій. Відповідно змінюється і здатність екосистем забезпечувати суспільство необхідними екосистемними послугами.

На практиці екологічне обґрунтування управлінських рішень у сфері поводження з відходами найчастіше здійснюється через аналіз окремих показників впливу на довкілля. При цьому оцінюються обсяги викидів забруднюючих речовин, утворення фільтрату, рівні шумового навантаження, площі порушених земель або інші параметри, які характеризують окремі аспекти антропогенного впливу. Водночас подібний підхід не завжди дозволяє оцінити сукупні екологічні наслідки управлінських рішень з позицій функціонування екосистем як цілісних природних систем. Однією з причин таких обмежень є те, що більшість екологічних показників характеризує окремі компоненти довкілля або окремі види впливів. У результаті навіть за наявності значного масиву екологічної інформації залишається складним визначення інтегрального екологічного ефекту управлінського рішення. З позицій екосистемного підходу більш важливим є не лише факт зміни певного показника, а й те, яким чином такі зміни впливають на здатність екосистем підтримувати свої функції та забезпечувати суспільство відповідними екосистемними послугами.

Застосування концепції екосистемних послуг дозволяє розширити існуючі підходи до екологічного обґрунтування рішень. У цьому випадку об'єктом аналізу стають не лише окремі показники впливу, але й прогнозовані зміни у здатності екосистем виконувати свої екологічні функції та надавати відповідні забезпечувальні, регулювальні, культурні та підтримувальні послуги [11]. Таким чином формується можливість порівнювати альтернативні управлінські рішення не лише за технічними або економічними характеристиками, а й за їх потенційним впливом на екосистемні послуги. При цьому запропонований підхід не виключає можливості подальшої економічної оцінки екосистемних послуг. Навпаки, результати екологічного оцінювання можуть розглядатися як інформаційна основа для наступного етапу економічного аналізу. У межах даного дослідження основна увага зосереджена саме на екологічному аспекті оцінювання управлінських альтернатив.

У межах запропонованого підходу процес екологічного обґрунтування управлінських рішень доцільно розглядати як послідовність взаємопов'язаних етапів. Початковим етапом є визначення управлінської альтернативи, яка підлягає оцінюванню. Такою альтернативою може бути вибір технології поводження з відходами, місця розміщення об'єкта управління відходами, системи збирання відходів, способу рекультивації порушених територій або іншого рішення, здатного впливати на стан довкілля.

Наступним етапом є ідентифікація потенційних впливів на природні компоненти та екосистеми. На цій стадії визначаються можливі зміни екологічних параметрів, які можуть виникнути внаслідок реалізації відповідного рішення. Вихідною інформаційною основою для такого аналізу є оцінка стану базових компонентів довкілля (ґрунтів, водних екосистем, біоти та біорізноманіття), що відображено у лівій частині схеми. Надалі оцінюється характер впливу таких змін на функціонування екосистем та здатність останніх забезпечувати відповідні екосистемні послуги.

На відміну від традиційних підходів до екологічного оцінювання у сфері поводження з відходами, запропонований підхід передбачає використання екосистемних послуг як інтегрального критерію порівняння управлінських альтернатив. У такому випадку оцінюється не лише інтенсивність окремих видів впливу на довкілля, а й їх потенційний вплив на здатність екосистем виконувати свої функції та забезпечувати суспільство відповідними екосистемними послугами. Концептуальна модель реалізації такого підходу представлена на рис. 1.

Запропонована послідовність дозволяє перейти від аналізу окремих екологічних показників до оцінювання комплексних наслідків реалізації різних управлінських рішень. При цьому екосистемні послуги виступають своєрідним інтегруючим елементом між характеристиками антропогенного впливу та екологічними результатами управлінської діяльності. Представлена на рис. 1 схема відображає причинно-наслідкові зв'язки між управлінськими альтернативами у сфері поводження з відходами, антропогенними впливами та змінами у функціонуванні природних екосистем. Її центральним елементом виступають екосистемні послуги, які виконують роль інтегруючого критерію оцінювання. На відміну від традиційних підходів, де об'єктом аналізу є окремі показники впливу, запропонована схема передбачає оцінювання наслідків управлінських альтернатив через зміни екосистемних функцій та відповідних екосистемних послуг. Суцільними стрілками на схемі відображено основні причинно-наслідкові та функціональні зв'язки між елементами запропонованого підходу. Пунктирними стрілками показано узагальнені системні зв'язки, які не відображають окремого етапу оцінювання, але характеризують функціонування системи в цілому. Зокрема, пунктирний зв'язок між системою поводження з відходами та антропогенними впливами відображає загальну залежність характеру екологічних наслідків від обраної моделі управління відходами. Водночас пунктирний зворотний зв'язок від блоку адаптації управлінських рішень до блоку управлінських аль-

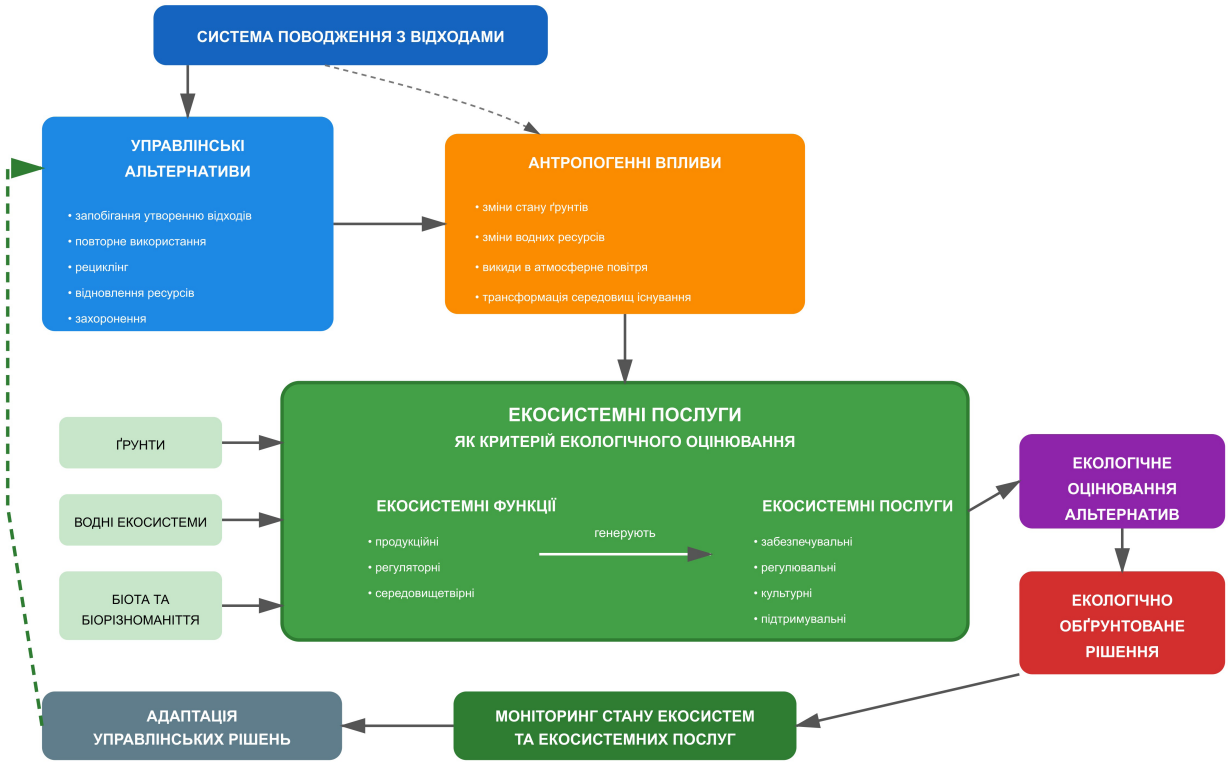


Рис. 1. Концептуальна схема використання екосистемних послуг як критерію екологічного оцінювання альтернатив управління відходами

тернатив відображає механізм адаптивного управління [12]. Такий механізм забезпечує коригування управлінських рішень на основі результатів моніторингу стану екосистем та екосистемних послуг.

Важливою особливістю запропонованого підходу є його універсальний характер. Незалежно від виду відходів, масштабу діяльності чи рівня прийняття управлінського рішення логіка оцінювання залишається незмінною та ґрунтується на послідовному аналізі взаємозв'язків між управлінськими альтернативами, антропогенними впливами, змінами екосистемних функцій і відповідними змінами екосистемних послуг. Такий підхід дозволяє використовувати екосистемні послуги як єдиний концептуальний критерій для порівняння різних варіантів управління відходами та створює передумови для інтеграції екосистемного підходу у практику екологічного управління.

Практична реалізація запропонованого підходу передбачає використання системи індикаторів, що характеризують стан екосистемних компонентів та відповідних екосистемних послуг. Залежно від виду відходів, особливостей території та рівня управлінського рішення склад таких індикаторів може змінюватися, а формування відповідної системи показників потребує окремих досліджень і не входить до завдань даної роботи. Наступним етапом досліджень має стати апробація запропонованого підходу на конкретних об'єктах управління відходами з метою перевірки його придатності для практичного екологічного оцінювання альтернатив. Водночас практична цінність цього підходу полягає у можливості його застосування під час підготовки місцевих та регіональних планів управління відходами, проведення стратегічної екологічної оцінки, оцінки впливу на довкілля, вибору пріоритетних природоохоронних заходів, а також розроблення програм відновлення територій, порушених внаслідок діяльності об'єктів поводження з відходами. Використання екосистемних послуг як системи екологічних критеріїв сприяє більш повному врахуванню довгострокових екологічних наслідків та підвищує обґрунтованість управлінських рішень.

Головні висновки. У дослідженні розроблено концептуальний підхід до використання екосистемних послуг як інтегруючого критерію екологічного оцінювання альтернатив управління відходами. Показано, що застосування такого підходу дозволяє перейти від оцінювання окремих показників антропогенного впливу до аналізу змін екосистемних функцій та пов'язаних із ними екосистемних послуг.

Запропоновано концептуальну схему використання екосистемних послуг як інтегруючого критерію екологічного оцінювання управлінських альтернатив у сфері поводження з відходами. Схема відображає взаємозв'язки між управлінськими

рішеннями, антропогенними впливами, станом компонентів довкілля, екосистемними функціями та екосистемними послугами, а також враховує механізми моніторингу та адаптивного управління.

Використання екосистемних послуг у процесі екологічного обґрунтування рішень сприяє більш комплексному врахуванню довгострокових екологічних наслідків та підвищує обґрунтованість вибору альтернатив управління відходами.

Наукова новизна запропонованого підходу полягає в інтеграції концепції екосистемних послуг у процес екологічного оцінювання альтернатив управління відходами шляхом розгляду екосистемних послуг як узагальнюючого критерію оцінювання наслідків управлінських рішень.

Перспективи використання результатів дослідження. Запропонований підхід може бути використаний як концептуальна основа для інтеграції екосистемних послуг у процес екологічного обґрунтування рішень у сфері поводження з відходами. Результати дослідження доцільно застосовувати під час підготовки регіональних і місцевих планів управління відходами, проведення стратегічної екологічної оцінки та оцінки впливу на довкілля, а також при виборі екологічно прийнятних альтернатив поводження з відходами на різних рівнях управління.

Література

1. Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council of 19 November 2008 on waste and repealing certain Directives. URL: https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:32008L0098 (дата звернення: 08.06.2026)
2. Про управління відходами : Закон України від 20.06.2022 № 2320-IX / Верховна Рада України. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2320-20#Text (дата звернення: 18.05.2026)
3. IPBES. Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services / S. Díaz, J. Settele, E. S. Brondízio et al. Bonn : IPBES Secretariat, 2019. 56 p. https://doi.org/10.5281/zenodo.3553579
4. Вискушенко Д. А., Никитюк Ю. А. Методологічні засади дослідження екосистемних послуг лісів у контексті оцінки природного капіталу. *Екологічні науки*. 2026. Вип. 64. С. 104–110. https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.1-64.14
5. Никитюк Ю. А., Вискушенко Д. А. Екосистемні послуги як складова частина екологічної політики та природоохоронного управління. *Природнича освіта та наука*. 2026. № 2. С. 205–210. https://doi.org/10.32782/NSER/2026-2.27
6. Grêt-Regamey A., Sirén E., Brunner S. H., Weibel B. Review of decision support tools to operationalize the ecosystem services concept. *Ecosystem Services*. 2017. Vol. 26(B). P. 306–315. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.10.012
7. Xu Z., Peng J. Ecosystem services-based decision-making: A bridge from science to practice. *Environmental Science & Policy*. 2022. Vol. 135. P. 6–15. https://doi.org/10.1016/j.envsci.2022.04.010
8. Martinez-Harms M. J., Bryan B. A., Balvanera P., Law E. A., Rhodes J. R., Possingham H. P., Wilson K. A. Making decisions for managing ecosystem services. *Biological Conservation*. 2015. Vol. 184. P. 229–238. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.01.024
9. Mandle L., Shields-Estrada A., Chaplin-Kramer R., Mitchell M. G. E., Bremer L. L., Gourevitch J. D., Hawthorne P., Johnson J. A., Robinson B. E., Smith J. R., Sonter L. J., Verutes G. M., Vogl A. L., Daily G. C., Ricketts T. H. Increasing decision relevance of ecosystem service science. *Nature Sustainability*. 2021. Vol. 4. No. 2. P. 161–169. https://doi.org/10.1038/s41893-020-00625-y
10. Вискушенко Д.А., Никитюк Ю.А. Екосистемні послуги лісів як еколого-економічні активи в системі природоохоронного управління та стратегічного планування. *Розведення і генетика тварин*. 2026. Т. 71. С. 15-24. https://doi.org/10.31073/abg.71
11. Millennium Ecosystem Assessment. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Washington, DC: Island Press, 2005. 155 p. URL: https://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf (дата звернення: 21.06.2026)
12. Birgé H. E., Allen C. R., Garmestani A. S., Pope K. L. Adaptive management for ecosystem services. *Journal of Environmental Management*. 2016. Vol. 183 (Part 2). P. 343–352. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.07.054

Дата першого надходження статті до видання: 21.09.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 04.11.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 23.11.2026

УДК 504.05:622.32
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.6-69.54

ВІДХОДИ НАФТОВИДОБУВНОЇ ПРОМИСЛОВОСТІ ЯК ЧИННИК АНТРОПОГЕННОЇ ТРАНСФОРМАЦІЇ ЛАНДШАФТІВ ІВАНО-ФРАНКІВСЬКОЇ ОБЛАСТІ

Вінтоняк Н.В. (orcid.org/0009-0007-7639-5001)
Державний біотехнологічний університет
вул. Алчевських 44, 61002, м. Харків
nazar.svavto@gmail.com

У статті комплексно досліджено вплив нафтогазовидобувного комплексу на сучасний стан і динаміку природних ландшафтів Івано-Франківської області через призму утворення, накопичення та поводження з промисловими відходами у 2020–2025 роках. На основі системного аналізу офіційних статистичних даних, ландшафтно-географічних особливостей регіону та регіональних планів управління відходами доведено, що багатовікова інтенсивна експлуатація нафтових і газових родовищ (із наявністю понад 2000 свердловин та розгалуженою мережею промислових трубопроводів, що охоплюють понад 4 % території регіону) формує стійке й довготривале техногенне навантаження на природні територіальні комплекси. Детально охарактеризовано специфічні відходи галузі, зокрема нафтошлами, відходи очищення стічних вод та парафінові залишки, тривале зберігання яких на спеціалізованих інженерних об'єктах (зокрема у шламових амбарах НГВУ «Долинанафтогаз» та промислових накопичувачах ПАТ «Нафтохімік Прикарпаття», що безперервно функціонують із 1967 року) створює критичні осередки екологічної небезпеки. Досліджено складні механізми міграції нафтовмісних токсичних компонентів у ґрунтовий покрив, поверхневі й підземні водні об'єкти, а також їхній деструктивний вплив на ґрунтово-рослинні системи та біоіндикатори. Встановлено, що антропогенна трансформація ландшафтів яскраво проявляється у стійкому погіршенні фізико-хімічних властивостей ґрунтів, пригніченні життєдіяльності біоти та масовому формуванні техногенно трансформованих ландшафтних комплексів. Отримані аналітичні результати мають вагоме теоретичне та прикладне значення і можуть бути безпосередньо використані профільними департаментами екології для коригування регіональних стратегій управління відходами, оптимізації мережі екологічного моніторингу довкілля, обґрунтування заходів із запобігання забрудненню, розробки сучасних проєктів інженерної та біологічної рекультивації порушених земель, а також у навчальному процесі вищих навчальних закладів під час викладання фахових екологічних дисциплін. *Ключові слова*: нафтовидобувна промисловість, відходи нафтовидобутку, нафтошлами, антропогенна трансформація, ландшафти, екологічний моніторинг, ґрунтовий покрив, Івано-Франківська область.

Oil Extraction Industry Waste as a Factor in the Anthropogenic Transformation of Landscapes in the Ivano-Frankivsk Region. Vintoniak N.

The article presents a comprehensive study of the oil and gas extraction sector's impact on the current state and dynamics of natural landscapes in the Ivano-Frankivsk region, focusing on the generation, accumulation, and management of industrial waste during the 2020–2025 period. Based on a systems analysis of official statistical data, the region's landscape-geographic characteristics, and regional waste management plans, the study demonstrates that centuries of intensive oil and gas field exploitation-involving over 2,000 wells and an extensive industrial pipeline network covering more than 4% of the region's territory-exert a persistent, long-term technogenic load on natural territorial complexes. The article provides a detailed characterization of specific industry wastes-such as oil sludge, wastewater treatment residues, and paraffin deposits-noting that their prolonged storage at specialized facilities (specifically the sludge pits of NGVU «Dolynanaftohaz» and the industrial storage sites of PJSC «Naftokhimik Prykarpattia,» which have been in continuous operation since 1967) creates critical environmental hazard hotspots. Furthermore, the study examines the complex mechanisms by which toxic, oil-bearing components migrate into the soil cover and surface and groundwater bodies, as well as their destructive impact on soil-vegetation systems and bioindicators. It has been established that the anthropogenic transformation of landscapes manifests clearly through the persistent deterioration of soil physicochemical properties, the suppression of biotic activity, and the widespread formation of technogenically altered landscape complexes. The analytical results obtained hold significant theoretical and practical value and can be directly utilized by relevant environmental departments to adjust regional waste management strategies, optimize environmental monitoring networks, substantiate pollution prevention measures, and develop modern engineering and biological remediation projects for disturbed lands, as well as in the educational process at higher education institutions when teaching specialized environmental disciplines. *Key words*: oil extraction industry, oil extraction waste, oil sludge, anthropogenic transformation, landscapes, environmental monitoring, soil cover, Ivano-Frankivsk region.

Постановка проблеми. Нафтовидобувна промисловість є ключовим чинником тривалого техногенного навантаження на природні ландшафти Івано-Франківської області. Через багатовікову історію галузі в регіоні пробурено понад 2000 свердловин, а нафтогазові трубопроводи займають понад 4 % території. Найвагомішим чинником такого впливу є утворення та накопичення специфічних відходів нафтовидобувної діяльності, зокрема нафтошламу, відходів очищення стічних вод, залишків парафіну та інших нафтовмісних матеріалів, тривале зберігання яких створює потенційну загрозу забрудненню

© Вінтоняк Н.В., 2026
Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY 4.0

ґрунтового покриву, поверхневих і підземних вод та деградації природного середовища територій. За даними Регіонального плану управління відходами, лише НГВУ «Долинанафтогаз» утримує 10 шламових амбарів, а у 2023 році обсяг утворення нафтошламу механічного очищення становив 5296,1 т. Крім того, шламосховища ПАТ «Нафтохімік Прикарпаття» експлуатуються з 1967 року, утворюючи багаторічні осередки накопичення відходів зачистки резервуарів. Потрапляючи у довкілля, нафтовмісні компоненти змінюють фізико-хімічні властивості ґрунтів, пригнічують біоту і рослинний покрив та мігрують водними об'єктами за межі виробничих зон, що спричиняє комплексну деградацію і трансформацію природно-територіальних комплексів.

Актуальність дослідження посилюється сучасною трансформацією системи управління відходами в Україні та необхідністю переходу від накопичення відходів до їх запобігання утворенню, відновлення та безпечного видалення. Для Івано-Франківської області у 2026 році затверджено Регіональний план управління відходами до 2034 року, спрямований, зокрема, на запобігання негативному впливу відходів на довкілля та здоров'я населення [3]. Водночас для обґрунтування ефективних природоохоронних заходів необхідним є поглиблене дослідження не лише кількісних характеристик нафтовидобувних відходів, а й їх просторового поширення та ролі у формуванні техногенно трансформованих ландшафтів.

Таким чином, дослідження відходів нафтовидобувної промисловості як одного з провідних чинників антропогенної трансформації ландшафтів Івано-Франківської області є актуальним науковим завданням, вирішення якого дає змогу комплексно оцінити сучасний рівень техногенного навантаження, визначити основні осередки потенційного екологічного ризику та обґрунтувати напрями мінімізації негативного впливу нафтовидобувної діяльності на природні територіальні комплекси.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Дослідження відповідає актуальним завданням у сфері охорони навколишнього природного середовища, раціонального використання природних ресурсів, запобігання забрудненню земель і вдосконалення системи управління відходами. Тематика роботи узгоджується з положеннями регіональних програм охорони довкілля та Регіонального плану управління відходами в Івано-Франківській області до 2034 року. Основну увагу приділено дослідженню відходів нафтовидобувної промисловості як чинника антропогенної трансформації ландшафтів, зокрема аналізу динаміки їх утворення й накопичення, характеристиці основних видів нафтовмісних відходів та визначенню потенційних екологічних наслідків їх тривалого зберігання. Інформаційну основу дослідження становлять регіональні доповіді про стан навколишнього природного середовища в Івано-Франківській області за 2020–2024 рр., офіційні статистичні матеріали за 2020–2025 рр., а також документи регіонального планування у сфері управління відходами. Отримані результати спрямовані на поглиблення наукових уявлень про вплив нафтовидобувної діяльності на стан природних територіальних комплексів Прикарпаття та можуть бути використані для обґрунтування природоохоронних заходів, удосконалення моніторингу нафтовмісних відходів і розроблення рекомендацій щодо зменшення техногенного навантаження на ландшафти Івано-Франківської області.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Сучасний вектор екологічних досліджень нафтовидобувних регіонів України зосереджений на оцінюванні техногенного забруднення, формуванні осередків нафтових токсикантів та відновленні порушених ландшафтів. Особливої актуальності ці питання набувають для Передкарпаття із його багатовіковою історією видобутку.

Значна увага вченими приділяється джерелам надходження забруднювачів та їх міграції у довкілля. Зокрема, Л. Побережний, К. Караванович, В. Чупа та Р. Рибарук обґрунтували роль шламонакопичувачів і бурових амбарів як довготривалих джерел надходження нафтопромислових відходів у ґрунти, запропонувавши технічні рішення для їх удосконалення та рекультивації [7]. Вплив таких об'єктів на локальні екосистеми підтверджено Л. Побережною, К. Карабановою та І. Креховецькою на прикладі Битків-Бабчинського родовища, де за допомогою методів дендроіндикації виявлено морфофізіологічні порушення (некроз листків) деревних рослин у зонах впливу нафтозабруднення [6].

Комплексний характер трансформації ґрунтово-рослинних систем унаслідок нафтовидобутку досліджували В. Лопушняк, Г. Грицуляк та співавтори. Ними встановлено особливості міграції та акумуляції важких металів (кадмію, нікелю, кобальту, свинцю) у системі «ґрунт-рослина» на прикладі *Silphium perfoliatum* L., що важливо як для оцінювання вторинного забруднення, так і для розвитку методів фіторемедіації в умовах Передкарпаття [2; 5].

Окрему екологічну загрозу становить міграція вуглеводнів у гідросферу. Дослідження Е. Кузьменка, С. Багрія та співавторів на Солотвинській ділянці довели здатність легких і важких фракцій нафти мігрувати у підземних водоносних горизонтах за межі виробничих майданчиків [4]. Доповненням до загальної оцінки екологічних ризиків регіону є новітні розробки Г. Грицуляка, А. Коцюбинського, Д. Линника та колег, які розглядають процеси деградації ґрунтів як складову загальної безпеки Івано-Франківської області [1].

Отже, попри наявність ґрунтовної наукової бази щодо вивчення окремих компонентів (шламів, міграції важких металів у рослинах та вуглеводнів у воді), потребує подальшого комплексного узагальнення

зв'язок між обсягами утворення відходів нафтовидобутку та загальною ландшафтною трансформацією регіону.

Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Водночас результати аналізу свідчать, що більшість наявних досліджень зосереджена на окремих компонентах природного середовища або локальних осередках забруднення. Значно менше уваги приділено кількісному визначенню зв'язку між обсягами утворення й накопичення специфічних відходів нафтовидобування, їхнім територіальним поширенням та ступенем антропогенного впливу на ландшафти. Недостатньо розробленим залишається й питання комплексного порівняння динаміки нафтовидобувних відходів у часі, а також оцінки їхньої ролі у формуванні техногенно змінених природно-територіальних комплексів Івано-Франківської області. Ця наукова прогалина зумовлює потребу в комплексній оцінці відходів нафтовидобувної промисловості як ключового чинника антропогенної трансформації ландшафтів регіону.

Новизна. Полягає в комплексному аналізі відходів нафтовидобувної промисловості не лише як окремого джерела забруднення природних компонентів, а як самостійного чинника антропогенної трансформації ландшафтів Івано-Франківської області. На відміну від досліджень, у яких переважно розглядаються окремі аспекти нафтового забруднення ґрунтів, рослинності або екологічної безпеки накопичувачів, у роботі передбачено поєднання характеристик утворення та накопичення нафтовидобувних відходів з оцінкою їхнього просторового впливу на ландшафтні комплекси. Такий підхід дає змогу простежити послідовність «утворення та накопичення відходів → надходження нафтовмісних компонентів у природне середовище → трансформація окремих компонентів ландшафту → зміна структурно-функціонального стану ландшафтних комплексів».

Обґрунтовано необхідність розгляду тривалого накопичення нафтовмісних відходів як фактора, що формує осередки стійкої антропогенної трансформації. У межах цих осередків зміни ґрунтового покриву супроводжуються порушенням рослинності та зміною екологічного стану прилеглих територій. Така постановка питання відповідає сучасним українським дослідженням Прикарпаття, де вже встановлено зв'язок між нафтовим забрудненням, станом рослинності та функціонуванням біоценозів.

Методологічне або загальнонаукове значення. Проведене дослідження поглиблює наукові уявлення про закономірності антропогенної трансформації ландшафтів під впливом нафтовидобувної промисловості та визначає роль нафтовмісних відходів у формуванні тривалого техногенного навантаження на природні територіальні комплекси Івано-Франківської області. Запропонований підхід базується на комплексному аналізі динаміки утворення й накопичення відходів, їхніх просторових характеристик та потенційних наслідків для ґрунтового покриву, гідрологічної мережі, рослинності й ландшафтних систем загалом. Отримані результати розширюють методологічні можливості вивчення техногенно зумовлених змін і можуть бути використані для порівняльного аналізу нафтовидобувних регіонів України, оптимізації екологічного моніторингу, обґрунтування заходів із запобігання забрудненню та відновлення порушених земель, а також удосконалення регіональних стратегій управління відходами з урахуванням вимог екологічної безпеки.

Виклад основного матеріалу. З метою визначення масштабів і характеру трансформації системи поводження з відходами в Івано-Франківській області проаналізовано динаміку їх утворення та основні напрями подальшого використання у 2020–2025 роках. Отримані результати уможливили простежити не лише загальні тенденції зміни обсягів відходів, а й структурні зрушення у способах їх утилізації, що є критично важливим для оцінювання потенційного антропогенного впливу нафтовидобувної та нафтопереробної галузей на природні ландшафти. Водночас слід урахувати, що впродовж досліджуваного періоду змінювалася організація державного статистичного спостереження, а після 2022 року на показники господарської діяльності суттєво вплинув воєнний стан.

Проведений аналіз регіональної статистики свідчить, що ключовим чинником формування антропогенного навантаження на ландшафти Івано-Франківської області є сектор добувної промисловості, зокрема підприємства з видобутку сирої нафти та природного газу. Як демонструють дані Таблиці 1, упродовж 2020–2025 рр. на добувну галузь припадало від 63,7% до 83,9% загального обсягу утворених відходів регіону. Незважаючи на загальну тенденцію до скорочення абсолютних обсягів генерації відходів (з 1450,2 тис. т у 2020 році до 192,4 тис. т у 2025 році в добувному секторі), його частка залишається домінуючою у структурі регіонального утворення відходів. Водночас помітна тенденція до поступового зниження питомої ваги добувної промисловості (з 83,9% у 2020 р. до 63,7% у 2025 р.) супроводжується зростанням відносної частки інших галузей (ЖКГ, переробної промисловості тощо) із 16,1% до 36,3%.

Така структурна трансформація пояснюється як переформатуванням виробничих процесів під впливом воєнного стану, так і специфікою накопичення великих обсягів специфічних відходів нафтовидобутку (бурових шламу та відпрацьованих розчинів) на початкових етапах розробки родовищ із подальшим зменшенням їх поточного утворення. Домінуюча роль нафтовидобувного комплексу підтверджує необхідність жорсткого екологічного моніторингу стаціонарних об'єктів поводження з відходами (шламонакопичувачів), оскільки їхній потенційний вплив на геохімічний стан ґрунтів і під-

земних вод у межах Карпатського нафтогазоносного регіону є критичним фактором дестабілізації природних ландшафтів.

Упродовж 2020–2025 рр. в Івано-Франківській області відбулися суттєві структурні трансформації у сфері поводження з відходами I–IV класів небезпеки (табл. 2). Аналіз динаміки їх утворення свідчить про загальну тенденцію до скорочення обсягів: якщо у 2020 році цей показник становив 1729,8 тис. т, то у 2025 році він зменшився до 301,8 тис. т. Така динаміка зумовлена як переформатуванням господарської діяльності в умовах воєнного стану після 2022 року, так і вдосконаленням методології державного статистичного спостереження (зокрема, введенням окремого обліку небезпечних відходів, обсяги яких у 2024 та 2025 роках становили відповідно 5079,8 т та 4554,7 т). Попри зниження загальних обсягів генерації відходів, структура їх подальшого використання зазнала якісних змін. Частка утилізованих та відновлених відходів зросла з критично низьких 30,4% у 2020 році до максимальних 105,7% у 2024 році, стабілізувавшись на позначці 79,8% у 2025 році. Це свідчить про активізацію процесів повторного залучення відходів у господарський обіг та часткове спрацювання накопичених раніше обсягів (про що свідчить показник отримання відходів зі сторони у попередні роки).

Водночас виявлено тривожну тенденцію щодо зростання питомої ваги термічної обробки (спалювання). Якщо у 2020–2021 рр. частка спалених відходів не перевищувала 2,9–6,2%, то до 2025 року цей показник зріс до 270,4 тис. т, що становить 89,6% від загального обсягу утворених відходів за рік. Натомість обсяги видалення у спеціально відведені місця (на полігони) скоротилися з 1164,3 тис. т (67,3%) у 2020 році до 206,8 тис. т (68,5% у відносному вираженні через загальне падіння обсягів утворення у 2025 році). Зіставлення наведених показників дає підстави стверджувати про перехід регіональної системи поводження з відходами від екстенсивного полігонного захоронення до інтенсифікації процесів відновлення та спалювання. Останнє вимагає посилення екологічного контролю за викидами стаціонарних джерел задля запобігання додатковому антропогенному навантаженню на природні ландшафти регіону, зокрема в зонах впливу нафтовидобувного комплексу.

Виявлені тенденції домінуючого впливу добувної промисловості на утворення відходів та переважання специфічних процесів їх знешкодження неминуче відображаються на стані територіально-просторової структури регіону. Масштаби генерації техногенних мас у нафтогазоносному секторі трансформуються у безпосереднє вилучення земель з природного гос-

Таблиця 1

Структура утворення відходів за видами економічної діяльності в Івано-Франківській області (2020–2025 рр.)

Види економічної діяльності / Показники	2020	2021	2022	2023	2024	2025
Загальний обсяг утворених відходів у регіоні, тис. т	1729,8	790,4	650,0	729,2	668,5	301,8
Добувна промисловість і розроблення кар'єрів, тис. т (у т. ч. видобуток сирої нафти та природного газу)	1450,2	580,1	460,3	510,5	445,2	192,4
– питома вага добувної промисловості у загальному обсязі, %	83,9	73,4	70,8	70,0	66,6	63,7
Інші галузі (переробна промисловість, енергетика, сільське господарство, ЖКГ тощо), тис. т	279,6	210,3	189,7	218,7	223,3	109,4
– питома вага інших галузей, %	16,1	26,6	29,2	30,0	33,4	36,3

Таблиця 2

Динаміка утворення та структури поводження з відходами I–IV класів небезпеки в Івано-Франківській області у 2020–2025 роках

Показник	2020	2021	2022	2023	2024	2025
Утворено відходів, тис. т	1729,8	790,4	650,0	729,2	668,5	301,8
у т. ч. небезпечних, т	–	–	–	–	5079,8	4554,7
Утилізовано / відновлено, тис. т	525,3	499,0	453,0	512,0	706,3	240,8
Спалено, тис. т	49,9	49,3	45,8	58,4	170,9	270,4
у т. ч. для отримання енергії, тис. т	48,4	48,6	45,2	57,8	–	–
Видалено у спеціально відведені місця, тис. т	1164,3	253,2	146,5	168,7	202,5	206,8
у т. ч. на полігони, тис. т	–	250,8	145,4	168,3	–	–
Передано для утилізації, тис. т	–	159,2	135,8	203,4	–	–
Передано для видалення, тис. т	–	52,6	52,6	–	–	–
Зібрано / отримано зі сторони, тис. т	–	366,9	330,3	329,2	–	–
Відношення відновлених до утворених, %	30,4	63,2	69,7	70,2	105,7	79,8
Відношення видалених до утворених, %	67,3	32,0	22,5	23,1	30,3	68,5
Відношення спалених до утворених, %	2,9	6,2	7,1	8,0	25,6	89,6

ISSN: 2306-9716 (Print), ISSN: 2664-6110 (Online)

подарського обігу, що зумовлює необхідність детального аналізу динаміки порушення та рекультивації земельного фонду у зонах видобутку (табл. 3).

Загальна площа земель, безпосередньо зайнятих під об'єктами нафтогазової інфраструктури (свердловинами, технологічними майданчиками, складами та трасами комунікацій) в Івано-Франківській області протягом 2020–2025 рр., залишалася відносно стабільною, коливаючись у межах 2,12–2,15 тис. га. Водночас динаміка щорічного порушення земель демонструє поступове зниження обсягів появи нових техногенних ділянок (з 12,4 га у 2020 році до 4,2 га у 2025 році), що пов'язано зі стабілізацією або локальним скороченням масштабів бурових робіт у регіоні. Проте ключовою екологічною проблемою залишається сповільнений темп рекультивації. Обсяги відновлених за рік земель є нестабільними: після короткочасного піку у 2021 році (20,4 га) показники рекультивації значно скоротилися (до 1,7 га у 2023 році), дещо активізувавшись у 2024–2025 роках (11,6 га та 9,5 га відповідно). Особливо тривожною є низька частка біологічної рекультивації (у середньому 0,5–5,5 га на рік), яка є критично важливою для відновлення родючості ґрунтів і повноцінного відновлення порушених ландшафтів Карпатського регіону. Це вказує на переважання технічного етапу відновлення та недостатню увагу до повного біологічного відновлення екосистем у зонах впливу нафтопромислових об'єктів.

Просторово-територіальне вилучення земель і сповільнені темпи їх рекультивації неминуче супроводжуються глибокими геохімічними змінами у середовищі. Постійний техногенний пресинг об'єктів нафтогазової інфраструктури формує стійкі осередки вторинного забруднення, що зумовлює необхідність оцінювання рівня хімічного навантаження на основні компоненти ландшафтів. Як свідчать дані моніторингових спостережень, наведених у таблиці 4, експлуатація родовищ вуглеводнів в Івано-Франківській області спричиняє суттєве погіршення екологічного стану ґрунтового покриву та локальних водно-акумулятивних комплексів.

У зонах впливу нафтопромислових об'єктів зафіксовано значне накопичення загрозливих компонентів у ґрунтах. Середньозважені концентрації нафтопродуктів перевищують фонові значення у 4,0–14,0 раза (досягаючи 840–850 мг/кг), що пояснюється технологічними витоками, розливами та порушенням правил поводження з буровими штамами. Одночасно виявлено підвищений вміст хлоридів (перевищення у 3,0–6,0 разів) та валових форм важких металів (сумарно Pb, Cd, Cu, Zn – у 2,5–4,0 рази), що пов'язано з використанням мінералізованих технологічних розчинів під час буріння.

Наслідком міграційних процесів та фільтрації забруднювачів із приповерхневих накопичувачів є трансформація режиму підземних і поверхневих вод у локальних водоносних горизонтах. Найбільш критичним показником є концентрація нафтопродуктів у воді, яка перевищує допустимі нормативи у 7,0–36,0 разів (до 1,80 мг/дм³). Загальна мінералізація та вміст хлоридів у водних об'єктах також зростають у 2,5–6,0 разів порівняно з фоновими показниками.

Отримані дані підтверджують формування локальних геохімічних аномалій техногенного генезису в межах Карпатського нафтогазоносного

Таблиця 3

Динаміка порушення та рекультивації земель нафтовидобувного комплексу в Івано-Франківській області (2020–2025 рр.)

Показник	2020	2021	2022	2023	2024	2025
Площа земель під об'єктами інфраструктури нафтовидобутку (свердловини, майданчики, склади, траси), га	2145,0	2150,2	2130,0	2138,5	2142,0	2125,4
Площа порушених земель (на початок року), га	184,2	190,5	178,3	185,0	192,4	188,1
Новопорушені землі за рік, га	12,4	8,2	6,5	9,1	7,3	4,2
Рекультивовано земель за рік, га	6,1	20,4	3,8	1,7	11,6	9,5
– у т. ч. біологічно рекультивованих, га	2,0	5,5	1,0	0,5	4,2	3,1

Таблиця 4

Показники хімічного навантаження на компоненти ландшафтів у зонах нафтовидобутку Івано-Франківської області

Компонент ландшафту / Показник забруднення	Фонове значення	Середньозважені концентрації в зонах впливу промислових об'єктів	Кратність перевищення фону або ГДК / ПДК
Ґрунти:			
нафтопродукти, мг/кг	45,0–60,0	240,0–850,0	у 4,0–14,0 раза
хлориди, мг/кг	30,0–50,0	120,0–310,0	у 3,0–6,0 разів
важкі метали (суммарно: Pb, Cd, Cu, Zn), мг/кг	15,0–25,0	45,0–95,0	у 2,5–4,0 рази
Підземні та поверхневі води (локальні водоносні горизонти):			
нафтопродукти, мг/дм³	< 0,05	0,35–1,80	у 7,0–36,0 разів
загальна мінералізація / хлориди, мг/дм³	200–400	900–2400	у 2,5–6,0 разів

району. Це вимагає розробки та впровадження превентивних заходів екологічної безпеки, модернізації систем зберігання відходів та посилення моніторингу за станом ландшафтів.

Головні висновки. Видобувна промисловість, зокрема нафтогазовидобувний сектор, виступає головним структуроутворювальним чинником техногенного пресингу в регіоні, визначаючи масштаб генерації відходів і зумовлюючи стійку просторову трансформацію природних ландшафтів Карпатського нафтогазоносного району. На тлі загального скорочення абсолютних обсягів утворення відходів у динаміці спостерігаються глибокі структурні зрушення у способах їх поводження. Зокрема, інтенсифікація процесів відновлення та водночас стрімке зростання питомої ваги термічної обробки свідчать про перехід регіональної системи від традиційного екстенсивного полігонного захоронення до активного спалювання та рекуперації, що потребує посилення технологічного контролю за стаціонарними джерелами викидів.

Аналіз землекористування та геохімічного стану довкілля доводить, що стабільне територіальне закріплення нафтогазової інфраструктури супроводжується дисбалансом між темпами вилучення та відновлення земель. Недостатні обсяги повноцінної біологічної рекультивації гальмують природне самовідновлення дерново-підзолистих та буроземних ґрунтів, створюючи передумови для деградації локальних екосистем. Водночас виявлені стійкі геохімічні аномалії свідчать про формування локальних осередків екологічного ризику в зонах впливу нафтопромислових об’єктів. Міграційні процеси та фільтрація забруднювачів із приповерхневих сховищ зумовлюють глибоку трансформацію як ґрунтового покриву, так і суміжних гідрологічних об’єктів.

Перспективи використання результатів дослідження. Отримані результати підтверджують необхідність концептуального перегляду регіональної екологічної політики у сфері поводження з промисловими відходами. Стратегічними пріоритетами для мінімізації антропогенного впливу на ландшафти мають стати впровадження замкнених циклів виробництва, модернізація технологій знешкодження специфічних шламів, посилення комплексного моніторингу підземних вод і ґрунтів, а також законодавче закріплення обов’язкових етапів біологічної реабілітації порушених земель на завершальних стадіях експлуатації родовищ вуглеводнів.

Література

1. Грицуляк Г. М., Коцюбинський А. О., Линник Д. О., Грицуляк В. М. та ін. Ризики деградації ґрунтів у системі екологічної безпеки Івано-Франківської області. *Екологічна безпека та технології захисту довкілля*. 2025. № 8. С. 63-71. https://doi.org/10.31073/ecobezpeka202508-09
2. Лопушняк В., Грицуляк Г., Тонха О., Меньшов О., Піковська О., Сичевський С. Вміст важких металів у ґрунтах нафтозабруднених територій Передкарпаття. *Вісник Київського національного університету імені Тараса Шевченка. Геологія*. 2021. № 2(93). С. 83–88. https://doi.org/10.17721/1728-2713.93.09
3. Регіональний план управління відходами в Івано-Франківській області до 2034 року. https://www.if.gov.ua/storage/app/sites/24/uploaded-files/rpuv-if-2034-vid-02022026.pdf
4. Kuzmenko E., Bagriy S., Fedoriv V., Shtogrin M., Dzoba U. Determination of the petroleum pollution sources for groundwater (on the example of Solotvin territory in the Precarpathians). *Visnyk of Taras Shevchenko National University of Kyiv. Geology*. 2019. Vol. 3(86). P. 40–47 https://doi.org/10.17721/1728-2713.86.06.
5. Lopushniak V., Polutrenko M., Hrytsuliak H. et al. Accumulation of Heavy Metals in *Silphium Perfoliatum* L. for the Cultivation of Oil-Contaminated Soils. *Ecological Engineering & Environmental Technology*. 2022. Vol. 23, No. 3. P. 30–39. https://doi.org/10.12912/27197050/147145
6. Poberezhna L., Karavanovych K., Krekhovetska I. Dendroindication of petroleum soil contamination. Environmental Problems. 2021. Vol. 6, No. 2. P. 93–101. https://doi.org/10.23939/ep2021.02.093
7. Poberezhny L., Karavanovych K., Chupa V., Rybaruk R. Increasing the level of environmental safety of drilling sludge storages. *Environmental Problems*. 2021. Vol. 6, No. 2. P. 102–109. https://doi.org/10.23939/ep2021.02.102.

Дата першого надходження статті до видання: 14.10.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 04.11.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 23.11.2026

УДК 574.5:581.526.4:504.064(477.46)
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.6-69.55

ОЦІНКА СТРУКТУРНО-ФУНКЦІОНАЛЬНОЇ ТРАНСФОРМАЦІЇ ФІТОЦЕНОЗІВ У ЗОНІ ВПЛИВУ ПОЛІГОНУ ТВЕРДИХ ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ

Гурський І.М. (orcid.org/0000-0002-3822-3889),
Парубок В.О. (orcid.org/0009-0007-5350-3823)
Уманський національний університет
вул. Інститутська, 1, 20300, м. Умань
gurskyivet@gmail.com, PARUBOKVIT@ukr.net

У статті досліджено закономірності просторової трансформації та деструкції рослинного покриву під впливом тривалого функціонування регіонального об'єкта накопичення відходів на прикладі полігону твердих побутових відходів міста Умань. На основі комплексних геоботанічних і екологічних досліджень, виконаних уздовж трансекти від джерела забруднення до контрольної фонової ділянки, встановлено особливості перебігу сукцесійних процесів та характер антропогенного впливу на прилеглі наземні екосистеми. Виявлено, що ближня п'ятдесятиметрова зона зазнає тотальної рудералізації, де питома вага агресивних синантропних та інвазивних видів сягає 79 відсотків, що супроводжується критичним зниженням видового різноманіття та вирівненості через токсичний вплив фільтратів і руйнування ґрунтового покриву. За допомогою регресійного аналізу доведено тісний зв'язок між відстанню від джерела забруднення та поступовим відновленням структурної організації фітоценозів, що підтверджується високими коефіцієнтами детермінації для видового багатства, індексу Шеннона та частки рудералів. У міру віддалення до контрольної зони інтенсивність техногенного тиску закономірно зменшується, частка рудеральної компоненти скорочується до 10 відсотків, а показники ценотичного різноманіття стабілізуються, що свідчить про відновлення природного конкурентного середовища та автогенної динаміки рослинності. Установлені біоіндикаційні маркери дають змогу чітко розмежувати зони критичної деструкції та відносного ценотичного комфорту екосистем. Отримані математичні моделі та кількісні критерії просторової деформації архітектоніки фітоценозів є науковим підґрунтям для розрахунку реального радіуса техногенного впливу, оптимізації меж санітарно-захисних зон, вдосконалення регіонального екологічного моніторингу та розробки практичних рекомендацій щодо фіторекультивації порушених земель у Центральному Лісостепу України. *Ключові слова:* полігон ТПВ, фітоценоз, рудералізація, індекс Шеннона, індекс Пієлу, техногенний градієнт, екологічний моніторинг.

Assessment of the Structural and Functional Transformation of Phytocenoses in the Impact Zone of a Municipal Solid Waste Landfill. Hurskyi I., Parubok V.

The article investigates the patterns of spatial transformation and degradation of vegetation cover under the long-term operation of a regional waste accumulation facility, using the municipal solid waste landfill of Uman as a case study. Based on comprehensive geobotanical and ecological research conducted along a transect from the pollution source to a control background plot, the features of successional processes and the nature of anthropogenic impact on adjacent terrestrial ecosystems were established. It was revealed that the nearest fifty-meter zone undergoes total ruderalization, where the proportion of aggressive synanthropic and invasive species reaches 79 percent, accompanied by a critical decline in species diversity and evenness due to the toxic effect of leachates and soil cover destruction. Regression analysis proved a close relationship between the distance from the pollution source and the gradual recovery of the structural organization of phytocenoses, which is confirmed by high coefficients of determination for species richness, the Shannon index, and the proportion of ruderal species. As the distance to the control zone increases, the intensity of technogenic pressure naturally decreases, the share of the ruderal component drops to 10 percent, and indicators of diversity stabilize, indicating the restoration of the natural competitive environment and autogenic vegetation dynamics. The established bioindication markers make it possible to clearly demarcate the zones of critical degradation and relative coenotic comfort of ecosystems. The obtained mathematical models and quantitative criteria for the spatial deformation of phytocenosis architectonics serve as a scientific basis for calculating the actual radius of technogenic impact, optimizing the boundaries of sanitary protection zones, improving regional environmental monitoring, and developing practical recommendations for the phytoremediation of disturbed lands in the Central Forest-Steppe of Ukraine. *Key words:* landfill, phytocenosis, ruderalization, Shannon index, Pielou index, technogenic gradient, environmental monitoring.

Постановка проблеми. Швидке зростання обсягів утворення твердих побутових відходів та неналежна експлуатація місць їх видалення призводять до виникнення осередків інтенсивного техногенного тиску на навколишнє середовище [1]. Полігони твердих побутових відходів є складними багаторівневими джерелами екологічної небезпеки, що здійснюють комплексний токсичний, хімічний та механічний вплив на прилеглі території [2, 3]. Найбільш вразливою ланкою наземних екосистем у зонах впливу таких об'єктів є рослинний покрив, який першим зазнає структурно-функціональних трансформацій. Постійний деструктивний вплив фільтрату та занесення відходів спричиняють деградацію природних фітоценозів, втрату видового багатства та масову рудералізацію флори [4]. У цьому контексті ключо-

© Гурський І.М., Парубок В.О., 2026
Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY 4.0

вою проблемою є брак комплексних кількісних критеріїв для оцінки просторової деформації внутрішньої архітектоніки рослинних угруповань у міру віддалення від полігону, що ускладнює визначення реальних меж зонального впливу сміттєзвалищ та обґрунтування природоохоронних заходів.

Актуальність дослідження. Актуальність теми зумовлена необхідністю розробки науково обґрунтованого підходу до оцінки та мінімізації екологічних ризиків, пов'язаних із тривалою експлуатацією полігонів твердих побутових відходів у межах аграрно-індустріальних регіонів України, зокрема центральної її частини. Уманський полігон твердих побутових відходів є типовим прикладом регіонального об'єкта накопичення відходів, тривалий вплив якого на прилеглі фітоценози потребує детального геоботанічного та екологічного аналізу. Використання математично обґрунтованих показників структурного різноманіття та аналіз рівнів рудералізації дозволяють встановити закономірності самовідновлення екосистем і встановити об'єктивні межі зони деструкції. Отримані дані є необхідним підґрунтям для вдосконалення системи регіонального екологічного моніторингу, оптимізації меж санітарно-захисних зон та розробки практичних рекомендацій щодо фіторекультивації й екологічного відновлення порушених земель.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Роботу підготовлено з межах наукових досліджень кафедри екології Уманського національного університету у рамках виконання НДР «Розробка методологічних підходів і практичного механізму екологічно-збалансованого природокористування» (№ держреєстрації 0108U009772).

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Проблема деструкції та синантропізації рослинного покриву в зонах впливу локальних джерел техногенного навантаження – і, зокрема, полігонів твердих побутових відходів – посідає чільне місце в сучасних дослідженнях з геоботаніки та фітоекології. У вітчизняній науковій традиції дослідженням синантропізації та рудералізації рослинності присвячено фундаментальні праці Я. П. Дідуха [5], В. В. Протопопової та М. В. Шевери [6]. Наявні у їхніх працях концептуальні положення свідчать, що антропогенний прес руйнує природні екологічні ніші, формуючи екстремальний екотоп, у якому перевагу отримують експлеренти та високоадаптивні види-інвазори. Безпосередньо вивченням закономірностей естественной сукцесії та фіторекультиваційного потенціалу на об'єктах захоронення відходів Західного Лісостепу та Полісся займалися В. В. Попович [7] та інші автори [8].

У зарубіжній науковій спільноті концепція аналізу техногенного градієнта за допомогою математичних індексів біорізноманіття розробляється вельми активно. Праці M. Vaverková та ін. [9, 10], присвячені моніторингу муніципальних полігонів у Центральній та Східній Європі, переконують, що хімічне забруднення ґрунтів і фільтрат створюють ізольовані зональні «плями» деструкції. Зарубіжні автори підкреслюють, що біоіндикаційні показники є більш чутливими маркерами екотопічного стресу, ніж проста видова насиченість. Зокрема, дослідження впливу звалищ на прилеглу флору доводять, що локальні порушення та просторове розташування (інтервал відстаней) виступають головними драйверами витіснення аборигенних видів інвазивними синантропами [11].

Незважаючи на наявний пласт наукових праць, розрізненими залишаються дані щодо математичного співвідношення між коефіцієнтами математичної детермінації просторового згасання рудералізації та динамікою структурних індексів фітоценозів. Більшість існуючих праць [12, 13] аналізують сукцесію або безпосередньо на локальному середовищі полігону, або вивчають загальне забруднення без побудови трансектних математичних моделей лінійного чи експоненційного відновлення видового багатства у просторовому вимірі.

Таким чином, брак комплексних порівняльних праць, які б поєднували кількісний математично-статистичний аналіз ценотичних індексів із якісними показниками частки рудеральної компоненти вздовж трансекти від 50 до 3500 м у специфічних умовах Центрального Лісостепу України, зумовлює високу актуальність та науково-практичну цінність даного дослідження.

Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Попри значну кількість праць, присвячених вивченню екологічних наслідків функціонування об'єктів захоронення відходів, невирішеною частиною загальної проблеми залишається брак комплексних кількісних оцінок просторової деформації внутрішньої архітектоніки та ценотичної структури рослинного покриву у міру віддалення від джерела техногенного впливу.

Новизна. Наукова новизна отриманих результатів полягає у тому, що вперше для умов центральної частини України здійснено комплексну кількісну та якісну оцінку трансформації структурної організації фітоценозів уздовж зони впливу забруднення, встановлено математичні залежності між відстанню від джерела забруднення та коефіцієнтами видового різноманіття (індекс Шеннона) й вирівненості (індекс Піелу), а також математично обґрунтовано просторові межі тотальної рудералізації прилеглих екосистем і радіус відносної стабілізації їхнього ценотичного стану.

Методологічне або загальнонаукове значення. Методологічне та загальнонаукове значення отриманих результатів полягає у формалізації та верифікації універсальних закономірностей деструкції та самовідновлення фітоценозів уздовж зони розповсюдження забруднення, що розширює теоретичні уявлення сучасної прикладної екології про межі стійкості й буферну ємність наземних екосистем

у зонах впливу джерел інтенсивного антропогенного навантаження.

Викладення основного матеріалу. Проведені натурні дослідження просторового розподілу антропогенного навантаження в зоні впливу полігону твердих побутових відходів (ТПВ) міста Умані засвідчили наявність глибоких трансформацій у прилеглих екосистемах, які мають чітко виражений градієнтний характер залежно від відстані до джерела забруднення.

Оцінка трансформації фітоценозів у зоні впливу полігону твердих побутових відходів м. Умань здійснювалася за загальноприйнятими геоботанічними та екологічними методами уздовж техногенного градієнта. Польові дослідження базувалися на закладанні трансект від межі полігону вглиб прилеглих екосистем на фіксованих відстанях (50, 150, 300, 500, 750, 1000, 2000 та 3500 м, остання з яких приймалася за контрольну фонову ділянку). Для кількісної оцінки ступеня дестабілізації угруповань обчислювалися екологічні індекси: індекс видового різноманіття Шеннона та індекс вирівненості Піелу, що дозволило комплексно охарактеризувати рівень антропогенної трансформації рослинного покриву (рис. 1).

Графічний аналіз просторового розподілу екологічних параметрів чітко демонструє закономірне відновлення структурної організації фітоценозів у міру віддалення від джерела техногенного впливу. Отримана лінійна модель із високим коефіцієнтом детермінації (R^2=0,7318) підтверджує тісний зв'язок між відстанню від джерела забруднення та ступенем відновлення рослинного покриву.

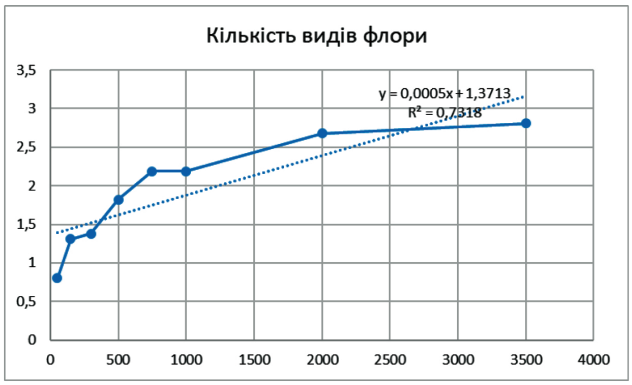


Рис. 1. Залежність кількості видів флори в фітоценозах залежно від віддаленості від полігону твердих побутових відходів

Якщо попередній графік демонстрував загальне зростання видового багатства у міру віддалення від полігону, то динаміка частки рудеральних і синантропних видів розкриває якісний бік цієї трансформації (рис. 2). На графіку чітко простежується зворотна тенденція: зі збільшенням відстані від джерела забруднення питома вага рудеральної компоненти стрімко знижується, що описується лінійною регресією із помірним коефіцієнтом детермінації (R^2 = 0,5524), який відображає поступове згасання антропогенного впливу на фітоценози.

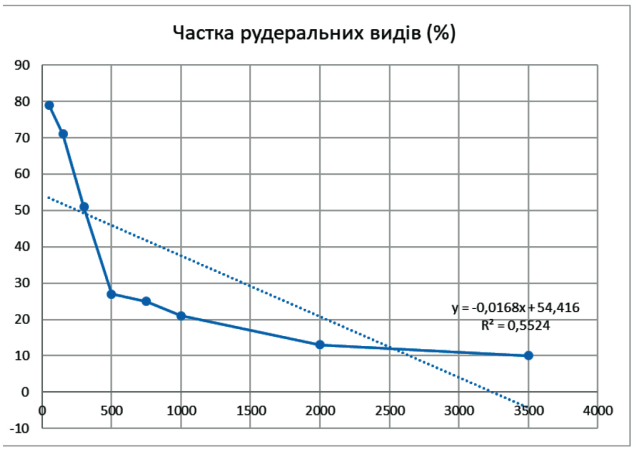
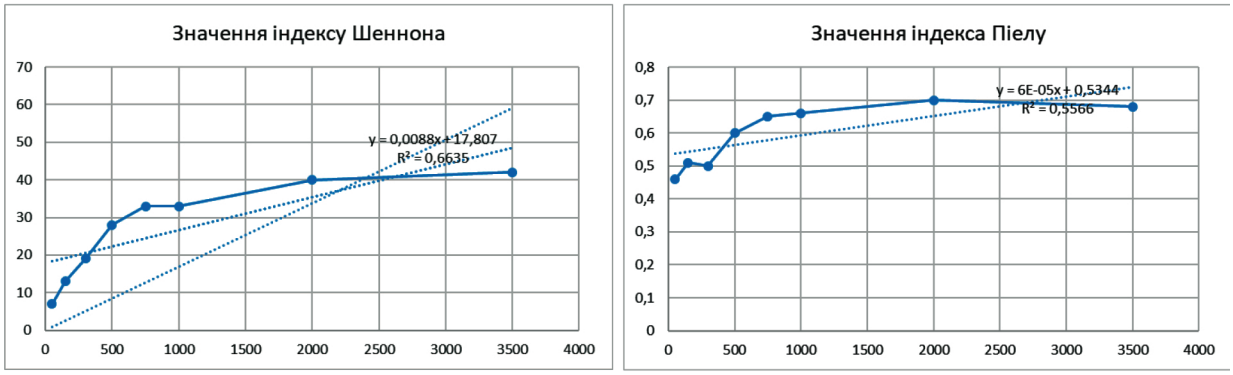


Рис. 2. Просторовий розподіл частки рудеральних видів у фітоценозах прилеглих до полігону ТПВ територій

Отримані дані свідчать про те, що екологічний простір навколо уманського полігону ТПВ у радіусі ближньої зони зазнає тотальної рудералізації, де частка агресивних синантропних та інвазивних видів сягає 79% за мінімальної відстані (50 м). Причинами цього є постійне надходження поживних речовин і токсикантів із фільтратами, механічне порушення ґрунтового покриву та занесення насіння легкими фракціями відходів, що створює сприятливі виключно для рудералів умови і повністю пригнічує чутливу аборигенну флору.

У міру віддалення до контрольної зони (3500 м) питома вага рудеральних видів закономірно скорочується до 10%, поступаючись місцем збалансованим лучним угрупованням. Зменшення частки бур'янів пояснюється розсіюванням забруднюючих речовин у довкіллі та відновленням природного конкурентного середовища, за якого типові багаторічні трави витісняють стійкі екоситемні деструктори, підтверджуючи необхідність екологічної реабілітації прилеглих територій.

Для глибшої оцінки структурної організації рослинного покриву вздовж техногенного градієнта було проаналізовано динаміку показників екологічного різноманіття та рівномірності розподілу видів (рис. 3). На першому графіку (А) наведено просторовий розподіл індексу Шеннона, тренд якого апроксимується регресійною моделлю із коефіцієнтом детермінації R^2=0,6635, що підтверджує стійке зростання складності фітоценозів у міру віддалення від джерела забруднення. На другому графіку (Б) відображено динаміку індексу вирівненості Піелу (R^2=0,5566), яка демонструє послідовне вирівнювання чисельності компонентів угруповання та зменшення ступеня надмірного домінування окремих видів.



А *Б*

Рис. 3. Зміна структурної організації рослинного покриву (індекси Шеннона і Пієлу) залежно від віддаленості від полігону ТПВ

Отримані значення індексу Шеннона (від критично низьких 0,84 у 50-метровій зоні до 2,81 на контрольній ділянці) та індексу Пієлу (від 0,46 до 0,68 відповідно) переконливо свідчать про глибоку деструкцію ценотичної структури біля полігону ТПВ м. Умань. Головною причиною такого зниження різноманітності та вирівненості є потужний токсичний вплив фільтратів і повітряного забруднення, що створює екстремальні умови для існування більшості аборигенних видів і призводить до повного домінування кількох стійких рудеральних супердомінантів.

У міру віддалення від сміттєзвалища інтенсивність техногенного навантаження суттєво зменшується, що дозволяє відновитися природній конкурентній рівновазі між видами та формувати стабільні, збалансовані фітоценози з високою структурною складністю. Це доводить, що антропогенний вплив полігону дестабілізує не лише видовий склад, а й внутрішню архітектоніку прилеглих екосистем, вимагаючи впровадження жорстких захисних заходів і рекультивації.

Головні висновки. Дослідження просторового розподілу антропогенного навантаження в зоні впливу полігону твердих побутових відходів м. Умані засвідчили наявність чітко вираженого техногенного градієнта, що спричиняє глибокі трансформації прилеглих екосистем: у ближній 50-метровій зоні під дією фільтратів і механічних порушень відбувається тотальна рудералізація рослинного покриву (частка синантропних видів досягає 79%) з критичним падінням видового різноманіття та вирівненості (індекси Шеннона та Пієлу становлюють 0,84 і 0,46 відповідно), тоді як у міру віддалення до контрольної ділянки (3500 м) інтенсивність техногенного тиску послаблюється, забезпечуючи відновлення природного конкурентного середовища, зниження частки рудералів до 10% та формування стабільних, структурно складних і вирівняних угруповань, що обґрунтовує необхідність впровадження комплексних заходів з екологічної реабілітації прилеглих територій.

Перспективи використання результатів дослідження. Практичне значення та перспективи використання отриманих результатів полягають у науковому обґрунтуванні меж санітарно-захисної зони полігону ТПВ м. Умань, розробці ефективних програм фіторекультивації порушених земель із доборо м стійкого асортименту аборигенних видів рослин, а також у використанні встановлених індикаторних показників як біоіндикаційного інструменту для проведення систематичного екологічного моніторингу прилеглих екосистем та прийняття обґрунтованих управлінських рішень.

Література

1. Seyyed Mahdi Hosseini Beinabaj, Hossein Heydariyan, Hamed Mohammad Aleii, Ali Hosseinzadeh. Concentration of heavy metals in leachate, soil, and plants in Tehran's landfill: Investigation of the effect of landfill age on the intensity of pollution. *Heliyon*, 2023. Volume 9, Issue 1. https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e13017
2. Плаксіна А. О. Березуцький В.В. Вплив полігонів ТПВ на навколишнє середовище. *Безпека людини в сучасних умовах*: матеріали доп. 7-ї Міжнар. наук.-метод. конф. та 105 Міжнар. конф. Європейської асоціації безпеки (EAS), 3-4 груд. 2015 р. Харків: НТУ «ХПІ», 2015. С. 246–251.
3. Munirah Hussein, Kenichi Yoneda, Zuhaida Mohd-Zaki, Amnorzahira Amir, NorÁzizi Othman. Heavy metals in leachate, impacted soils and natural soils of different landfills in Malaysia: An alarming threat. *Chemosphere*, 2021. Volume 267. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128874
4. Іваненко Дмитро, Трембіцький Дмитро, Цейтлін Мусій, Сакун Антоніна. Комплексний аналіз екологічного впливу полігонів твердих відходів на природні системи. *Природнича освіта та наука*, 2025. С. 100–104. https://doi.org/10.32782/NSER/2025-2.16.

5. Дідух Я. П. Оцінка стійкості та ризиків втрати екосистем. *Наукові записки НаУКМА*, 2014. Т. 158: Біологія та екологія. С. 54–60.
6. Протопопова В.В., Мосякін С.Л., Шевера М.В. Фітоінвазії в Україні як загроза біорізноманіттю: сучасний стан і завдання на майбутнє. Київ: Інститут ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України. 2002. 28 с.
7. Попович В. В. Екологічна небезпека фільтрату сміттєзвалищ. *Екологічна безпека як основа сталого розвитку суспільства. Європейський досвід і перспективи*: ІІ Міжнародна науково-практична конференція, 4–6 листопада 2015 р., Львів. С. 165–166.
8. Сагдєєва О. А., Крусір Г. В.,. Цикало А. Л. Оцінка рівня екологічної небезпеки звалищ твердих муніципальних відходів. *Екологічна безпека*, 2018. № 1. С. 75–83.
9. Vaverková Magdalena, Adamcová Dana, Zloch Jan, Radziemska Maja, Berg Agnieszka, Voběrková Stanislava, Maxianová Alžbeta. Impact of Municipal Solid Waste Landfill on Environment – a Case Study. *Journal of Ecological Engineering*, 2018. 19. P. 55–68. https://doi.org/10.12911/22998993/89664.
10. Vaverková M.D., Paleologos E.K., Adamcová D., Podlasek A., Pasternak G., Červenková J., Skutnik Z., Koda E., Winkler J. Municipal solid waste landfill: Evidence of the effect of applied landfill management on vegetation composition. *Waste Manag. Res*., 2022. 40. P. 1402–1411. https://doi.org/10.1177/0734242X221079304
11. Mora Mieles V., Herrera I., Panchana K., Dillon I., Vargas A., Espinoza-Maticurena A., López-Pujol J. Plant Community Composition and Species Richness Along Disturbance Gradients in a Municipal Open-Air Rubbish Dump in Coastal Ecuador. *Diversity*, 2026. 18. 492. https://doi.org/10.3390/d18080492.
12. Winkler J., Vaverková M.D., Koda E. Waste-derived ecosystems: Vegetation responses and sustainability challenges. *Environ. Conserv*., 2026. 53. P. 51–56. https://doi.org/10.1017/S0376892926100320
13. Pyšek P., Jarošík V., Hájek M., Wild J. Diversity of native and alien plant species on rubbish dumps: Effects of dump age, environmental factors and toxicity. *Divers. Distrib*., 2003. 9. P. 177–189.

Дата першого надходження статті до видання: 16.10.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 04.11.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 23.11.2026

УДК 502.1:628.4:005(477)
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.6-69.56

АЛГОРИТМИ ФОРМУВАННЯ ЕКОЛОГІЧНО ОРІЄНТОВАНОЇ МОДЕЛІ УДОСКОНАЛЕННЯ СИСТЕМИ УПРАВЛІННЯ ВІДХОДАМИ В УКРАЇНІ

Козаченко Т.П. (orcid.org/0000-0003-3875-4804)
Державна наукова установа «Інститут екологічного відновлення та розвитку України»
вул. Митрополита Василя Липківського, 35, корп. 2, 03035, м. Київ
erdu@ukr.net

Розглянуто методологічні підходи до формування екологічно орієнтованої моделі управління відходами в Україні та обґрунтовано необхідність комплексного вдосконалення її організаційних, економічних, технологічних та інституційних складових. Встановлено, що ефективність системи управління відходами визначається не лише раціональністю управлінських рішень, а й рівнем їх екологічної спрямованості, здатністю забезпечувати запобігання утворенню відходів, скорочення обсягів їх захоронення, розширення повторного використання та перероблення ресурсів. Запропоновано чотири альтернативні алгоритми формування екологічно орієнтованої моделі управління відходами: аналітично-ієрархічний, циклічної оптимізації, процесно-інтегративний та інтегративно-стратегічний. Кожен із них передбачає власну послідовність управлінських етапів і механізмів реалізації екологічних пріоритетів. Їх застосування створює методичні передумови для систематизації управлінських рішень, узгодження діяльності учасників системи та врахування екологічних наслідків під час планування заходів у сфері управління відходами. На підставі порівняльного аналізу чотирьох алгоритмів формування екологічно орієнтованої моделі удосконалення системи управління відходами доведено, що найбільш доцільним для застосування в Україні є інтегративно-стратегічний алгоритм, який поєднує стратегічне прогнозування, багаторівневу координацію управління, технологічні інновації та міжсекторальну взаємодію. Його особливістю є можливість узгодження екологічних цілей із соціально-економічними пріоритетами розвитку територій та довгостроковими завданнями трансформації системи управління відходами. Обґрунтовано використання інтегративно-стратегічного алгоритму формування екологічно орієнтованої системи управління відходами для України як базової методології для всієї країни, що дозволить сформувати стійку, адаптивну та ефективну систему управління відходами, орієнтовану на довгостроковий розвиток України; сприяти визначенню екологічних пріоритетів, обґрунтуванню напрямів розвитку інфраструктури та підвищенню узгодженості заходів у сфері охорони довкілля. *Ключові слова:* відходи, охорони довкілля, алгоритми, управління відходами, екологічно орієнтована система, модель удосконалення системи

Algorithms for developing an ecologically oriented model to improve the waste management system in Ukraine. Kozachenko T.

The study examines methodological approaches to developing an environmentally oriented waste management model in Ukraine and substantiates the need for a comprehensive improvement of its organizational, economic, technological, and institutional components. It is established that the effectiveness of a waste management system is determined not only by the rationality of management decisions but also by the extent to which they are environmentally oriented–specifically, their capacity to prevent waste generation, reduce landfill disposal volumes, and expand the reuse and recycling of resources. Four alternative algorithms for developing an environmentally oriented waste management model are proposed: the analytical-hierarchical, cyclic optimization, process-integrative, and integrative-strategic approaches. Each entails a distinct sequence of management stages and mechanisms for implementing environmental priorities. Applying these approaches establishes a methodological foundation for systematizing management decisions, coordinating the activities of system stakeholders, and accounting for environmental impacts when planning waste management initiatives. Based on a comparative analysis of these four algorithms, it is concluded that the integrative-strategic approach is the most suitable for implementation in Ukraine, as it combines strategic forecasting, multi-level management coordination, technological innovation, and cross-sectoral interaction. A key feature of this approach is its capacity to align environmental goals with the socio-economic development priorities of specific territories, as well as with the long-term objectives for transforming the waste management system. The study substantiates the use of an integrative-strategic algorithm for developing an environmentally oriented waste management system in Ukraine–serving as a foundational methodology for the entire nation. This approach facilitates the creation of a sustainable, adaptive, and efficient waste management system geared toward Ukraine's long-term development; it also aids in defining environmental priorities, justifying infrastructure development directions, and enhancing the coherence of environmental protection measures. *Key words:* waste, environmental protection, algorithms, waste management, environmentally oriented system, system improvement model.

Постановка проблеми. Сучасний стан системи управління відходами, який склався в Україні, характеризується необхідністю комплексної трансформації організаційних, економічних, технологічних та інституційних механізмів її функціонування. За словами Міністра економіки, довкілля і сільського господарства України (02.01.2026р.)[1]: «Щороку в Україні утворюється понад 460 млн т онн відходів: 85% - від видобувної промисловості, ще

[1] Понад 460 млн тонн відходів щороку утворюється в Україні – очільник Мінекономіки. 02.01.2026 р. ДА Інтерфакс-Україна. URL:https://interfax.com.ua/news/general/1133192.html

© Козаченко Т.П., 2026
Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY 4.0

11% – від переробної. Але найбільш «відчутна» для людей і громад частина - побутові відходи: це понад 10 млн тонн на рік, і ми переробляємо лише близько 8–10%. Решта їде на полігони, тобто ми буквально захоронюємо економічні можливості замість того, щоб перетворювати відходи на ресурс».

Зростання обсягів утворення відходів, недостатній рівень їх сортування та перероблення, значна залежність від захоронення, нерівномірність розвитку відповідної інфраструктури й обмеженість фінансових ресурсів зумовлюють потребу в пошуку ефективних моделей управління. Додатковими чинниками є наслідки воєнних дій, руйнування інфраструктури, виникнення значних обсягів відходів руйнування та необхідність узгодження національної системи з європейськими принципами управління відходами. За таких умов удосконалення системи управління відходами потребує не лише впровадження окремих технічних або організаційних заходів, а й розроблення комплексного методологічного підходу до формування відповідної моделі управління. Важливо забезпечити узгодженість рішень на національному, регіональному та місцевому рівнях, визначити функції й відповідальність учасників системи, сформувати дієві механізми фінансування, стимулювання перероблення, цифрового моніторингу та контролю за досягненням установлених цілей.

Водночас проблема полягає у відсутності універсального алгоритму формування екологічно орієнтованої моделі вдосконалення системи управління відходами, який одночасно враховував би екологічні, економічні, технологічні, інституційні та соціальні критерії, специфіку територіального розвитку й обмеженість ресурсів. Використання окремих підходів, таких як системний аналіз, процесне управління, стратегічне планування або математична оптимізація, дає змогу розв'язувати певні завдання, проте потребує їх методологічного узгодження для комплексного оцінювання альтернатив і вибору найбільш обґрунтованого варіанта. Особливої актуальності набуває проблема формалізації процедури вибору алгоритму вдосконалення системи управління відходами.

Перехід від існуючої практики поводження з відходами до системи управління ними вимагає прийняття і реалізації радикальних рішень на законодавчому та виконавчому рівнях ієрархії управління (керування), запровадження європейських принципів управління, що на практиці підтвердили свою дієвість та ефективність. Сьогоднішня система управління відходами в Україні перебуває на етапі реформування. Вона має певну інституційну структуру, базове законодавство та політичну підтримку, але залишається фрагментарною і неефективною у практичному вимірі [8].

Розв'язання цієї проблеми передбачає формування екологічно орієнтованої системи альтернативних алгоритмів, визначення критеріїв їх порівняльного оцінювання та застосування багатокритеріального підходу для обґрунтування найбільш доцільного варіанта. Це створить методичні передумови для підвищення ефективності управління відходами, раціонального використання ресурсів, зменшення екологічного навантаження та наближення національної системи до принципів циркулярної економіки й європейських стандартів.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Сучасні дослідження у сфері управління відходами в Україні зосереджені на вдосконаленні нормативно-правового забезпечення, переході до циркулярної економіки, формуванні регіональних систем управління відходами, розвитку інноваційної інфраструктури та застосуванні математичних методів для обґрунтування управлінських рішень. Так, А. Росохата, Ю. Матвєєва визначають функціональний бенчмаркінг як спосіб структурувати досвід і зробити його корисним для розробки політики на місцях та створення карти еталонних рішень та наводять мультирівневу систему врегулювання процесу переробки сміття в енергію [4; 12]. В. Кравців, І. Колодійчук обґрунтовують та представляють концептуальну модель інтегрованого екологічного менеджменту, що поєднує цифрові технології моніторингу, інноваційні методи перероблення, розширену відповідальність виробника та розвиток державно-приватного партнерства [7]. Важливе значення мають праці Ю. Хрутьба, Н. Гончаренко, О. Сорочинська, присвячені трансформації муніципальних систем управління відходами в парадигмі циркулярної економіки [14]. Питання циркулярної економіки в контексті досягнення цілей сталого розвитку розглядає Т. Білоусько Ю. [1]. Окремий напрям досліджень становить математичне моделювання й оптимізація систем управління відходами М. Сандовала-Рейєса та співавторів, де систематизовано моделі математичної оптимізації, розглянуто їхні характеристики та підходи до вибору методів аналізу невизначеності [15]. Розвиток економічного механізму розглядає М. Височанська [2]. Питання інтеграції економічної, організаційної та фінансової складових у єдиний механізм публічного управління екологічним розвитком територіальної громади розкрито у праці В. Фартушняк [13] та інші.

Водночас актуальним залишається питання розроблення цілісних алгоритмів формування екологічно орієнтованої моделі вдосконалення системи управління відходами, які б поєднували екологічні, економічні, технологічні та інституційні чинники.

Метою дослідження є розроблення та теоретико-методологічне обґрунтування альтернативних алгоритмів формування екологічно орієнтованої моделі вдосконалення системи управління відходами в Україні, проведення їх порівняльного аналізу за визначеними якісними критеріями та обґрунтування найбільш перспективного алгоритму з урахуванням сучасних екологічних, економічних, технологічних та інституційних умов.

Наукова новизна дослідження полягає в обґрунтуванні концептуальних підходів до формування екологічно орієнтованої моделі управління відходами в Україні на основі запропонованих альтернативних алгоритмів: аналітично-ієрархічний, циклічної оптимізації, процесно-інтегративний та інтегративно-стратегічний, які відрізняються послідовністю управлінських етапів, механізмами інтеграції екологічних пріоритетів та можливостями адаптації до сучасних умов України. За результатами якісного порівняльного аналізу обґрунтовано перспективність інтегративно-стратегічного алгоритму.

Викладення основного матеріалу. У світі існують ефективні моделі управління відходами, які базуються на інноваціях, законодавчих ініціативах та сталих практиках. Досвід таких країн, як Японія, США, Швеція, Сінгапур та Канада, може бути корисним для України при розробці національної стратегії [12]. За твердженням науковців В. Кравців та І. Колодійчук, «сучасне наукове середовище формує комплексний, мультидисциплінарний підхід до питання управління відходами, де поєднуються технічні інновації, інституційні реформи та соціально-поведінкові стратегії. Для України ключовим завданням є адаптація міжнародних концепцій (циркулярна економіка, ISWM21, EPR32) з огляду на місцеві ресурси, інфраструктурні обмеження і поточні ризики, а також напрацювання практичних інструментів, що поєднують техніко-економічну обґрунтованість із соціальною прийнятністю на регіональному рівні» [7]. Крім того, забезпечити стійку інтеграцію інноваційних технологій у регіональні екологічні системи є можливим за комплексного застосування технологічного, економічного, соціального та правового компонентів [6]. На рівні державної політики важливим орієнтиром є Національний план управління відходами до 2033 року [10]. Документ визначає рамкові напрями розвитку системи управління відходами та формує стратегічний контекст для узгодження державних і регіональних рішень. Тому алгоритми побудови відповідної моделі мають враховувати не лише поточні показники діяльності, а й довгострокові цілі, етапність реалізації заходів та механізми моніторингу.

Впровадження парадигми циркулярної економіки в муніципальний сектор України тісно пов'язане з глобальною концепцією ESG (Environmental, Social, and Governance). І, як стверджують науковці, це не просто набір екологічних стандартів, а комплексна система управління, яка дозволяє оцінювати сталість розвитку територіальних громад та підприємств [14]. Тлумачення даного феномену може трактуватися як «новаторська економічна модель, ключовим принципом якої є багаторазове використання матеріалів з метою продовження їх життєвого циклу та забезпечення мінімізації відходів [16]. Основна ідея цієї моделі полягає в збереженні ресурсів у постійному обігу та впровадженні безвідходних виробничих процесів.

Зазначимо, що наразі в Україні відсутня комплексна національна реформа економічної політики, орієнтована на створення замкнутих економічних циклів, однак окремі елементи циркулярної економіки інтегровані через низку законодавчих актів. Зокрема, Закон України «Про енергетичну ефективність» [9], Закон України «Про управління відходами» [11] та Національний план управління відходами до 2033 року [10] формують основу для створення замкнутих циклів у сфері екології, зокрема у сфері управління відходами. Фінансування управління відходами є важливим аспектом екологічної політики, оскільки ефективне функціонування системи поводження з відходами потребує значних ресурсів. Це стосується як державних, так і приватних інвестицій, що забезпечують реалізацію заходів зі збирання, транспортування, переробки та утилізації відходів. Війна в Україні суттєво вплинула на фінансову стабільність в цілому та у сфері екологічного управління включно, спричинивши необхідність перерозподілу ресурсів на першочергові потреби безпеки та відновлення інфраструктури [5]. Проте в умовах війни економіка та фінансова система держави стають надзвичайно вразливими до різноманітних внутрішніх і зовнішніх викликів, які можуть істотно вплинути на їхню стабільність і ефективність. Індекс фінансового стресу є важливим показником, що ілюструє масштаб впливу конфлікту на фінансову систему країни [1].

Вагомим внеском в контексті нашого дослідження є наукова праця [15], автори якої підкреслюють, що вибір моделі залежить від соціально-економічних умов, інфраструктури, цілей дослідження та потреб заінтересованих сторін, зокрема, визначають різноманітні можливості підвищення точності та надійності моделей WM-OM. Моделі WM-OM визначаються як «Waste Management Optimization Models» (моделі оптимізації управління відходами). Тобто спеціальний клас математичних та комп'ютерних моделей, які використовуються для проектування, екологічного планування та підвищення ефективності систем управління відходами. Поєднання оптимізації та аналізу невизначеності (Uncertainty Analysis) у цих моделях є ключовим науковим та практичним трендом.

Незважаючи на те, що позиція вчених знаходить підтримку в нашому аналізі, у межах нашого дослідження пропонуємо зосередитися безпосередньо на можливих алгоритмах формування екологічно орієнтованої моделі удосконалення системи управління відходами в Україні. Наша задача – представити алгоритми формування екологічно орієнтованої моделі удосконалення системи управління відходами в Україні структуровано у вигляді *поетапних процесів,* враховуючи результати досліджень і напрацювань вітчизняних та зарубіжних науковців [1; 3-8; 12-16] та гуртуючись на основних положеннях зако-

нодавчих та нормативно-правових актів, які визначають правові, організаційні екологічні та економічні засади діяльності у сфері управління відходами та окремі їх аспекти [9-11].

У даному контексті вважаємо за потрібне уточнити, що саме слово алгоритм походить від algorithmi – латинської форми написання імені великого математика IX ст. Аль-Хорезмі, який сформулював правила виконання арифметичних дій. Спочатку під алгоритмами і розуміли тільки правила виконання чотирьох арифметичних дій над багатоцифровими числами. В подальшому це поняття стали використовувати взагалі *для позначення послідовності дій, які приводять до розв'язання різних практичних задачі.* Алгоритмом називають зрозуміле і точне розпорядження виконавцю про виконання послідовності дій, спрямованих на досягнення зазначеної мети чи на вирішення поставленої задачі. В цьому означенні використовується поняття «виконавець». Що це означає? Під виконавцем алгоритму ми розуміємо будь-яку істоту (живу чи неживу), яка спроможна виконати алгоритм. Все залежить від того, якої мети ми намагаємося досягнути [2].

Перший алгоритм формування екологічно орієнтованої моделі удосконалення системи управління відходами – це узагальнений алгоритм побудови моделі удосконалення системи управління відходами, який можна адаптувати під державний, регіональний або корпоративний рівень; складається з восьми етапів (табл. 1).

Отже, наведений *перший алгоритм* формування екологічно орієнтованої моделі удосконалення системи управління відходами включає: аналіз – постановку цілей – концептуалізацію – математичне моделювання – вибір оптимального рішення – впровадження – моніторинг. Такий підхід дозволяє створити ефективну, екологічну й економічно обґрунтовану систему.

Другий алгоритм формування екологічно орієнтованої моделі удосконалення системи управління відходами, побудований за іншим логічним підходом – *циклічним алгоритмом оптимізації*, який часто застосовують у менеджменті та екологічному плануванні (табл. 2).

Другий алгоритм акцентує увагу на циклічності, генеруванні кількох альтернатив, математичній оптимізації, оцінюванні та виборі найкращого сценарію. Це підхід, який дозволяє створювати модель науково обґрунтовану, гнучку і придатну для довгострокового управління відходами.

Третій алгоритм формування екологічно орієнтованої моделі удосконалення системи управління відходами – заснований на процесному підході та *інтеграції принципів циркулярної економіки* (табл. 3).

Третій алгоритм зосереджується на процесному аналізі, цифровізації, інтеграції принципів циркулярної економіки та постійному вдосконаленні. Він більше підходить для модернізації сучасних систем управління відходами, де ключову роль відіграють дані, стандарти та оптимізація процесів.

Четвертий алгоритм формування екологічно орієнтованої моделі удосконалення системи управління відходами – заснований на стратегічному підході та інтеграційному підходах (табл. 4).

Четвертий алгоритм зосереджений на стратегічній, інтегрованій трансформації системи управління відходами з урахуванням довгострокових цілей розвитку України. Основний фокус даного алгоритму спрямований на стратегічне управління; довгострокове бачення розвитку системи управління відходами в Україні; інтеграції всіх рівнів учасників, тобто поєднання діяльності держави, органів місцевого самоврядування, бізнесу та населення; орієнтацію на циркулярну економіку та гнучкість та адаптивність, тобто здатність корегувати стратегію відповідно до змін соціально-економічних умов.

Іншими словами, четвертий алгоритм зосереджений не на окремих операціях або локальній оптимізації, але на побудові цілісної стійкої та адаптивної системи управління відходами, здатної забезпечити екологічну безпеку та відповідність європейським стандартам у довгостроковій перспективі.

Узагальнення основних процесних етапів удосконалення системи управління відходами в Україні в розрізі чотирьох алгоритмів подано в таблиці 5.

Далі, на основі порівняльного аналізу, системного, процесного та стратегічного підходів, експертно-аналітичного методу та багатокритеріальної якісної оцінки було здійснено порівняння 4-х алгоритмів формування екологічно орієнтованої моделі удосконалення системи управління відходами (табл. 6).

В результаті аналізу виявлено відносні переваги й недоліки (обмеження кожного алгоритму); визначено які алгоритми є фрагментарними, а які комплексними; виявлено алгоритми з високою процесною ефективністю та підвищеними вимогами до управління; визначено алгоритми, що мають стратегічні переваги, але потребують значних ресурсів; сформовано узагальнену, але обґрунтовану оцінку кожного алгоритму (табл. 7).

Обґрунтування вибору алгоритму удосконалення системи управління відходами для України.

У сучасних умовах розвитку України система управління відходами перебуває на етапі структурної трансформації, що зумовлено гармонізацією законодавства з нормами Європейського Союзу, необхідністю скорочення захоронення відходів, впровадженням принципів циркулярної економіки та обмеженістю фінансових і інституційних ресурсів.

Порівняльний аналіз чотирьох алгоритмів формування екологічно орієнтованої моделі удосконалення системи управління відходами показав, що найбільш доцільним для застосування в Україні є четвертий – *інтегративно-стратегічний алгоритм*.

Таблиця 1

Перший алгоритм побудови моделі удосконалення системи управління відходами (аналітично-ієрархічний).

Алгоритм 1 (аналітично-ієрархічний)		
Етап	**Складові етапу**	
1. Аналітично-діагностичний етап	1.1. Збір і систематизація даних	– типи, обсяги та морфологія відходів; – існуюча інфраструктура (контейнери, полігони, станції сортування, переробні підприємства); – чинні нормативні акти; – фінансові потоки та витрати.
	1.2. Ідентифікація проблем та «вузьких місць»	– низький рівень переробки; – нестача контейнерів чи логістичних потужностей; – застарілі полігони; – відсутність роздільного збирання
	1.3. Оцінка екологічних та соціально-економічних ризиків	
2. Постановка цілей і критеріїв ефективності	2.1. Формування цілей удосконалення	(наприклад: збільшення рівня переробки до 50%, зменшення захоронення на полігонах тощо)
	2.2. Визначення ключових показників ефективності	– коефіцієнт переробки; – обсяг вторинної сировини; – витрати на 1 тонну зібраних відходів; – рівень охоплення населення роздільним збором
	2.3. Формування обмежень (визначення чітких правил, ресурсів, вимог)	– фінансові ресурси, – законодавчі вимоги, – технічні можливості
3. Розробка концептуальної моделі	3.1. Побудова логістичного ланцюга «збирання – сортування – переробка – утилізація»	
	3.2. Опис потоків відходів у вигляді матеріальних, інформаційних та фінансових потоків	
	3.3. Формування варіантів сценаріїв розвитку	– оптимізація маршрутів вивезення; – впровадження роздільного збору; – інвестиції в переробні комплекси; – застосування цифрових технологій
4. Математичне та економічне моделювання	4.1. Створення математичної моделі	– балансні моделі потоків відходів; – моделі оптимізації (лінійне програмування, цільове програмування); – імітаційні моделі
	4.2. Розподіл ресурсів	– оптимізація інвестицій; – вибір технологій; – моделювання ефективності системи в різних сценаріях
	4.3. Оцінка витрат і вигід	
5. Проєктування цільової моделі системи	5.1. Розробка оптимальної конфігурації інфраструктури	– кількість і типи контейнерів; – оптимальні маршрути транспортування; – вибір місць переробних заводів; – модернізація або закриття полігонів
	5.2. Інтеграція інструментів циркулярної економіки	– повторне використання; – компостування; – переробка; – енергетичне використання відходів
6. Оцінка, валідація та вибір найкращої моделі	6.1. Порівняння сценаріїв за визначеними ключовими показниками ефективності	
	6.2. Моделювання ризиків та чутливості	
	6.3. Громадське та експертне обговорення проєктів	
7. Впровадження моделі	7.1. Розробка дорожньої карти та плану дій	
	7.2. Встановлення відповідальності та бюджетування	
	7.3. Запуск пілотних проєктів, корекція моделі	
8. Моніторинг і постійне удосконалення	8.1. Збір даних у режимі реального часу (цифрові датчики, аналітика)	
	8.2. Щорічний перегляд визначених ключових показників ефективності та адаптація системи	
	8.3. Підготовка звітності та коригування стратегії	

Таблиця 2

Другий алгоритм формування екологічно орієнтованої моделі удосконалення системи управління відходами (циклічний, оптимізаційний)

Алгоритм 2 (циклічний, оптимізаційний)		
Етап	**Складові етапу**	
1. Ініціація та визначення проблеми	1.1. Формулювання ключових екологічних та управлінських проблем	
	1.2. Визначення зацікавлених сторін (муніципалітет, громадськість, бізнес, перевізники, переробники)	
	1.3. Узгодження меж проєкту: територія, типи відходів, часовий горизонт	
2. Базове картування системи	2.1. Побудова карти існуючих потоків відходів: – генерація → збирання → перевезення → сортування → переробка → захоронення	
	2.2. Ідентифікація точок втрат та неефективностей	
	2.3. Аналіз взаємодії суб'єктів системи (владні органи, підприємства, споживачі)	
	2.4. Моделювання чинної системи у вигляді блок-схеми або мережевої моделі	
3. Визначення параметрів та критеріїв удосконалення	3.1. Формування цільових параметрів (зменшення обсягу відходів, збільшення переробки, оптимізація маршрутів)	
	3.2. Встановлення критеріїв оцінки:	– економічні (витрати на переробку, логістику); – екологічні (викиди, площа полігонів); – операційні (ефективність збору, заповнюваність контейнерів)
4. Генерування альтернативних рішень	4.1. Розробка множини потенційних варіантів:	– удосконалення системи роздільного збирання; – впровадження компостування; – будівництво МПС (міні-потужностей сортування); – оптимізація логістики за допомогою ГІС; – автоматизація збору даних (датчики заповнення тощо)
	4.2. Формування сценаріїв: мінімальний, оптимальний, інноваційний	
5. Формалізація й математичне моделювання	5.1. Перетворення потоків відходів у числову модель (матриці, графи, мережеві моделі)	
	5.2. Побудова оптимізаційних моделей:	– лінійне/цільове програмування; – міжгалузеві балансові моделі; – моделі транспортних потоків; – імітаційне або агентне моделювання
	5.3. Визначення оптимальних параметрів системи (маршрути, обсяги інвестицій, кількість контейнерів)	
6. Оцінювання альтернатив	6.1. Багатокритеріальна оцінка	
	6.2. Екологічно-економічний аналіз вигід і витрат	
	6.3. Оцінка стійкості моделі до ризиків (чутливість, сценарний аналіз)	
7. Вибір оптимальної моделі	7.1. Відбір найефективнішого сценарію за зведеним критерієм	
	7.2. Експертне узгодження моделі з органами влади/бізнесом	
	7.3. Прийняття рішення щодо впровадження	
8. План реалізації та впровадження	8.1. Розробка дорожньої карти (покроковий план змін)	
	8.2. Бюджетування та визначення джерел фінансування	
	8.3. Пілотне впровадження (вибір тестових районів)	
	8.4. Масштабування системи	
9. Моніторинг та корекція	9.1. Побудова системи постійного моніторингу на основі ключових показників ефективності	
	9.2. Порівняння фактичних результатів із прогнозними	
	9.3. Коригування моделі на основі відхилень	
	9.4. Створення циклу постійного удосконалення	

Таблиця 3

Третій алгоритм формування екологічно орієнтованої моделі удосконалення системи управління відходами (процесно-інтеграційний)

Алгоритм 3 (процесно-інтеграційний)		
Етап	**Складові етапу**	
1. Ідентифікація процесів і структурування системи	1.1. Визначення ключових процесів системи управління відходами:	– утворення → збирання → транспортування → сортування → переробка/утилізація → захоронення.
	1.2. Формування дерева процесів	
	1.3. Визначення взаємозв'язків між процесами та їх ресурсних потреб	
2. Стандартизація та нормування процесів	2.1. Порівняння поточного стану з вимогами європейських директив, ISO 14001, ISO 24162	
	2.2. Встановлення нормативних значень (навантаження на полігони, рівень переробки, допустимі викиди)	
	2.3. Формування стандартів операцій для кожного процесу	
3. Виявлення процесних втрат і бар'єрів	3.1. Аналіз неефективностей за допомогою Lean/Six Sigma (інтегрована методологія для кращого результату без втрат) інструментів:	– діаграма Ісікави, – Value Stream Mapping («систематизація потоку цінності» або «карта потоку створення цінності»), – 5 Why (5 «Чому?» – аналіз причинно-наслідкових зв'язків), – аналіз вартостей
	3.2. Ідентифікація надлишкових витрат часу, палива, ресурсів	
	3.3. Виявлення точок, де утворюються надмірні відходи або де процеси дублюються	
4. Інтеграція принципів циркулярної економіки	4.1. Розробка рішень зі зменшення утворення відходів (повторне використання)	
	4.2. Формування циклів повторного обігу матеріалів	
	4.3. Створення локальних замкнутих систем (наприклад, компостування для громади)	
	4.4. Оцінка потенціалу перетворення відходів у ресурси	
5. Моделювання та цифровізація	5.1. Формування цифрової моделі системи управління відходами:	– BPMN-діаграми, – цифрові двійники (Digital Twins), – GIS-карти потоків
	5.2. Визначення точок збору даних (смарт-контейнери, GPS-треки сміттєвозів)	
	5.3. Аналіз процесів за допомогою симуляції (Arena, AnyLogic, Simul8)	
6. Розробка оптимальної процесної моделі	6.1. Перебудова логістики з урахуванням реального навантаження	
	6.2. Перерозподіл ресурсів між процесами (контейнери, маршрути, сортувальні лінії)	
	6.3. Формування нової структури бізнес-процесів (AS-IS → TO-BE (Як є → Як має бути))	
	6.4. Оптимізація точок прийняття рішень та інформаційних потоків	
7. Екологічна, економічна та операційна оцінка	7.1. Розрахунок екологічного ефекту:	– зниження викидів, – скорочення захоронення,• відновлення ресурсів
	7.2. Економічне оцінювання:	– LCC (оцінка життєвого циклу витрат), – CBA (аналіз витрат і вигід)
	7.3. Аналіз пропускної спроможності, надійності, стійкості до пікових навантажень	
8. Впровадження оновленої моделі	8.1. Розробка детальної процесної документації	
	8.2. Навчання персоналу новим процесам	
	8.3. Впровадження цифрових сервісів (мобільні додатки, системи моніторингу)	
	8.4. Відпрацювання моделі у тестових районах	
9. Постійне вдосконалення системи	9.1. Створення циклу Kaizen/PDCA для безперервного покращення	
	9.2. Збір даних та регулярний перегляд показників	
	9.3. Корегування технологій та процесів у відповідь на зміни в обсягах чи структурі відходів	
	9.4. Актуалізація політик і нормативів	

Таблиця 4.

Четвертий алгоритм формування екологічно орієнтованої моделі удосконалення системи управління відходами (інтегративно-стратегічний)

Алгоритм 4 (інтегративно-стратегічний)	
Етап	**Складові етапу**
1. Стратегічний аналіз і прогнозування	1.1. Оцінка довгострокових трендів утворення відходів
	1.2. Прогноз демографічних, економічних та урбанізаційних змін
	1.3. Визначення стратегічних викликів і можливостей
2. Формування стратегічної архітектури системи	2.1. Визначення ролей усіх суб'єктів: влада, бізнес, громада, оператори. 2.2. Створення багаторівневої структури управління. 2.3. Встановлення стратегічних пріоритетів (зменшення відходів, циркуляція ресурсів, мінімізація полігонів)
3. Інтеграція технологічних інновацій	3.1. Впровадження автоматизації та цифрових інструментів (датчики, блокчейн - цифрова база даних («ланцюжок блоків»))
	3.2. Аналіз потенціалу роботизованих ліній сортування
	3.3. Оцінка можливості впровадження енергоутилізаційних технологій
4. Створення моделі взаємодії між секторами	4.1. Формування механізмів державно-приватного партнерства
	4.2. Узгодження фінансових потоків між учасниками
	4.3. Розробка стимулів для бізнесу та населення
5. Синтез інтегрованої моделі	5.1. Об'єднання потоків: матеріальних, інформаційних, енергетичних 5.2. Оптимізація мережі інфраструктури від генерації до переробки 5.3. Формування цільової інтегрованої моделі системи
6. Перевірка моделі та тестування сценаріїв	6.1. Застосування сценарного аналізу та моделювання
	6.2. Перевірка ефективності в умовах різних рівнів навантаження
	6.3. Тестування на пілотних територіях
7. Реалізація та керування змінами	7.1. Розробка стратегічної дорожньої карти 7.2. Проведення навчання учасників системи 7.3. Управління ризиками та комунікаціями
8. Моніторинг і стратегічна адаптація	8.1. Постійний аналіз результатів
	8.2. Адаптація стратегії до нових умов
	8.3. Регулярне оновлення даних і моделі

Таблиця 5.

Алгоритми формування екологічно орієнтованої моделі удосконалення системи управління відходами в Україні (поетапний процес)

Алгоритми	**Алгоритм 1** ***(аналітично-ієрархійний)***	**Алгоритм 2** ***(циклічний, оптимізаційний)***	**Алгоритм 3** ***(процесно-інтеграційний)***	**Алгоритм 4** ***(інтегративно-стратегічний)***
Е Т А П И	1. Аналітично-діагностичний етап	1. Ініціація та визначення проблеми	1. Ідентифікація процесів і структурування системи	1. Стратегічний аналіз і прогнозування
	2. Постановка цілей і критеріїв ефективності	2. Базове картування системи	2. Стандартизація та нормування процесів	2. Формування стратегічної архітектури системи
	3. Розробка концептуальної моделі	3. Визначення параметрів та критеріїв удосконалення	3. Виявлення процесних втрат і бар'єрів	3. Інтеграція технологічних інновацій
	4. Математичне та економічне моделювання	4. Генерування альтернативних рішень	4. Інтеграція принципів циркулярної економіки	4. Створення моделі взаємодії між секторами
	5. Проєктування цільової моделі системи	5. Формалізація й математичне моделювання	5. Моделювання та цифровізація	5. Синтез інтегрованої моделі
	6. Оцінка, валідація та вибір найкращої моделі	6. Оцінювання альтернатив	6. Розробка оптимальної процесної моделі	6. Перевірка моделі та тестування сценаріїв
	7. Впровадження моделі	7. Вибір оптимальної моделі	7. Екологічна, економічна та операційна оцінка	7. Реалізація та керування змінами
	8. Моніторинг і постійне удосконалення	8. План реалізації та впровадження	8. Впровадження оновленої моделі	8. Моніторинг і стратегічна адаптація
		9. Моніторинг та корекція	9. Постійне вдосконалення системи	

Таблиця 6.

Порівняльна таблиця 4-х алгоритмів формування екологічно орієнтованої моделі удосконалення системи управління відходами

Критерій порівняння	Алгоритм 1 (аналітично-ієрархічний)	Алгоритм 2 (циклічний, оптимізаційний)	Алгоритм 3 (процесно-інтеграційний)	Алгоритм 4 (інтегративно-стратегічний)
Основна ідея	Поетапний аналіз і побудова моделі	Безперервний цикл оптимізації	Оптимізація бізнес-процесів	Довгострокова стратегічна трансформація
Рівень застосування	Держава, регіон	Регіон, громада	Громада, підприємство	Держава, регіон
Орієнтація	Аналітична	Оптимізаційна	Процесна	Стратегічна
Наявність циклу удосконалення	Частково	Так	Так	Так (стратегічний цикл)
Математичне моделювання	Базове	Поглиблене	Імітаційне	Сценарне
Інтеграція циркулярної економіки	Обмежена	Середня	Висока	Дуже висока
Роль цифрових технологій	Допоміжна	Значна	Ключова	Ключова
Складність реалізації	Середня	Висока	Висока	Дуже висока

Таблиця 7

Узагальнююча таблиця переваг і недоліків алгоритмів формування екологічно орієнтованої моделі удосконалення системи управління відходами

Алгоритм	Переваги	Недоліки
Алгоритм 1	Простота, логічність, універсальність	Обмежена гнучкість
Алгоритм 2	Висока точність оптимізації	Високі вимоги до даних
Алгоритм 3	Глибока оптимізація процесів	Складність впровадження
Алгоритм 4	Стратегічна цілісність	Значні ресурси і час

Ключові аргументи щодо вибору *інтегративно-стратегічного алгоритму*:

1. *Відповідність державній політиці та законодавству України* – четвертий алгоритм орієнтований на стратегічне планування та багаторівневе управління, що повністю відповідає: Закону України «Про управління відходами»; Національній стратегії управління відходами; зобов'язанням України в межах Угоди про асоціацію з ЄС. Алгоритм забезпечує системну інтеграцію державного, регіонального та місцевого рівнів управління.

2. *Здатність до роботи в умовах трансформаційної економіки* – на відміну від суто оптимізаційних або процесних алгоритмів, інтегративно-стратегічний підхід: дозволяє поетапно впроваджувати зміни; враховує нестабільність фінансування; передбачає адаптацію до змін зовнішнього середовища (військові, соціальні, екологічні, економічні виклики). Це є критично важливим для сучасних українських реалій.

3. *Комплексне охоплення всієї системи управління відходами* – алгоритм поєднує: аналітичний підхід (алгоритм 1); циклічну оптимізацію (алгоритм 2); процесну та цифрову трансформацію (алгоритм 3). Таким чином, він виступає синтезуючою моделлю, що дозволяє забезпечити цілісність системи.

4. *Орієнтація на циркулярну економіку* – інтегративно-стратегічний алгоритм закладає основу для: скорочення утворення відходів; повторного використання ресурсів; розвитку переробної інфраструктури; зменшення залежності від полігонів. Це відповідає європейській ієрархії управління відходами та довгостроковим екологічним цілям України.

5. *Гнучкість і масштабованість* – алгоритм може бути: адаптований до регіонів з різним рівнем розвитку; масштабований від пілотних громад до національного рівня; модифікований відповідно до доступних ресурсів. Це дозволяє застосовувати його як *базову методологію* для всієї країни.

Висновки. Отже, для удосконалення системи управління відходами в Україні інтегративно-стратегічний алгоритм є найбільш доцільним, оскільки він: відповідає законодавчим і стратегічним вимогам; забезпечує комплексний і системний підхід; враховує реальні соціально-економічні умови; створює основу для переходу до циркулярної економіки. Його особливістю є можливість узгодження екологічних цілей із соціально-економічними пріоритетами розвитку територій та довгостроковими завданнями трансформації системи управління відходами. Застосування даного алгоритму дозволить сформувати стійку, адаптивну та ефективну екологічно орі-

єнтовану систему управління відходами, спрямовану на довгостроковий розвиток України.

Перспективи використання результатів дослідження полягають у поглибленні методологічного обґрунтування запропонованих алгоритмів шляхом розроблення системи кількісного оцінювання та порівняння альтернатив. Зокрема, доцільним є визначення системи кількісних критеріїв, обґрунтування їхніх вагових коефіцієнтів із використанням експертних методів, застосування методів багатокритеріального аналізу для встановлення інтегральних оцінок альтернатив та визначення їхньої пріоритетності.

Література

1. Білоусько Т. Ю. Циркулярна економіка в контексті досягнення цілей сталого розвитку. *Економіка та суспільство*. №65. 2024. DOI: https://doi.org/10.32782/2524-0072/2024-65-52.
2. Василенко Н. В. Алгоритм або послідовність управлінських дій фахівця з публічного управління: поняття, властивості, складання та виконання. *Сучасні інформаційні технології та інноваційні методики навчання в підготовці фахівців:методологія, теорія, досвід, проблеми*. №57. 2020. DOI: 10.31652/2412-1142-2020-57-146-154
3. Височанська М.Я. Розвиток економічного механізму управління твердими побутовими відходами в Україні. *Ефективна економіка*. 2024. № 1. DOI: http://doi.org/10.32702/2307-2105.2024.1.2**.**
4. Ілляшенко А. Г., Росохата А. С., Матвєєва Ю. А., Бенчмаркінг-аналіз моделей взаємодії основних стейкхолдерів системи управління відходами. *Економічний вісник НТУУ «КПІ»*. 2025. № 33. С.184-190. DOI: 10.20535/2307-5651.33.2025.335911.
5. Калініченко Л. Л. Стратегічні інструменти управління відходами в Україні: інтеграція інституційних та економічних механізмів. *Вісник економіки транспорту і промисловості.* № 90. 2025. С. 71-84. DOI: https://doi.org/10.18664/btie.90.337085.
6. Колодійчук І. А. Техніко-технологічний потенціал утилізації відходів в регіонах України. *Соціальноекономічні проблеми сучасного періоду України*: зб. наук. пр. 2023. Вип. 3(161). С. 34-40. DOI: https:// doi.org/10.36818/2071-4653-2023-3-5
7. Кравців В. С., Колодійчук І. А. Інноваційні засади формування регіональної системи управління відходами в Україні: методологічні орієнтири та практичні імплементації. *Регіональна економіка*. 2025. № 3. С. 20–28. DOI: 10.36818/1562-0905-2025-3-2.
8. Організаційно-економічні засади формування систем управління відходами в регіонах України: науково-аналітична доповідь / наук. ред. д.е.н., с.н.с. Колодійчук І. А. Львів, ІРД НАНУ. 2022. 170 с. (Серія «Проблеми регіонального розвитку»).
9. Про енергетичну ефективність: Закон України від 21 жовтня 2021 року № 1818-IX. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1818-20#Text
10. Про затвердження Національного плану управління відходами до 2033 року та визнання такими, що втратили чинність, деяких актів: Розпорядження Кабінету Міністрів України від 27 грудня 2024 р. № 1353-р. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1353-2024-%D1%80#Text.
11. Про управління відходами: Закон України від 20.06.2022 № 2320-IX. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2320-9
12. Росохата А. С., Матвєєва Ю. А., Ілляшенко А. Г. Компаративний аналіз нормативного забезпечення системи управління відходами. Економіка та суспільство. 2025. Вип. 72. DOI: 10.32782/2524-0072/2025-72-57
13. Фартушняк В.Ю. Організаційно-економічний механізм публічного управління екологічним розвитком територіальної громади: інтеграція економічної, організаційної та фінансової складових. *Економічний простір.* № 216, 2026. С.345-353. DOI: https://doi.org/10.30838/EP.216.345-353.
14. Хрутьба Ю.С., Гончаренко Н.В., Сорочинська О.Л. Трансформація муніципальних систем управління відходами в парадигмі циркулярної економіки. Досвід україни. *Лісотехнічна освіта і наука: виклики сьогодення та перспективи розвитку:*Міжнародна конференція з питань бізнесу, стійкого розвитку та інновацій у деревині (ICBSDW 2026). DOI: https://doi.org/10.36930/conf_ICBSDW_33.
15. Sandoval-Reyes M., He R., Semeano R., Ferrão P. Mathematical optimization of waste management systems: Methodological review and perspectives for application. *Waste Management*. 2024. Vol. 174. P. 630–64. DOI: 10.1016/j.wasman.2023.10.006
16. Tukker A. Product services for a resource efficient and circular economy – a review. *Journal of Cleaner Production*. 2015. № 15. pp. 76–91. URL: https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.11.049.

Дата першого надходження статті до видання: 16.10.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 04.11.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 23.11.2026

УДК 504.06:622.79
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.6-69.57

ЕКОЛОГО-ЕКОНОМІЧНІ АСПЕКТИ УПРАВЛІННЯ ВІДХОДАМИ ГІРНИЧО-ЗБАГАЧУВАЛЬНИХ КОМБІНАТІВ НА ОСНОВІ ОПЕРАЦІЙ ЇХ ВІДНОВЛЕННЯ ЯК БУДІВЕЛЬНОГО РЕСУРСУ

Максимова Н.М.[1] (orcid.org/0000-0003-1684-7479),
Железняк Є.М.[1] (orcid.org/0009-0006-1578-4858),
Петрушина Г.О.[2] (orcid.org/0000-0001-5508-5193),
Мацак А.О.[1] (orcid.org/0000-0003-2856-9437)
[1]ТОВ «Технічний університет «Метінвест Політехніка»
Південне шосе, 80, 69008, м. Запоріжжя
[2]Дніпровський державний аграрно-економічний університет
вул. Сергія Єфремова, 25, 49006, м. Дніпро
natalya.maksimova@mipolytech.education, yelizaveta.zhelezniak@mipolytech.education,
petrushyna.h.o@dsau.dp.ua, anton.matsak@mipolytech.onmicrosoft.com

Гірничо-збагачувальні комбінати, основним напрямом діяльності яких є виробництво концентрату та окатків, належать до потужних утворювачів відходів виробництва, зокрема розкривних порід і хвостів збагачення. На підставі аналітичних досліджень показано, що одним із перспективних напрямів удосконалення системи управління відходами є залучення мінеральних відходів до виробництва будівельних матеріалів, що сприятиме підвищенню ефективності використання ресурсів і скороченню витрат на поводження з відходами. Показана економічна доцільність використання відходів гірничодобувного виробництва з огляду на зменшення витрат підприємства на сплату екологічного податку за розміщення відходів. Теоретико-методологічною основою роботи став аналіз національного та закордонного досвіду відновлення й повторного використання відходів гірничодобувної промисловості в контексті екологізації виробничих процесів. В основі методичного підходу покладено систематизація видів відходів гірничо-збагачувального комбінату та їх ідентифікація відповідно до Національного переліку відходів, а також розрахунок екологічного податку за їх розміщення згідно з положеннями чинного Податкового кодексу України та відповідного законопроєкту. Результати розрахунків, виконаних з урахуванням обсягів основних видів будівельних робіт, передбачених проєктом реконструкції наявного хвостосховища, підтвердили економічну доцільність використання скельних розкривних порід для задоволення власних будівельних потреб підприємства. Впровадження ефективних технологічних рішень щодо відновлення відходів, зокрема шляхом інтеграції щебеневого виробництва у виробничу структуру комбінату, а також використання окремих видів відходів як побічних продуктів, є перспективним напрямом удосконалення екологічного менеджменту промислових підприємств. Реалізація таких заходів сприятиме не лише оптимізації виробничих витрат і зменшенню фіскального навантаження, а й скороченню негативного впливу на довкілля, раціональному використанню мінеральних ресурсів та реалізації принципів сталого розвитку промислового сектору. *Ключові слова:* управління відходами, операції відновлення, відвали гірських порід, відходи видобутку, циркулярна економіка, рециклінг, пуста порода, щебінь, будівельні матеріали.

Environmental and economic aspects of waste management at mining and concentration complexes based on their recycling as a construction resource. Maksymova N., Zhelezniak Ye., Petrushyna H., Matsak A.

Mining and processing plants, whose primary activities involve the production of iron ore concentrate and pellets, are major sources of industrial waste, particularly overburden rocks and mineral processing tailings. Based on analytical studies, the utilization of mineral waste in the production of construction materials has been identified as one of the most promising approaches to improving waste management systems, increasing resource efficiency, and reducing waste management costs. The economic feasibility of utilizing mining waste has also been demonstrated, taking into account the potential reduction in enterprises' environmental tax liabilities associated with waste disposal. The theoretical and methodological framework of the study is based on an analysis of national and international practices in the recovery and reuse of mining waste within the context of the transition to more environmentally sustainable production processes. The methodology involves systematizing the types of waste generated by mining and processing plants, identifying them in accordance with the National List of Waste of Ukraine, and calculating the environmental tax payable for waste disposal in accordance with the current Tax Code of Ukraine and relevant draft legislation. The calculations, based on the volumes of major construction works envisaged in the existing project for the reconstruction of the tailings storage facility (TSF), confirmed the economic feasibility of utilizing hard-rock overburden to meet the enterprise's internal construction needs. The implementation of effective waste recovery technologies, particularly the integration of crushed stone production into the plant's operations and the use of specific waste streams as by-products, represents a promising approach to improving the environmental performance of industrial enterprises. Implementing these measures would help optimize operating costs and reduce the tax burden while mitigating adverse environmental impacts, promoting the rational use of mineral resources, and advancing sustainable development in the industrial sector. *Key words:* waste management, recovery operations, rock waste dumps, mining waste, circular economy, recycling, waste rock, crushed stone, construction materials.

© Максимова Н.М., Железняк Є.М., Петрушина Г.О., Мацак А.О., 2026
Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY 4.0

Постановка проблеми. Структура утворення відходів в Україні значною мірою визначається сировинною спрямованістю національної економіки. Переважна частина відходів припадає на добувну промисловість і представлена розкривними породами та продуктами збагачення корисних копалин, зокрема шламами й хвостами. За наведеними даними, частка цієї категорії становить понад 83,6 % загального обсягу утворених відходів, тоді як на інші види економічної діяльності припадає 16,4 % [1–2]. Зокрема, у 2020 році внаслідок діяльності підприємств, пов'язаної з відкритим видобуванням металевих руд, було утворено 366,9 млн т відходів [1]. Територіальний розподіл місць їх накопичення безпосередньо пов'язаний із розташуванням основних гірничодобувних районів України, серед яких Донбас, Кривбас, Львівсько-Волинський регіон та деякі інші території [2].

Тривале накопичення промислових відходів створює суттєві екологічні ризики та негативно позначається на функціонуванні природних екосистем. Зони наднормативного забруднення, зумовленого впливом об'єктів накопичення відходів видобування й перероблення мінеральної сировини, можуть виходити за межі встановлених санітарно-захисних зон (СЗЗ). Водночас передбачена санітарними вимогами відстань у 300 м для хвостосховищ і шламонакопичувачів розглядається як мінімально допустима, що свідчить про необхідність урахування фактичних масштабів їхнього впливу на довкілля під час оцінювання екологічної безпеки прилеглих територій [2–3].

Неефективне використання природних ресурсів посилює ризики їх виснаження та зумовлює необхідність переходу до більш раціональних моделей господарювання. За цих умов особливого значення набувають збереження мінерально-сировинної бази, відновлення ресурсів, перероблення промислових відходів і повторне використання матеріалів. Зазначені напрями стають важливими складовими стратегій розвитку національних економік і міжнародних економічних суб'єктів у різних галузях [4–5]. Наявність доступних мінеральних ресурсів є одним із визначальних чинників забезпечення довгострокової економічної стабільності та сталого розвитку держав [6].

Актуальність дослідження. Оптимізація матеріальних потоків шляхом рециклінгу великотоннажних відходів гірничодобувної промисловості, зокрема розкривних порід і хвостів збагачення, є одним із пріоритетних завдань у контексті переходу до циркулярної економіки. Такий підхід передбачає перетворення відходів на вторинні матеріальні ресурси, зменшення потреби у видобуванні первинної сировини та скорочення обсягів відходів, що підлягають остаточному розміщенню.

Формування більш сталих і циркулярних моделей управління мінеральними ресурсами посідає важливе місце серед політичних ініціатив Європейського Союзу, спрямованих на забезпечення економічного розвитку та підвищення конкурентоспроможності. Європейська політика у сфері управління відходами орієнтована на мінімізацію негативного впливу відходів на навколишнє природне середовище та здоров'я населення, а також на підвищення ефективності використання природних ресурсів [7]. Реалізація політики забезпечення мінерально-сировинної безпеки в Європейському Союзі та інших країнах засвідчує стратегічну важливість надійного постачання мінеральних ресурсів для підтримання ефективності національних економік [8]. Водночас посилення обмежень щодо доступу до первинної сировини може стимулювати розроблення та впровадження нових організаційних і технологічних підходів. Їх реалізація передбачає скорочення потреби в первинних ресурсах, підвищення ефективності їх використання та розширення можливостей вилучення корисних компонентів із промислових відходів [9].

Довгостроковою стратегічною метою ЄС є формування так званого суспільства рециклінгу, функціонування якого ґрунтується на запобіганні утворенню відходів і максимальному залученні тих відходів, утворення яких неможливо уникнути, до повторного використання як вторинних ресурсів [9, 10].

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Тематика досліджень відповідає за змістом цілям сталого розвитку 9 і 12, які зазначені в Указі Президента України «Про Цілі сталого розвитку України на період до 2030 року». Забезпечення сталого використання природних ресурсів під час здійснення виробничої діяльності гірничо-збагачувальних комбінатів, а також під час проєктування і будівництва об'єктів, повною мірою відповідає принципам ієрархії управління відходами відповідно до Закону України «Про управління відходами».

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Заміщення природної сировини вторинними матеріалами та побічною продукцією виробництва є важливим напрямом раціонального використання ресурсів, що відповідає принципам циркулярної економіки та підтримується державою. Згідно з ДСТУ 9171:2025, стале використання ресурсів у будівництві передбачає вдосконалення управління відходами й зменшення залежності економічного розвитку від споживання первинної сировини та енергії.

Обсяги утворення розкривних порід і хвостів збагачення залежать від багатьох факторів, зокрема геологічних умов залягання корисних копалин і технологій видобування: у Західній Австралії на тонну залізної руди припадає близько 2 тонн хвостів, тоді як у Бразилії – приблизно 0,4 тонни [11–13].

Використання залізорудних хвостів у будівництві дає змогу скоротити споживання природної сировини та вуглецевий слід галузі. Досліджується їх застосування у виробництві бетону [14], черепиці [15] і

цегли [16]. Зокрема, встановлено, що цегла з додаванням хвостів може бути екологічно безпечною завдяки переважному перебуванню елементів у складі матеріалу в іммобілізованому стані [17].

Оскільки заповнювачі становлять близько 70–80 % об'єму бетону, зростання потреб будівництва в цій продукції посилює видобування природних матеріалів і виснаження мінеральних ресурсів. Використання вторинної сировини зменшує потребу в первинних заповнювачах і скорочує обсяги відходів у відвалах [5, 18]. Подрібнені породи придатні для виробництва штучного піску й бетонних сумішей, однак їхні властивості можуть обмежувати застосування у високоміцних бетонах. Зокрема, підвищений вміст кам'яного порошку у матеріалах із магнетитового кварциту ускладнює використання їх як дрібного заповнювача [5, 19]. Тому необхідні подальші дослідження та вдосконалення технологій перероблення.

Важливим напрямком є також використання розкривних порід у дорожньому будівництві як мінерального заповнювача [20]. Інтеграція щебеневих комплексів до структури гірничо-збагачувальних комбінатів (ГЗК) дає змогу перетворювати відходи на товарну продукцію, розширювати сировинну базу підприємств і підвищувати ефективність використання ресурсів [21]. Економічна доцільність повторного використання розкривних порід значною мірою залежить від транспортних витрат і відстані до споживачів. За результатами дослідження [20], таке використання є перспективним у межах території до 100 км від відвалів.

Перехід до циркулярної економіки та реалізація Європейського зеленого курсу потребують системних змін у проєктуванні продукції, виробничих технологіях, бізнес-моделях і споживанні [22]. Важливими передумовами є класифікація, підготовка відходів до повторного використання, розвиток технологій переробки, а також удосконалення фінансових механізмів, екологічного оцінювання й державної політики [20, 23].

Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми, яким присвячується стаття. Перспективним напрямом удосконалення управління відходами гірничо-збагачувальних комбінатів (ГЗК) є перероблення мінеральних відходів на товарну продукцію. Це сприяє залученню вторинної сировини у виробництво, скороченню обсягів розміщення відходів і відповідних витрат. Водночас потребує комплексного оцінювання економічна доцільність використання розкривних порід як вторинної будівельної сировини з урахуванням технологічних можливостей та податкових наслідків.

Метою дослідження є підвищення ефективності управління відходами ГЗК шляхом обґрунтування можливостей виробництва вторинної будівельної сировини та оцінювання потенціалу скорочення витрат на розміщення відходів.

Наукова новизна. Запропоновані практичні підходи спрямовані на підвищення ефективності операційної діяльності гірничо-збагачувальних комбінатів, на забезпечення сталого використання природних ресурсів і здешевлення будівельних робіт та мінімізації впливів на довкілля за рахунок зменшення кількості відходів, що видаляються.

Методологічне або загальнонаукове значення. Дослідження ґрунтується на аналітичному оцінюванні ефективності управління відходами, їх класифікації відповідно до Національного переліку відходів і порівняльному аналізі підходів до екологічного оподаткування.

Виклад основного матеріалу. Ієрархія управління відходами передбачає пріоритетність запобігання їх утворенню, повторного використання, рециклінгу та інших операцій відновлення з метою мінімізації обсягів остаточного видалення [24]. На ГЗК цей підхід може реалізуватись через скорочення утворення відходів та інтеграцію операцій їх відновлення у виробничі процеси.

Основними категоріями відходів видобування й перероблення залізних руд є 01 01 01 Відходи видобування металічних корисних копалин (рудні), 01 03 06 Хвости інші, ніж зазначені за кодами 01 03 04 і 01 03 05, тобто хвости збагачення [25]. Значні обсяги цих матеріалів зумовлюють необхідність їх залучення до внутрішніх виробничих і господарських потреб підприємств [26–27].

Відповідно до додатка 2 Закону України «Про управління відходами», розкривні породи можуть спрямовуватися на операцію D1 Розміщення на поверхні чи в землі, у тому числі захоронення тощо, зокрема складування у відвалах, або на R5 Рециклінг/відновлення інших неорганічних матеріалів. До останнього операції належать використання скельних порід для зведення дамб хвостосховищ і перероблення порід на щебінь для будівництва та облаштування доріг.

В Україні вже розроблено технології використання скельних порід і відходів сухого магнітного збагачення залізистих кварцитів для виробництва будівельних матеріалів. Зокрема, ДСТУ Б В.2.7-34-2001 поширюється на щебінь із середньою густиною зерен понад 2,8 до 3,2 г/см^3, отриманий із відходів видобування. Інтеграція щебеневого комплексу до структури ГЗК дає змогу забезпечувати власні будівельні потреби та реалізовувати продукцію стороннім споживачам [4, 21, 28].

Економічною передумовою перероблення скельних розкривних порід є можливість уникнення витрат на екологічний податок за їх розміщення. Наприклад, згідно з проєктом нарощування ярусів хвостосховища [27], для будівельних робіт передбачено використання 12 373 м^3 щебеню для баластної призми, 301 422 м^3 гірської маси для кріплень і 996 м^3 кварцитового відсіву. Крім того, близько 1 063 858 м^3 хвостів збагачення планується залучити

до спорудження ярусів хвостосховища. За умови, що в будівництві можна використати 314 791 м^3 гірської породи, середньої щільності 1,5 т/м^3, то її приблизна маса становитиме 472 186,5 т. Використання цього обсягу як вторинної будівельної сировини замість складування у відвалах потенційно зменшить податкові витрати підприємства.

Відповідно до підпункту 14.1.223 Податкового кодексу України, розміщення відходів передбачає їх постійне перебування або захоронення у спеціально відведених місцях чи на відповідних об'єктах. Платниками екологічного податку є суб'єкти господарювання, діяльність яких передбачає розміщення відходів, з урахуванням установлених законодавством винятків [29].

Згідно зі статтею 246 Податкового кодексу України (редакція від 17.09.2026 і від 01.11.2026) [29], ставка податку за розміщення відходів IV класу небезпеки в розглянутому випадку становить 0,54 грн/т. За умов, коли місце розміщення не забезпечує повного запобігання забрудненню повітря або води чи розташоване в межах населеного пункту або на відстані до 3 км від нього, застосовується коефіцієнт 3. Тому розглянуто два сценарії: сприятливий (К = 1) і несприятливий (К = 3). Податкове зобов'язання визначається як добуток ставки податку, маси відходів і відповідного коефіцієнта [29]. Для 472 186,5 т гірської породи сума податку становитиме 254 980,71 грн та 764 942,13 грн за К = 1 та К = 3 відповідно.

На початку 2024 року у законопроєкті [30] запропоновано ставку 6,43 грн/т для розміщення безпечних відходів видобувної промисловості та понижувальний коефіцієнт 0,2 для кодів відходів 01 01 01 і 01 01 02. За цих умов фіскальне зобов'язання становитиме Пзв = 607 231,84 грн.

Отже, використання розкривних порід у будівництві замість їх розміщення у відвалах потенційно дасть змогу уникнути податкових витрат у розмірі 255,0–764,9 тис. грн за чинними положеннями Податкового кодексу України або близько 607,2 тис. грн за сценарієм законопроєкту [30]. Хоча запропонована ставка 6,43 грн/т майже в 12 разів перевищує чинну ставку 0,54 грн/т, застосування коефіцієнта 0,2 частково пом'якшує фінансове навантаження на підприємства.

У законопроєкті, оприлюдненому 30 липня 2026 року, запропоновано встановити ставку податку за 1 тонну захоронених безпечних відходів групи 01 Національного переліку в розмірі 0,02 % мінімальної заробітної плати, установленої на початок звітного року. На період воєнного стану передбачено застосування 30 % базової ставки [31]. За мінімальної заробітної плати 8 647 грн екопадаток складе: 244 979,80 грн при 30% (перехідні положення) та 816 599,33 грн при 100%. Цим законопроєктом також пропонується виключити з оподатковуваних обсягів відходи видобувної промисловості, які використовуються для відновлення, зокрема зворотного заповнення, відповідно до плану управління відходами, а також матеріали, передані протягом року після утворення на об'єкти оброблення для відновлення або видалення.

Головні висновки. Великотоннажні відходи гірничодобувної промисловості мають значний потенціал як вторинна сировина для будівництва, що дає змогу скоротити використання первинних мінеральних ресурсів. Створення щебеневих комплексів на ГЗК забезпечить перероблення скельних розкривних порід для власних потреб і реалізації стороннім споживачам. Це сприятиме зменшенню накопичення відходів у відвалах, скороченню потреби в природній сировині та зниженню техногенного навантаження на довкілля.

На прикладі проєкту реконструкції хвостосховища оцінено потенціал скорочення податкових витрат у разі використання розкривних порід як вторинної будівельної сировини. Розрахунки виконано з урахуванням чинного Податкового кодексу України та запропонованих законодавчих змін.

Перспективи використання результатів дослідження. Інтеграція щебеневого комплексу у виробничу структуру ГЗК дасть змогу вдосконалити управління відходами, сприятиме скороченню обсягів розміщення відходів, зменшенню податкових витрат і додатковому економічному ефекту відповідно до принципів циркулярної економіки. Подальші дослідження доцільно спрямувати на оцінювання технологічної й економічної ефективності щебеневих комплексів, визначення можливих обсягів виробництва вторинної сировини та оптимізацію логістики її використання.

Література

1. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2020 році. Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України. URL: https://mepr.gov.ua/diyalnist/napryamky/ekologichnyj-monitoryng/natsionalni-dopovidi-pro-stan-navkolyshnogo-pryrodnogo-seredovyshha-v-ukrayini/ (дата звернення: 01.07.2026).
2. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2021 році. Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України. URL: https://mepr.gov.ua/diyalnist/napryamky/ekologichnyj-monitoryng/natsionalni-dopovidi-pro-stan-navkolyshnogo-pryrodnogo-seredovyshha-v-ukrayini/ (дата звернення: 01.07.2026).
3. Davila R. B., Fontes M. P. F., Pacheco A. A., Ferreira M. S. Heavy metals in iron ore tailings and floodplain soils affected by the Samarco dam collapse in Brazil. *Science of the Total Environment.* 2020. Vol. 709. Article 136151. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136151.
4. Koval V., Kryshtal H., Udovychenko V., Soloviova O., Froter O., Kokorina V., Veretin L. Review of mineral resource management in a circular economy infrastructure. *Mining of Mineral Deposits.* 2023. Vol. 17, No. 2. P. 61–70. DOI: https://doi.org/10.33271/mining17.02.061.

5. Li Y., Huang M., Li J., Zhang S., Yang G., Chen X., Du H., Ni W., Song X., Hitch M. Performance Assessment of All-Solid-Waste High-Strength Concrete Prepared from Waste Rock Aggregates. *Materials*. 2025. Vol. 18, No. 3. Article 624. DOI: https://doi.org/10.3390/ma18030624.
6. Tiess G., Sokolova I., Klochkov S. Effective mineral policy as a key factor for sustainable economy. *Геолог України*. 2021. № 1–2 (44–45). С. 34–40. DOI: https://doi.org/10.53087/ug.2021.1-2(44-45).238854.
7. Europe 2020 A strategy for smart, sustainable and inclusive growth. COM/2010/2020 final. EUR-Lex : official website. URL: https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex:52010DC2020 (дата звернення: 01.07. 2026).
8. Popescu A. The geopolitical impact of the emerging technologies. *Bulletin Of Carol I National Defence University*. 2022. 10 (4). P. 7-21. DOI: https://doi.org/10.53477/2284-9378-21-38.
9. Europe 2020: A strategy for smart, sustainable and inclusive growth. COM/2010/2020 final. EUR-Lex. URL: https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex:52010DC2020 (дата звернення: 01.07.2026).
10. Communication From The Commission To The European Parliament, The Council, The European Economic And Social Committee And The Committee Of The Regions. Closing the loop – An EU action plan for the Circular Economy. COM/2015/0614 final. EUR-Lex : official website. URL: https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex:52015DC0614 (дата звернення: 01.07. 2026).
11. Kuranchie F.A., Shukla S.K., Habibi D. Utilisation of iron ore mine tailings for the production of geopolymer bricks. *Int. J. Min. Reclam. Environ*. 2016. 30 (2). P. 92-114. DOI: https://doi.org/10.1080/17480930.2014.993834
12. Dauce P.D., de Castro G.B., Lima M.M.F., Lima R.M.F. Characterisation and magnetic concentration of an iron ore tailings. *J. Mater. Res. Technol*. 2019. 8 (1). P. 1052-1059. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jmrt.2018.07.015
13. Thejas H.K., Nabil Hossiney. Alkali-activated bricks made with mining waste iron ore tailings. *Case Studies in Construction Materials*. 2022. Vol. 16. Article e00973. DOI: https://doi.org/10.1016/j.cscm.2022.e00973.
14. Lv X., Lin Y., Chen X., Shi Y., Liang R., Wang R., Peng Z. Environmental impact, durability performance, and interfacial transition zone of iron ore tailings utilized as dam concrete aggregates. *J. Clean. Prod*. 2021. 292. Article 126068. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126068
15. Eugênio T.M.C., Fagundes J.F., Viana Q.S., Vilela A.P., Mendes R.F. Study on the feasibility of using iron ore tailing (iot) on technological properties of concrete roof tiles. *Constr. Build. Mater*. 2021. 279. Article 122484. DOI: https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2021.122484
16. Zhang N., Tang B., Liu X. Cementitious activity of iron ore tailing and its utilization in cementitious materials, bricks and concrete. *Constr. Build. Mater.* 2021. 288. Article 123022. DOI: https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2021.123022
17. Mendes B.C., Pedroti L.G., Fontes M.P.F., Ribeiro J.C.L., Vieira C.M.F., Pacheco A.A., de Azevedo A.R.G. Technical and environmental assessment of the incorporation of iron ore tailings in construction clay bricks. *Constr. Build. Mater*. 2019. 227. Article 116669. DOI: https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2019.08.050
18. Feng W., Dong Z., Jin Y., Cui H. Comparison on micromechanical properties of interfacial transition zone in concrete with iron ore tailings or crushed gravel as aggregate. *J. Clean. Prod.* 2021. 319. Article 128737. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.128737.
19. Benarchid Y., Taha Y., Argane R., Tagnit-Hamou A., Benzaazoua M. Concrete containing low-sulphide waste rocks as fine and coarse aggregates: Preliminary assessment of materials. *J. Clean. Prod*. 2019. 221. P. 419–429. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.02.227.
20. Amrani M., Taha Y., Kchikach A., Benzaazoua M., Hakkou R. Field and Economic Studies on Mine Waste: Sustainable Reuse as Aggregates for Low Traffic Pavement Structure. *Sustainability*. 2022. 14(19), Article 12540. DOI: https://doi.org/10.3390/su141912540
21. Koken E. Evaluation of the capacity of apron feeders used in crushing–screening plants by response surface methodology and artificial intelligence methods. *Mugla Journal of Science and Technology*. 2024. 10(1). P. 142-151. DOI: https://doi.org/10.22531/muglajsci.1408783.
22. Thejas HK., Hossiney N. A short review on environmental impacts and application of iron ore tailings in development of sustainable eco-friendly bricks. *Mater. Today: Proc*. 2021. 61 (2). P. 327-331. DOI: https://doi.org/10.1016/j.matpr.2021.09.522
23. Про затвердження Методичних рекомендацій з підготовки звіту з оцінки впливу на довкілля для видів діяльності у галузі видобування корисних копалин. Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України : офіційний веб-сайт. URL: https://mepr.gov.ua/diyalnist/otsinka-vplyvu-na-dovkillya/normatyvno-metodychne-zabezpechennya/ (дата звернення: 01.07.2026).
24. Сучасне керування відходами відповідно до принципів циркулярної економіки : Посібник курсу ZWA deep level / за ред. Ю. Уманського ; ГО «Український центр європейської політики», ГО «Центр громадських та медійних ініціатив». 2021. 140 с. URL: https://zerowastekharkiv.org.ua/wp-content/uploads/2023/08/Сучасне-керування-відходами-відповідно-до-принципів-циркулярної-економіки.pdf (дата звернення: 01.07.2026).
25. Про затвердження Порядку класифікації відходів та Національного переліку відходів : Постанова Кабінету Міністрів України. Редакція від 25.12.2025. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1102-2023-%D0%BF#Text (дата звернення: 01.07.2026).
26. Shahba S., Arjmandi R., Monavary M., Ghodusi J. Iron ore waste classification according to unep guidelines (case study: golgohar mining and industrial complex in Sirjan, Iran). *Ecology and environmental research*. 2017. 15(4). С. 943-956. DOI: http://dx.doi.org/10.15666/aeer/1504_943956.
27. Звіт з оцінки впливу на довкілля «Реконструкція існуючого хвостосховища для підтримання потужності комбінату» : реєстр. № справи 20187161252 / ПРАТ «Північний гірничо-збагачувальний комбінат». Київ, 2018. 109 с. URL: https://eco.gov.ua/categories/e-ovd (дата звернення: 01.06.2026).
28. Valovoi O., Brovko D., Afanasiev V., Valovoi M., Popruha D. Results of the Study of Mining and Processing Plant Waste for the Construction of Motor Roads and Railway Tracks. *Academic Journal Industrial Machine Building Civil Engineering*, 2025. 1 (64), 112–118. DOI: https://doi.org/10.26906/znp.2025.64.4053.
29. Податковий кодекс України. Державна податкова служба України : веб-сайт. URL: https://tax.gov.ua/nk/ (дата звернення: 01.07.2026).
30. Проєкт Закону України «Про внесення змін до Податкового кодексу України щодо екологічного податку, що справляється за захоронення відходів та розміщення відходів видобувної промисловості». Новини від 03.01.2024. Оновлено 13.08.2024. Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України : офіційний веб-сайт. URL: https://www.drs.gov.ua/wp-content/uploads/2024/08/2952-1.pdf (дата звернення: 11.10.2026).
31. Проєкт Закону України «Про внесення змін до Податкового кодексу України щодо екологічного податку, що справляється за захоронення відходів» : оприлюднено Міністерством економіки України 30 липня 2026 року. Огляд законопроєкту. ЕкоПолітика : веб-сайт. URL: https://www.me.gov.ua/view/2aabdeb0-11d0-41ce-8143-48ced326e829 (дата звернення: 11.10.2026).

Дата першого надходження статті до видання: 16.10.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 04.11.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 23.11.2026

UDC 628.477:625.7:502.131.1
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.6-69.58

RESOURCE-EFFICIENT METHODS OF MANAGING WASTE FROM THE DESTRUCTION OF TRANSPORT INFRASTRUCTURE UNDER SUSTAINABLE DEVELOPMENT CONDITIONS

Sorochynska O.L. (orcid.org/0000-0003-2477-1275)
National Transport University
Omelianovycha-Pavlenka str. 1, 01010, Kyiv
ellena06.84@ukr.net

The article examines resource-efficient methods of handling waste generated by the destruction and dismantling of transport infrastructure facilities, including highways, bridges, overpasses, railway tracks and related structures. The relevance of the work is due to the significant volumes of destruction of the transport infrastructure in Ukraine and the need to combine the restoration of transport connections with the rational use of material resources and the reduction of the ecological burden. The purpose of the study is to substantiate a methodical approach to the preliminary comparative assessment of the resource efficiency of alternative scenarios for the management of waste from the destruction of transport infrastructure.

The work systematizes the main material flows, in particular concrete and reinforced concrete, asphalt concrete, metals, soils and railway ballast, as well as identifies factors limiting their reuse and processing. The regulatory principles of such waste management in Ukraine and the European Union are summarized. The methodological basis is the analysis of scientific publications and regulatory documents, the systematization of material flows and the comparative evaluation of scenarios under a single functional unit and agreed boundaries of the system. A system of resource, transport, environmental and economic indicators is proposed for evaluation: the share of waste recovery, the share of high-quality use, substitution of primary raw materials, transport distance and operation, net greenhouse gas emissions in CO_2 equivalent, the share of residues requiring removal and estimated costs.

The application of the approach is demonstrated on a parametric example of processing 1,000 tons of concrete scrap in two ways: by a mobile complex near the place of formation and at a stationary enterprise. Under accepted conditions, the mobile scenario is characterized by less transport operation (8000 vs. 45.000 t·km) and lower net estimated greenhouse gas emissions (−1740 vs. −1320 kg CO_2-eq). At the same time, the stationary scenario provides a higher yield of suitable secondary product (880 vs. 820 t), a higher volume of substitution of primary aggregate (792 vs. 738 t) and lower estimated costs (48.000 vs. UAH 65.500). Consequently, the results do not confirm the universal advantage of one method, but demonstrate the need for a comprehensive comparison of material, logistical, environmental and economic parameters.

The practical significance lies in the possibility of using the proposed approach by local self-government bodies, customers of restoration works and operators of processing facilities for preliminary justification of decisions. The calculations are of a scenario nature and are based on conditional initial data, therefore, for practical application, they must be clarified based on the results of material tests, equipment characteristics, actual transportation routes and budgetary indicators. *Key words:* waste destruction; transport infrastructure; resource efficiency; recycling; secondary aggregate; transport work; greenhouse gas emissions.

Ресурсоефективні методи поводження з відходами руйнації транспортної інфраструктури в умовах сталого розвитку. Сорочинська О.Л.

У статті досліджено ресурсоефективні методи поводження з відходами, що утворюються внаслідок руйнування та демонтажу об'єктів транспортної інфраструктури, зокрема автомобільних доріг, мостів, шляхопроводів, залізничних колій і супутніх споруд. Актуальність роботи зумовлена значними обсягами руйнувань транспортної інфраструктури в Україні та потребою поєднати відновлення транспортних сполучень із раціональним використанням матеріальних ресурсів і зменшенням екологічного навантаження. Метою дослідження є обґрунтування методичного підходу до попереднього порівняльного оцінювання ресурсоефективності альтернативних сценаріїв поводження з відходами руйнації транспортної інфраструктури.

У роботі систематизовано основні матеріальні потоки, зокрема бетон і залізобетон, асфальтобетон, метали, грунти та залізничний баласт, а також визначено чинники, що обмежують їх повторне використання та перероблення. Узагальнено нормативні засади управління такими відходами в Україні та Європейському Союзі. Методологічну основу становлять аналіз наукових публікацій і нормативних документів, систематизація матеріальних потоків та порівняльне оцінювання сценаріїв за єдиної функціональної одиниці й узгоджених меж системи. Для оцінювання запропоновано систему ресурсних, транспортних, екологічних та економічних показників: частку відновлення відходів, частку високоякісного використання, заміщення первинної сировини, транспортну відстань і роботу, чисті викиди парникових газів у CO_2-еквіваленті, частку залишків, що потребують видалення, та розрахункові витрати.

Застосування підходу продемонстровано на параметричному прикладі перероблення 1000 т бетонного лому двома способами: мобільним комплексом поблизу місця утворення та на стаціонарному підприємстві. За прийнятих умов мобільний сценарій характеризується меншою транспортною роботою (8000 проти 45 000 т·км) і нижчими чистими розрахунковими викидами парникових газів (−1740 проти −1320 кг CO_2-екв.). Водночас стаціонарний сценарій забезпечує більший вихід придатного вторинного продукту (880 проти 820 т), більший обсяг заміщення первинного заповнювача (792 проти 738 т) і нижчі розрахункові витрати (48 000 проти 65 500 грн). Отже, результати не підтверджують універсальної переваги одного способу, а демонструють необхідність комплексного зіставлення матеріальних, логістичних, екологічних та економічних параметрів.

Практичне значення полягає в можливості використання запропонованого підходу органами місцевого самоврядування, замовниками відновлювальних робіт і операторами переробних потужностей для попереднього обґрунтування рішень. Розрахунки мають сценарний характер і ґрунтуються на умовних вихідних даних, тому для практичного застосування їх необхідно уточнювати за результатами випробувань матеріалів, характеристиками обладнання, фактичними маршрутами перевезення та кошторисними показниками. *Ключові слова:* відходи руйнації; транспортна інфраструктура; ресурсоефективність; рециклінг; вторинний заповнювач; транспортна робота; викиди парникових газів.

© Sorochynska O.L., 2026
Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY 4.0

Statement of the problem. Armed aggression against Ukraine caused large-scale destruction of transport infrastructure. According to RDNA5, as of December 31, 2025, Ukraine's direct losses exceeded $195 billion. USA, and recovery needs for the next decade amount to about 588 billion dollars, of which more than 96 billion dollars. falls on the transport sector [1].

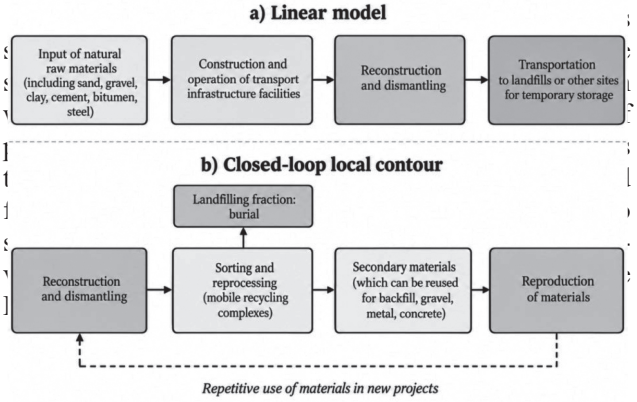


Fig. 1. Linear model and closed local contour of waste management of the destruction of transport infrastructure

Relevance of the study. It is important that resource efficiency is not identical to the very fact of recycling. Processing waste into low-quality material (for example, using high-quality concrete scrap only for backfilling), transporting heavy material over long distances or energy-intensive technological operations can neutralize the ecological and economic effect. Therefore, the methods of handling destruction waste should be evaluated according to quantitative indicators: the share of substitution of primary raw materials, preservation of the functional value of the material, energy intensity, transport component and greenhouse gas emissions.

The connection of the work with important scientific and practical tasks. The study meets the objectives of the UN Sustainable Development Goals № 9 (sustainable infrastructure), № 11 (sustainable cities and communities) and № 12 (responsible consumption and production) [2], as well as the requirements of the Law of Ukraine «On Waste Management» [3], the Procedure for Waste Management from Destruction [4] and strategic documents in the field of waste management [5, 6]. The results of the work can be used by local self-government bodies, customers of road, bridge and railway restoration works and operators of processing facilities.

Analysis of recent research and publications. Research on the management of destruction waste covers the issues of selective dismantling, reuse of materials, assessment of environmental and economic impacts and selection of optimal scenarios. Villoria Sáez and Osmani found differences between EU countries in terms of recycling rates and limited data for comparison [7]. Zhang and co-authors noted the predominance of low-quality mineral waste use over high-quality recycling [8]. The European guidelines specify requirements for pre-dismantling and selective disassembly waste audits [9] and Atstāja and co-authors propose the use of mobile recycling complexes near reconstruction facilities in Ukraine [10].

The possibilities of reusing transport infrastructure materials are addressed in the works of Silva [11], Tam [12], Kisku [13] and Xiao [14]. Researchers note that secondary crushed stone made of concrete scrap has a lower density and higher water absorption than natural, but is suitable for road bases and low-grade concrete. Its application in road construction is also confirmed by the works of Poon and Chan [15], Arulrajah and co-authors [16]. FHWA summarized the practice of using asphalt concrete granulate (RAP) [17], and Zaumanis and co-authors investigated the production of mixtures with its content up to 100 % [18, 19]. The reuse of steel structures is hampered by a lack of information on the properties of the elements, certification and regulatory certainty [20]. Materials recovery approaches in the context of the circular economy are systematized by Ginga and co-authors [21].

Environmental-economic assessment of recycling is based, in particular, on the methodology of life cycle assessment (LCA). Blengini established the dependence of its results on the type of material to be replaced and the distance of carriage [22] and Aurangzeb with co-authors showed that increasing the proportion of RAPs can reduce the environmental impact of asphalt mixtures [23]. Zhang and co-authors developed an approach to evaluating the eco-efficiency of concrete recycling [24]. Dias with co-authors found that secondary aggregates may have a lower environmental impact, but a higher cost compared to natural ones, in particular due to transport costs [25].

To select waste management scenarios, Yi and co-authors combined LCA and life cycle cost estimation with AHP and TOPSIS methods. The best results were obtained by recycling for concrete production and road construction, the worst – landfills [26].

Highlighting previously unresolved parts of the general problem, to which this article is devoted. Despite the availability of research on the processing of construction and demolition waste, assessment of the life cycle of secondary materials and reduction of transport costs, resource, technological, transport and environmental criteria must be agreed upon when choosing a method of managing waste from the destruction of transport infrastructure. For such facilities, material composition heterogeneity, possible pollution and restricted access to waste generation sites are also important. Separate indicators – share of recovery, substitution of primary raw materials, distance of transportation, greenhouse gas emissions – were used in the above works [7, 22–26], but much less attention was paid to waste destruction of the transport infrastructure, in particular in conditions of war destruction, in the considered publications. This justifies the feasibility of comparative evaluation of alter-

native scenarios under uniform starting conditions. This particular gap is partially filled by this article.

The novelty. The scientific novelty consists in clarifying the methodical approach to the comparative assessment of scenarios for the management of waste from the destruction of transport infrastructure by taking into account resource, transport, environmental and economic indicators within a single functional unit. A feature of the approach is the consistent linking of the yield of a suitable secondary product to its functional equivalence to the primary material, the estimated volume of substitution of primary raw materials, transport work, net greenhouse gas emissions and costs. This makes it possible to compare mobile and stationary processing taking into account not only technological characteristics, but also logistical conditions and economic consequences. The proposed approach is intended to justify decisions in advance; it does not imply a predetermined advantage of a particular mode of recycling, since the outcome depends on the parameters of the particular object and the accepted limits of the system.

Research methodology. The purpose of the article – is to substantiate the methodical approach to the preliminary assessment of the resource efficiency of scenarios for the management of waste from the destruction of transport infrastructure based on a comparison of resource, transport, environmental and economic indicators and to demonstrate its application on the parametric example of mobile and stationary processing of concrete scrap.

To achieve the goal, the systematization of material flows and restrictions on the reuse of waste, the determination of comparison indicators, the establishment of a single functional unit and system boundaries, the development of a scenario selection sequence and the determination of the limitations of the approach are provided.

The methodology is based on the analysis of scientific publications, legal acts and official reports, a systematic approach and comparative analysis in accordance with the waste management hierarchy. The assessment covers four groups of indicators: resource – yield of suitable secondary product, substitution of primary raw materials and volume of residues; transport – distance of transportation and transport work; environmental – net greenhouse gas emissions in CO_2 equivalent; economic – costs for processing, transportation, removal of residues and replacement of primary aggregate. Indicators are defined under a single functional unit and consistent system boundaries, which makes it possible to compare scenarios without determining the universally best option. The output parameters of materials, technologies and costs are specified based on the results of tests, equipment characteristics, transportation routes and estimates of a specific object.

Presentation of the main material.

Composition and features of waste destruction of transport infrastructure. Composition and features of waste destruction of transport infrastructure. The composition of destruction waste is determined by the type of transport facility, its design, age and nature of damage. The main material flows and specific associated risks are given in the table. 1.

In terms of mass, waste from the destruction of transport infrastructure is dominated by mineral materials: concrete, asphalt concrete, crushed stone and soil. Metals make up a smaller share, but are characterized by high cost and suitability for reuse and recycling.

War destruction complicates waste management due to the mixing of materials, possible contamination with oil products and combustion products, the presence of dangerous components, in particular asbestos-containing materials, as well as explosive objects. Additional factors are the heterogeneity of debris sizes and the territorial dispersion of waste generation sites, which increases sorting and transportation costs.

Consequently, resource-efficient management of such waste involves preliminary surveying of the area and its demining by authorized services, safe extraction of hazardous components and selective sorting of materials before recycling.

Regulatory and legal regulation of destruction waste management. The normative basis of destruction

Table 1

Main material flows and associated risks of waste from the destruction of transport infrastructure facilities

Object	Main material flows	Specific associated risks
Motor roads	Asphalt concrete; cement concrete; crushed stone and sand of bases and sub-bases; earthwork soil; curbs, elements of fences	Petroleum products after damage; possible resin-containing binders in ancient layers; soil contamination
Bridges, overpasses, overpasses	Reinforced concrete and concrete; structural steel and reinforcement; support elements, deformation joints, support parts	Paint coatings with heavy metals in old steel structures; mixing with soil and water
Railway route	Crushed stone ballast; reinforced concrete and wooden sleepers; rails; fasteners; catenary elements	Antiseptic-impregnated wooden sleepers (hazardous waste); ballast contamination with lubricants
Tunnels, stations, station and warehouse facilities	Reinforced concrete, brick, steel, glass, roofing materials	Asbestos-containing materials in old buildings; fire pollution
Airfield surfaces, port berths	Cement concrete slabs, asphalt concrete, reinforced concrete structures	Pollution by fuel and lubricants

Source: Summarized by the author on [7, 11, 17] and material classification of transport infrastructure facilities.

waste management in Ukraine is the Law of Ukraine «On Waste Management» [3], which establishes the hierarchy of waste management and prioritizes the prevention of its formation, preparation for reuse, recycling and other recovery operations compared to disposal. Special features of the management of waste generated by damage or destruction of facilities are regulated by the relevant procedure approved by the Cabinet of Ministers Resolution № 1073 [4]. The strategic directions of public policy are determined by the National Waste Management Strategy until 2030 and the National Waste Management Plan until 2033 [5; 6].

The European regulatory framework is Directive 2008/98/EC on waste, as amended by Directive (EU) 2018/851 [29; 30]. It establishes a hierarchy of waste management and orients states to increase the level of preparation for reuse, recycling and other material recovery of construction and demolition waste. Practical recommendations for sorting, quality control and improving the reusability of materials are contained in the European Commission's protocol on construction and demolition waste [31] and pre-disassembly audit recommendations [9].

The technical basis for evaluating the reusability of recycled materials is the requirements of the relevant standards for concrete aggregates, road construction materials and asphalt concrete mixtures [33–35]. In practical application, the validity of the relevant national harmonized standards and the requirements for the specific field of use of secondary raw materials must be taken into account.

Resource-efficient methods of handling destruction waste. Resource-efficient management of waste from the destruction of transport infrastructure involves the maximum preservation of the material value of the components, provided that the requirements of environmental safety and the quality of secondary raw materials are met. The choice of technology depends on the type and technical condition of the material, the level of its contamination, the possibility of selective dismantling, the distance to the place of processing and the requirements for the final product.

To systematize possible solutions, the work used a five-level analytical classification of methods of handling destruction waste (Fig. 2). It makes it possible to consistently assess the possibilities of preservation of materials, their reuse and processing, as well as to determine the expediency of other ways of handling unsuitable or dangerous components.

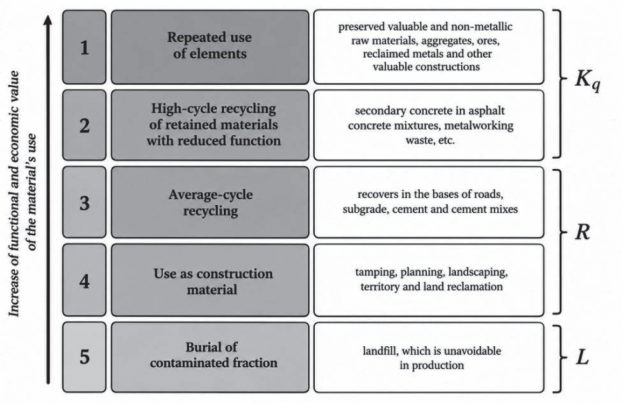


Fig. 2. A five-level analytical classification of the quality of use of waste destruction and related levels for resource efficiency indicators

Source: compiled by the author.

Practical application of these approaches involves preliminary site inspection, separate extraction of materials, sorting and verification of their suitability for further use. In the presence of dangerous components, they are removed and transferred to appropriate handling separately from the main mineral flows.

The main areas of resource-efficient management of destruction waste are the reuse of suitable elements, the processing of mineral materials, the return of metals to the production cycle, and the use of suitable soils and ballast after checking their properties. Concrete and reinforced concrete, after removal of foreign inclusions, are crushed and separated by fractions to obtain a secondary aggregate. Asphalt concrete can be used as a regenerated asphalt concrete material using the appropriate technol-

Table 2

Comparison of methods of processing waste destruction of transport infrastructure

Method	Input stream	Secondary products	Main limitations
Reuse of elements	Preserved prefabricated products, fences, rails	Elements in the output function	Surveys, documentation, compliance with regulations are required
Crushing of concrete and screening	Concrete, reinforced concrete	Secondary crushed stone, mixtures for bases	Higher water absorption; particle limitation in structural concrete
RAP recycling (hot, cold)	Asphalt concrete	Granulate, asphalt concrete mixtures	Homogeneity, aging of the binder, tar is possible
Melting of scrap metal	Fittings, rolled products, rails	New steel	Pollution by coatings, the need for sorting
Restoration of ballast and soils	Ballast, earthwork soil	Ballast, bulk materials	Pollution, humidity, fraction of fines
Burial	Residual fraction	-	The lowest priority in the hierarchy; loss of resource

Source: Compiled by author at [3, 7, 11–20, 23, 24].

ogy. Metal components are sorted by species and transferred for reuse or recycling.

Soils, crushed stone and railway ballast can return to use after assessing their composition, contamination and compliance with technical requirements. Materials containing hazardous substances or not meeting the established requirements should not be directed to recyclable streams without proper processing. The choice of a specific technology is determined not only by the potential yield of secondary material, but also by energy consumption, the need for transportation, the quality of the final product and the impact on the environment.

Resource efficiency indicators and method selection algorithm. For the comparison of methods of handling destruction waste, a system of resource, transport and environmental indicators is proposed, formed taking into account the principles of life cycle assessment ISO 14040 and ISO 14044 [37; 38]. The system includes the share of recovery (R), the share of high-quality use (K_q), substitution of primary raw materials (S), transport distance (T_d), net global warming potential (GWP_{net}) and the share of residue requiring removal (L). Indicators are determined for the same functional unit, system boundaries and accounting period.

1. Share of recovery R – ratio of the mass of waste actually directed to the specified recovery operations to the total mass of waste of the estimated flow for the set accounting period. Recovery operations include preparation for reuse, recycling and other material recovery (in particular, backfilling if the waste replaces other materials); burial before recovery is not included:

$$R = \frac{M_{\text{rec}}}{M_{\text{gen}}} \tag{1}$$

where M_{rec} – mass of waste actually directed to specified recovery operations (reuse, recycling, other recovery);
M_{gen} – total mass of waste within the estimated flow.

2. The share of high-quality use K_q – ratio of the mass of waste directed at the level of 1–2 of the five-level classification (reuse of elements and recycling with preservation of the function of the material), the quality of which is confirmed according to the established criteria, to the total mass of wastев:

$$K_q = \frac{M_q}{M_{\text{gen}}} \tag{2}$$

where M_q – mass of waste that has been reused or recycled while preserving the function of the material and meets quality criteria;
M_{gen} – the same as in formula (1). The quality of the secondary material is confirmed by tests and compliance with the technical requirements for the products for the declared purpose. The indicator makes it possible to take into account downcycling, which is not reflected in the total share of recovery [8].

3. Substitution of primary raw materials *S*. To assess the resource effect, not only the mass of the obtained secondary material is taken into account, but also the volume of primary raw materials, which it actually replaces, taking into account the purpose and properties:

$$S = \frac{M_{\text{virgin,avoided}}}{M_{\text{virgin,baseline}}} \tag{3}$$

where $M_{\text{virgin,avoided}}$ – mass of primary raw material substituted in the selected scenario;
$M_{\text{virgin,baseline}}$ – the mass of primary raw materials required in the base scenario for an equivalent result. The indicator is used only on the condition that the basic scenario and functional equivalence are determined. If additional materials are required to achieve the same function (for example, more cement when using secondary aggregate), their mass is taken into account when determining $M_{\text{virgin,avoided}}$ with a minus sign.

4. Transport component T_d – weighted average by weight of the material transport distance within the estimated flow:

$$T_d = \frac{\sum_i m_i d_i}{M_{\text{gen}}} \tag{4}$$

where m_i – mass of a batch of material i;
d_i – the distance of its transportation;
M_{gen} – total mass of the estimated flow.

Unit of measurement T_d – km. A value is used to evaluate transport work $W = \sum m_i d_i$, which is measured in ton·km; to estimate emissions from transportation, the type of vehicle, loading, mileage without cargo and the emission factor are additionally taken into account.

5. Net global warming potential GWP_{net} – the difference in greenhouse gas emissions within the selected scenario (dismantling, sorting, processing, transportation) and emissions avoided by substitution of primary production:

$$GWP_{net} = M_0 \left(e_{poc} + e_{tr} T_d - k_{eq} \eta e_{prim} \right) \tag{5}$$

where M_0 – mass of original concrete scrap, tones;
e_{proc} – specific emissions from recycling, kg CO_2-eq./ton of input raw materials;
e_{tr} – specific emissions of transportation, kg CO_2-eq./(ton·km);
T_d – weighted average transport distance, km;
k_{eq} – coefficient of functional equivalence;
η – yield fraction of suitable secondary product;
e_{prim} – specific emissions of primary aggregate production, kg CO_2-eq./ton.

Correct calculation is possible only under specified functional unit, system limits and emission factors [37, 38]; the unit of measurement is fixed, for example, in kg CO_2-eq. per 1 ton of waste treated or per other clearly defined functional unit. The Blengini results show that the environmental benefit of recycling depends on the nature of the material to be replaced and on the transport distances [22], so the T_d and GWP_{net} indicators should be considered together.

6. Proportion of residue requiring final removal *L*. The denominator shall be the total mass of waste of the stream under assessment and the residue shall include

only those streams which, after the operations envisaged, are not intended to be reused or recovered:

$$L = \frac{M_{\text{res}}}{M_{\text{gen}}} \cdot 100\% \quad (6)$$

where M_{res} – the mass of residue requiring final removal.

M_{res} includes only materials that, after the intended handling operations, require final removal; temporary storage does not in itself mean burial.

For the reproducibility of calculations, data on the mass and directions of waste management, the quality of the secondary product, transport distances and characteristics of transportation, emission factors, costs and conditions for replacing primary raw materials are required. Sources of coefficients and scenario assumptions are noted separately.

Comparison of indicators and scenario selection. Scenarios are compared for the same functional unit and system boundaries. The integral index is not applied in this work: indicators are evaluated separately because they have different units of measurement. Ceteris paribus, scenarios with higher values (R), (K_q) and (S) and lower values (T_d), (GWP_{net}) and (L) are preferred. Only options that meet safety requirements and technical requirements for secondary products are allowed for comparison. If the results according to the criteria are contradictory, the compromises are justified separately, without determining the advantage according to only one indicator.

Based on these indicators, the following method selection algorithm is proposed for each waste stream (Fig. 3):

1. Carry out demining, surveying and initial assessment of the flow; remove hazardous components.
2. Separate the flow according to materials and degree of pollution (concrete, asphalt concrete, metal, soil, mixed flow).
3. Determine elements suitable for reuse based on the results of the examination.
4. For the remaining flows, determine the highest technically achievable level of quality by hierarchy (from 2 to 4) according to product requirements.
5. Estimate the distances to the nearest consumer of secondary products or the location of mobile processing; compare T_d і GWP_{net} for alternative options.
6. Confirm the quality of the secondary material by tests (mechanical and chemical indicators, leaching) [36].
7. Record the values of indicators R, K_q, S, T_d, GWP_{net}, L for reporting and compare scenarios according to the selection rule.

The choice of method is determined not only by technological possibility, but also by resource, environmental and economic consequences, since the advantages of processing can be offset by excessive energy consumption or transportation.

An estimated example of a comparison of concrete scrap handling scenarios. To test the methodology, two scenarios for handling a concrete scrap were compared: recycling by a mobile complex near the place of waste generation (Scenario A) and transportation to a stationary enterprise (Scenario B). The same mass of starting material is adopted for both scenarios; transport work, yield of suitable secondary product, substitution of primary aggregate, residue formation, environmental consequences and costs are taken into account.

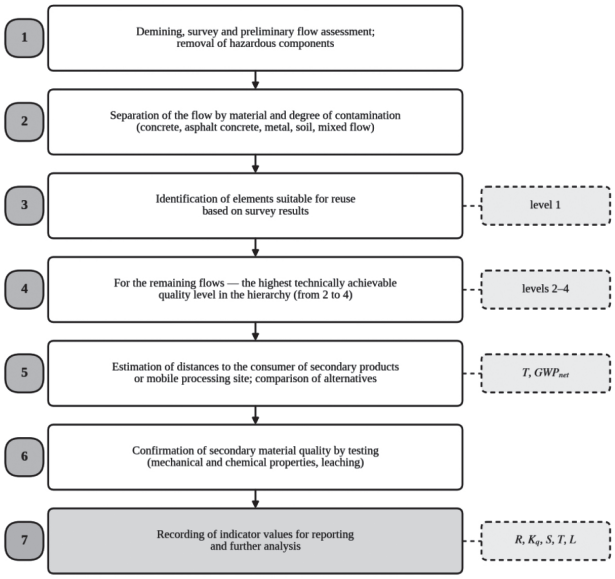


Fig. 3. Algorithm for choosing a resource-efficient method for handling the flow of destruction waste

Source: compiled by the author.

In Scenario A, the concrete scrap is sorted, tested for suitability and recycled by a mobile complex near the site of formation. In Scenario B, the material is transported to a stationary facility for sorting and processing. In both cases, the secondary product is used subject to compliance with technical requirements.

Imprint and assumptions for scenario comparison. The functional unit is the processing of 1.000 tons of concrete scrap of the same composition with the production of secondary crushed stone for the layers of the base of road clothing. The same coefficient of functional equivalence of secondary and primary aggregates is adopted for both scenarios. The values of transport distances, the yield of a suitable product, specific emissions and costs are notional calculation assumptions intended to demonstrate the technique and not to be directly transferred to real objects.

For the comparison of the economic component of the scenarios, the net estimated costs are determined, taking into account the costs of processing the raw material, transportation, removal of the balance and avoided costs for the purchase of primary aggregate, which is replaced by a secondary product:

$$C = M_0 c_{proc} + c_{tr} W + c_{disp} M_{res} - c_{prim} k_{eq} M_q \quad (8)$$

where W – transport work, ton·km;

c_{proc} – specific costs for processing, UAH/ton of input material;

c_{tr} – transportation costs, UAH /(ton·km);
c_{disp} – costs for removal of the balance, UAH/ton;
c_{prim} – the cost of the primary aggregate, UAH/ton.

The boundaries of the system cover the loading of concrete scrap, its transportation and processing, the use of the secondary product, as well as taking into account the production and delivery of the primary aggregate that it replaces. The calculation scheme for comparing scenarios is given in the table. 3.

The numerical values of the circuit parameters are substituted based on the data of a specific object or on scenario assumptions substantiated by sources; in the absence of real data, all assumptions are noted separately and used the same for both scenarios. A comparison based on the results of the calculation should show by what indicators one scenario is better, by what indicators it is worse, and what conditions can change the result, and not repeat the numbers of the table. Yes, provided $T_{d,A} < T_{d,B}$ Scenario A has less transport operation, but this does not guarantee a lower GWP_{net} : according to the scheme (Table. 3) $GWP_{net,A} < GWP_{net,B}$, if the condition is met:

$$e_{proc,A} - e_{proc,B} < e_{tr}\left(T_{d,B} - T_{d,A}\right) + k_{eq} e_{prim}\left(\eta_A - \eta_B\right).$$

Consequently, higher specific emissions of mobile equipment or lower yields of a suitable product may offset the benefit of distance reduction. Similarly, in terms of *S* and *L* indicators, a scenario with a higher yield of a suitable product has an advantage, and in terms of costs, a scenario in which savings on transportation are not covered by a higher cost of processing. If economic and environmental criteria give conflicting results, the values are given separately according to the criteria, and the choice is justified according to the rule given above.

The calculation parameters are conditional and are intended to demonstrate the methodology. For practical application, they are specified according to the characteristics of the equipment, the results of material tests, actual transportation routes and estimated data.

Scenario comparison results. Under the accepted conditions, Scenario A is characterized by lower transport operation – 8.000 ton·km versus 45.000 ton·km in Scenario B, which provides lower net emissions: −1740 versus −1320 kg CO_2-eq. At the same time, Scenario B provides a higher yield of suitable secondary product (880 vs. 820 tons) and, accordingly, more substitution of primary aggregate (792 vs. 738 tons). Its estimated costs are also lower – UAH 48.000 against UAH 65.500 in Scenario A.

Therefore, under the given parameters, Scenario A has an advantage in terms of net emissions, and Scenario B – in terms of secondary product yield and economic indicators. This confirms the need for a comprehensive comparison of resource, environmental and economic criteria. The results obtained are demonstrative: the final choice of method for a specific facility requires refinement of the original data, equipment characteristics, transport routes and costs.

Sensitivity of results to output parameters. The results of the comparison of the scenarios depend on the distance of carriage, the yield of the suitable secondary product, the specific emissions and processing costs, and the functional equivalence factor. Increasing the transport distance, other things being equal, increases transport work, emissions and costs, while reducing the

Table 3

Calculation scheme for comparing scenarios A and B

Indicator	Method of determination	Scenario A	Scenario B
Mass of the original concrete scrap M_0, tons	The same for both scenarios (functional unit)	M_0	M_0
Transport distance T_d, km	$T_d = \sum m_i d_i / M_0$; is m_i – batch mass of original concrete scrap, tons; d_i – the distance of its transportation from the place of formation to the place of processing, km; M_0 – total mass of the original scrap, tons. The delivery of the secondary product to the consumer and the carriage of the residues to the place of removal are not taken into account in this indicator.	T_{dA}	T_{dB}
Yield of suitable secondary product M_q, tons	$M_q = \eta M_0$; output factor η – based on the results of tests or a reasonable assumption	$\eta_A M_0$	$\eta_B M_0$
Substitution of primary material S, %	$S = k_{eq}\eta M_0 / M_0 \cdot 100$ %; k_{eq} – coefficient of functional equivalence	$k_{eq}\eta_A \cdot 100$ %	$k_{eq}\eta_B \cdot 100$ %
Transport work W, ton·km	$W = \sum m_i d_i = M_0 T_d$	$M_0 T_{d,A}$	$M_0 T_{d,B}$
Emissions GWP_{net}, kg CO_2-eq.	$GWP_{net} = M_0(e_{proc} + e_{tr}T_d - k_{eq}\eta e_{prim})$; e_{proc}, e_{tr}, e_{prim} – specific emissions of processing (kg CO_2-eq./ton), haulage (kg CO_2-eq./(ton·km)) and production of primary aggregate (kg CO_2-eq./ton)	$M_0(e_{proc,A} + e_{tr}T_{d,A} - k_{eq}\eta_A e_{prim}$	$M_0(e_{proc,B} + e_{tr}T_{d,B} - k_{eq}\eta_B e_{prim}$
Remainder requiring removal M_{res}, tons	$M_{res} = M_0 - M_{rec}$; $L = M_{res} / M_0 \cdot 100$ %	$M_0 - M_{rec,A}$	$M_0 - M_{rec,B}$
Expenses *C*, hryvnias	$C = M_0 c_{proc} + c_{tr}W + c_{disp}M_{res} - c_{prim}k_{eq}M_q$; specific costs – by estimate or scenario assumption	C_A	C_B

Source: compiled by the author.

Table 4

Output data and results of parametric comparison of scenarios A and B

Indicator	Scenario A mobile recycling	Scenario B stationary processing
Mass of original concrete scrap, tons	1000	1000
Weighted average transport distance, km	8	45
Yield of suitable secondary product, %	82	88
Mass of secondary product, tons	820	880
Functional equivalence coefficient	0.90	0.90
Equivalent substitution primary aggregate, tons	738	792
Transport work, ton·km	8.000	45.000
Specific emissions of processing, kg CO_2-eq./ton of input raw materials	5	3
Specific emissions of transportation, kg CO_2-eq./(ton·km)	0.08	0.08
Specific emissions of primary aggregate production, kg CO_2-eq./ton	10	10
Net emissions, kg CO_2-eq. per functional unit	−1740	−1320
Remainder requiring removal, tonnes *	180	120
Net estimated costs taking into account the replacement of the primary aggregate, UAN *	65.500	48.000

Note: * in the calculation example, it is conventionally accepted that a material that has not become a suitable secondary product needs to be removed. Costs are determined according to scenario assumptions: processing – 180 UAH/ton for Scenario A and 120 UAH/ton for Scenario B; transportation – 2 UAH/(ton·km); removal of the balance – 300 UAH/ton; primary aggregate – 250 UAH/ton. For practical application, the actual distribution of balances and real costs must be taken into account.

yield of a suitable product reduces the volume of substitution of the primary aggregate. Therefore, the practical application of the methodology requires verification of the results for different sets of confirmed initial data. Determining the limit values at which the advantage of scenarios changes requires a separate quantitative sensitivity analysis.

Conditions and barriers of implementation in Ukraine. The main obstacles to resource-efficient management of waste from the destruction of transport infrastructure are not so much the lack of processing technologies, but regulatory, economic and organizational restrictions.

Normative and technical conditions. Order № 1073 regulates the management of waste from destruction and the use of its components [4; 27]. For the use of secondary materials in road construction, confirmation of their quality, compliance with technical requirements and defined conditions of use are important. European experience involves the application of standards for building materials and criteria for terminating waste status [29; 33–35].

Economic conditions. The competitiveness of secondary materials depends on the cost of processing, transportation, product quality and the price of primary raw materials. Mobile complexes located near places where significant volumes of waste are generated can reduce logistics costs. Environmental criteria for public procurement can be an additional tool for stimulating demand [32].

Infrastructure and organization. Uneven territorial placement of waste leads to the need for selective dismantling, preliminary sorting and planning of processing capacities. It is appropriate to reflect in local waste management plans the main material flows, their places of generation and available recycling facilities [3; 28].

Data and monitoring. For the comparability of the results, a single method of accounting for the formation, processing, replacement of primary raw materials, transport emissions and residues that need to be removed is required. The use of the indicator system proposed in this work will make it possible to assess not only the total amount of recovery, but also the quality of the secondary product and the environmental consequences of the scenarios [7].

Main conclusions. The results of the study make it possible to formulate the following conclusions.

1. Waste from the destruction of transport infrastructure contains significant volumes of concrete, asphalt concrete, soil, crushed stone and metal, some of which may be involved in reuse or recycling. The main prerequisites for this are preliminary inspection of the facilities, separate extraction of dangerous components, selective dismantling and sorting of materials.

2. The proposed methodical approach provides a comparison of waste management scenarios by resource, transport, environmental and economic indicators. The use of a single functional unit and harmonized system boundaries makes it possible to estimate the yield of a suitable secondary product, substitution of primary raw materials, transport work, net greenhouse gas emissions and estimated costs.

3. The parametric example demonstrated that under accepted conditions mobile recycling has an advantage in transport operation and net estimated emissions, while stationary – in secondary product output and estimated costs. These results do not universally determine the best scenario, but confirm the need for a comprehensive assessment taking into account the characteristics of the material, logistics and cost of operations.

Research limitations. The methodical approach is demonstrated on a parametric example with conditional

Table 5

Major barriers and possible measures

Barrier	Possible event
Mixity and pollution of waste	Site survey, selective dismantling, primary sorting
Insufficient certainty of requirements for secondary products	Clarification of technical requirements and testing of materials according to their purpose
High processing cost compared to primary raw materials	Optimization of transport routes, mobile processing, environmental procurement criteria
Lack of comparable data on waste management results	The only method of accounting and use of resource efficiency indicators
Presence of dangerous components	Identification, separate removal and handling as required by law

Source: Compiled by author at [4, 7, 27–29, 32].

initial data that are not the results of field measurements. The calculation does not take into account the delivery of the secondary product to the final consumer, the transportation of the residues to the place of removal and the logistics of supplying the primary aggregate. No full quantitative sensitivity analysis was performed either. The numerical results are therefore illustrative in nature and require verification on the actual data of specific objects, specifying system boundaries, secondary product characteristics and transport and economic parameters.

Practical significance and prospects of research. The proposed approach could be used by local governments in planning for waste management from destruction [3; 28], by contracting authorities – to justify the requirements for secondary materials in road works procurement [32], and by operators – to compare pre-processing and siting options for mobile complexes. Further research should be directed to the approbation of the methodology on real objects, confirmation of the quality of secondary products, clarification of logistics and economic data and quantitative analysis of the sensitivity of the results.

References

1. Updated Ukraine Recovery and Reconstruction Needs Assessment Released (RDNA5) / World Bank Group, Government of Ukraine, European Commission, United Nations. 2026. 23 лют. URL: https://www.worldbank.org/en/news/press-release/2026/02/23/updated-ukraine-recovery-and-reconstruction-needs-assessment-released (дата звернення: 15.10.2026).
2. Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development : Resolution A/RES/70/1 / United Nations. New York, 2015. URL: https://docs.un.org/en/A/RES/70/1 (дата звернення: 15.10.2026).
3. Про управління відходами : Закон України від 20.06.2022 № 2320-IX / Верховна Рада України. База даних «Законодавство України». URL: https://zakon.rada.gov.ua/go/2320-20 (дата звернення: 15.10.2026).
4. Про затвердження Порядку управління відходами, що утворились у зв'язку з пошкодженням (руйнуванням) будівель та споруд внаслідок бойових дій, терористичних актів, диверсій або проведенням робіт з ліквідації їх наслідків : постанова Кабінету Міністрів України від 27.09.2022 № 1073 / Кабінет Міністрів України. База даних «Законодавство України». URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1073-2022-п#Text (дата звернення: 15.10.2026).
5. Про схвалення Національної стратегії управління відходами в Україні до 2030 року : розпорядження Кабінету Міністрів України від 08.11.2017 № 820-р / Кабінет Міністрів України. База даних «Законодавство України». URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/820-2017-р#Text (дата звернення: 15.10.2026).
6. Про затвердження Національного плану управління відходами до 2033 року та визнання такими, що втратили чинність, деяких актів : розпорядження Кабінету Міністрів України від 27.12.2024 № 1353-р / Кабінет Міністрів України. База даних «Законодавство України». URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1353-2024-р#Text (дата звернення: 15.10.2026).
7. Villoria Sáez P., Osmani M. A diagnosis of construction and demolition waste generation and recovery practice in the European Union. Journal of Cleaner Production. 2019. Vol. 241. Art. 118400. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118400.
8. Zhang C., Hu M., Di Maio F., Sprecher B., Yang X., Tukker A. An overview of the waste hierarchy framework for analyzing the circularity in construction and demolition waste management in Europe. Science of the Total Environment. 2022. Vol. 803. Art. 149892. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149892.
9. Guidelines for the waste audits before demolition and renovation works of buildings / European Commission. Brussels, 2018. URL: https://ec.europa.eu/docsroom/documents/31521 (дата звернення: 15.10.2026).
10. Atstāja D., Koval V., Purviņš M., Butkevičs J., Mikhno I. Construction waste management for improving resource efficiency in the reconstruction of war-destroyed objects. Economics. Ecology. Socium. 2022. Vol. 6, No. 2. P. 46–57. DOI: https://doi.org/10.31520/2616-7107/2022.6.2-5.
11. Silva R. V., de Brito J., Dhir R. K. Properties and composition of recycled aggregates from construction and demolition waste suitable for concrete production. Construction and Building Materials. 2014. Vol. 65. P. 201–217. DOI: https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2014.04.117.
12. Tam V. W. Y., Soomro M., Evangelista A. C. J. A review of recycled aggregate in concrete applications (2000–2017). Construction and Building Materials. 2018. Vol. 172. P. 272–292. DOI: https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2018.03.240.
13. Kisku N., Joshi H., Ansari M., Panda S. K., Nayak S., Dutta S. C. A critical review and assessment for usage of recycled aggregate as sustainable construction material. Construction and Building Materials. 2017. Vol. 131. P. 721–740. DOI: https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2016.11.029.

14. Xiao J., Li W., Fan Y., Huang X. An overview of study on recycled aggregate concrete in China (1996–2011). Construction and Building Materials. 2012. Vol. 31. P. 364–383. DOI: https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2011.12.074.
15. Poon C. S., Chan D. Feasible use of recycled concrete aggregates and crushed clay brick as unbound road sub-base. Construction and Building Materials. 2006. Vol. 20, No. 8. P. 578–585. DOI: https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2005.01.045.
16. Arulrajah A., Piratheepan J., Disfani M. M., Bo M. W. Geotechnical and geoenvironmental properties of recycled construction and demolition materials in pavement subbase applications. Journal of Materials in Civil Engineering. 2013. Vol. 25, No. 8. P. 1077–1088. DOI: https://doi.org/10.1061/(ASCE)MT.1943-5533.0000652.
17. Copeland A. Reclaimed Asphalt Pavement in Asphalt Mixtures: State of the Practice : Report FHWA-HRT-11-021. McLean, VA : Federal Highway Administration, 2011. URL: https://www.fhwa.dot.gov/publications/research/infrastructure/pavements/11021/index.cfm (дата звернення: 15.10.2026).
18. Zaumanis M., Mallick R. B., Frank R. 100% recycled hot mix asphalt: A review and analysis. Resources, Conservation and Recycling. 2014. Vol. 92. P. 230–245. DOI: https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2014.07.007.
19. Zaumanis M., Mallick R. B., Poulikakos L., Frank R. Influence of six rejuvenators on the performance properties of Reclaimed Asphalt Pavement (RAP) binder and 100% recycled asphalt mixtures. Construction and Building Materials. 2014. Vol. 71. P. 538–550. DOI: https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2014.08.073.
20. Densley Tingley D., Cooper S., Cullen J. Understanding and overcoming the barriers to structural steel reuse, a UK perspective. Journal of Cleaner Production. 2017. Vol. 148. P. 642–652. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.02.006.
21. Ginga C. P., Ongpeng J. M. C., Daly M. K. M. Circular economy on construction and demolition waste: A literature review on material recovery and production. Materials. 2020. Vol. 13, No. 13. Art. 2970. DOI: https://doi.org/10.3390/ma13132970.
22. Blengini G. A. Life cycle of buildings, demolition and recycling potential: A case study in Turin, Italy. Building and Environment. 2009. Vol. 44, No. 2. P. 319–330. DOI: https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2008.03.007.
23. Aurangzeb Q., Al-Qadi I. L., Ozer H., Yang R. Hybrid life cycle assessment for asphalt mixtures with high RAP content. Resources, Conservation and Recycling. 2014. Vol. 83. P. 77–86. DOI: https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2013.12.004.
24. Zhang C., Hu M., Dong L., Gebremariam A., Miranda-Xicotencatl B., Di Maio F., Tukker A. Eco-efficiency assessment of technological innovations in high-grade concrete recycling. Resources, Conservation and Recycling. 2019. Vol. 149. P. 649–663. DOI: https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.06.023.
25. Dias A. B., Pacheco J. N., Silvestre J. D., Martins I. M., de Brito J. Environmental and economic life cycle assessment of recycled coarse aggregates: A Portuguese case study. Materials. 2021. Vol. 14, No. 18. Art. 5452. DOI: https://doi.org/10.3390/ma14185452.
26. Yi Y., Fei X., Fedele A., Lavagnolo M. C., Manzardo A. Decision support model for selecting construction and demolition waste management alternatives: A life cycle-based approach. Science of the Total Environment. 2024. Vol. 951. Art. 175408. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.175408.
27. Уряд затвердив Порядок поводження з відходами від руйнувань будівель та споруд. Урядовий портал. 27.09.2022. URL: https://www.kmu.gov.ua/news/uriad-zatverdyv-poriadok-povodzhennia-z-vidkhodamy-vid-ruinuvan-budivel-ta-sporud (дата звернення: 15.10.2026).
28. Проєкт постанови Кабінету Міністрів України «Про внесення змін до Порядку розроблення, погодження та затвердження місцевих планів управління відходами» (щодо управління відходами від руйнувань) / Міністерство економіки, довкілля та сільського господарства України. Офіційний вебсайт. Оприлюднено 28.07.2026. URL: https://me.gov.ua/Documents/Detail/4e879f3d-20cc-4dd2-9879-b594323bdeae (дата звернення: 15.10.2026).
29. Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council of 19 November 2008 on waste and repealing certain Directives. Official Journal of the European Union. 2008. L 312. P. 3–30. Consolidated version of 18 February 2024. URL: https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2008/98/2024-02-18 (дата звернення: 15.10.2026).
30. Directive (EU) 2018/851 of the European Parliament and of the Council of 30 May 2018 amending Directive 2008/98/EC on waste. Official Journal of the European Union. 2018. L 150. P. 109–140. URL: https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2018/851/oj (дата звернення: 15.10.2026).
31. EU Construction & Demolition Waste Management Protocol including guidelines for pre-demolition and pre-renovation audits of construction works. Updated edition / European Commission. Luxembourg : Publications Office of the European Union, 2024. DOI: https://doi.org/10.2873/77980.
32. EU Green Public Procurement Criteria for Road Design, Construction and Maintenance : Commission Staff Working Document SWD(2016) 203 final / European Commission. Brussels, 2016. URL: https://green-forum.ec.europa.eu/green-public-procurement/gpp-criteria-and-requirements_en (дата звернення: 15.10.2026).
33. EN 12620:2002+A1:2008. Aggregates for concrete. Brussels : European Committee for Standardization, 2008.
34. EN 13242:2002+A1:2007. Aggregates for unbound and hydraulically bound materials for use in civil engineering work and road construction. Brussels : European Committee for Standardization, 2007.
35. EN 13108-8:2016. Bituminous mixtures – Material specifications – Part 8: Reclaimed asphalt. Brussels : European Committee for Standardization, 2016.
36. EN 12457-2:2002. Characterisation of waste – Leaching – Compliance test for leaching of granular waste materials and sludges – Part 2: One stage batch test at a liquid to solid ratio of 10 l/kg for materials with particle size below 4 mm (without or with size reduction). Brussels : European Committee for Standardization, 2002.
37. ISO 14040:2006. Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework. Geneva : International Organization for Standardization, 2006. URL: https://www.iso.org/standard/37456.html (дата звернення: 15.10.2026).
38. ISO 14044:2006. Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines. Geneva : International Organization for Standardization, 2006. URL: https://www.iso.org/standard/38498.html (дата звернення: 15.10.2026).

Дата першого надходження статті до видання: 22.10.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 04.11.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 23.11.2026

UDC 662.767.2:628.477.6(477) (045)
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.6-69.59

EVALUATION OF WASTE-TO-FUEL POTENTIAL IN UKRAINE

Trofimov I.L.[1] (orcid.org/ 0000-0001-5539-1166),
Pavliukh L.I.[1] (orcid.org/0000-0002-7715-4601),
Iavniuk A.A.[1] (orcid.org/0000-0001-5986-1014),
Hrushak Z.V.[1] (orcid.org/0009-0001-9770-9379),
Frolov V.F.[2] (orcid.org/0000-0003-1675-8476)
[1]National University «Kyiv Aviation Institute»
Lyubomyr Huzar Avenue, 1, 03058, Kyiv
[2]State Scientific Institution «Institute for Ecological Restoration and Development of Ukraine»
Metropolitan Vasyl Lypkivsky Str., 35, 03035, Kyiv
troffi@ukr.net, lenyo@ukr.net, andrian.iavniuk@gmail.com, zoia.hrushak@npp.kai.edu.ua,
frolov03081947@ukr.net

The article discusses the problem of the impact of household waste on the environmental condition of Ukraine, as well as ways to solve it. Today, in the world, in particular in Ukraine, there is a significant danger of the lithosphere, atmosphere and hydrosphere pollution by household and industrial waste. The role of the negative waste impact on the environmental condition of Ukraine in the formation of the degree of environmental hazard hasn't been sufficiently studied. Over the past 100 `years, mankind has increased energy resources more than 1000 times, while increasing the volume of industrial and agricultural products. This, in turn, led to an increase in the amount of waste. The main objectives of the work were to justify the use of household waste as a raw material for alternative fuels in Ukraine and to determine the contribution to the formation of the economic hazard degree due to environmental pollution with solid household waste. The negative impact of waste on Ukraine's environmental condition has been studied. The shortcomings of the actual solid waste disinfection methods were analyzed. The method of household waste processing for the purpose of obtaining alternative energy sources was substantiated. It has been established that the most effective method of reducing emissions of biogas (landfill gas) from solid household waste landfills into the atmosphere was its collection and use. The economic indicators of landfill gas production and recycling projects are quite profitable, especially when the landfill is located close to an industrial gas consumer. The development of technologies for the production and use of landfill gas is very promising for Ukraine from both an environmental and an economic point of view. State regulation in the field of waste processing is of high importance, since it will not only improve the environmental condition of our country, but can also significantly affect the improvement of the energy situation in Ukraine. Research results can be applied in the field of environmental protection. The results of this work can be applied by expert environmentalists, as well as energy engineers and experts in the field of the production and rational use of alternative energy sources.
Key words: environmental safety, waste management, incineration, landfill gas, alternative fuels, catalysts.

Оцінка потенціалу перетворення відходів на паливо в Україні. Трофімов І.Л., Павлюх Л.І., Явнюк А.А., Грушак З.В., Фролов В.Ф.

У статті розгянуто проблему впливу побутових відходів на стан довкілля України, а також шляхи її вирішення. Сьогодні у світі, зокрема в Україні, існує значна небезпека забруднення літосфери, атмосфери та гідросфери побутовими та промисловими відходами. Роль негативного впливу відходів на стан довкілля України у формуванні ступеня екологічної небезпеки вивчена недостатньо. За останні 100 років людство збільшило енергетичні ресурси більш ніж у 1000 разів, одночасно збільшивши обсяги промислової та сільськогосподарської продукції. Це, у свою чергу, призвело до збільшення обсягу відходів. Основними завданнями роботи було обґрунтувати використання побутових відходів як сировини для альтернативного палива в Україні та визначити внесок у формування ступеня економічної небезпеки внаслідок забруднення довкілля твердими побутовими відходами. Досліджено негативний вплив відходів на стан довкілля України. Проаналізовано недоліки сучасних методів знезараження твердих відходів. Обґрунтовано метод перероблення побутових відходів з метою отримання альтернативних джерел енергії. Встановлено, що найефективнішим методом зниження викидів біогазу (звалищного газу) зі звалищ твердих побутових відходів в атмосферу є його збір та використання. Економічні показники проєктів виробництва та перероблення звалищного газу є досить прибутковими, особливо коли звалище розташоване поблизу промислового споживача газу. Розроблення технологій виробництва та використання звалищного газу є надзвичайно перспективним для України як з екологічної, так і з економічної точки зору. Державне регулювання у сфері перероблення відходів має велике значення, оскільки воно не лише покращить екологічний стан нашої країни, але й зможе суттєво вплинути на покращення енергетичної ситуації в Україні. Результати досліджень можуть бути застосовані в галузі охорони навколишнього середовища. Результати цієї роботи можуть бути застосовані експертами-екологами, а також інженерами-енергетиками та експертами у сфері виробництва та раціонального використання альтернативних джерел енергії. *Ключові слова:* екологічна безпека, управління відходами, спалювання, звалищний газ, альтернативні види палива, каталізатори.

© Trofimov I.L., Pavliukh L.I., Iavniuk A.A., Hrushak Z.V., Frolov V.F., 2026
Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY 4.0

Introduction – general statement of the problem and its connection with important practical objectives. During research activity related to the study of the problem of pollution by household waste in industrially developed urban systems, considerable attention was paid to the sources of industrial hazard [1-6].

About 30 tons of natural resources are extracted annually per inhabitant in industrialized countries. Only 2–5% of these resources take the form of a product, the rest end up as waste. In cities with a population of about 20,000 people, about 64 tons of waste are accumulated per day. These waste overflow waste dumps and special landfills. The amount of solid household waste increases annually by 3-6% [7], which significantly exceeds the rate of growth of the Earth's population.

The problem of solid household waste is quite acute for Ukraine [8-13]. The issues of solid household waste management, search for new and improvement of existing methods of waste processing in Ukraine are quite relevant today.

The depletion of oil reserves, increasing oil consumption, and growing environmental pollution have stimulated the development and implementation of alternative fuels, according to energy-efficient development programs of all developed countries of the world [14-17].

According to the long-term observations of human activity by many scientists, in particular in large cities, it was established that the average annual concentrations of harmful substances in the air and soil within household waste dumps exceeded the maximum permissible concentration (MPC) by 1.3-2.5 times.

Analysis of recent research and publications. The author of the article [7] drew attention to the fact that even under conditions of maximum compliance with the requirements of sanitary norms and rules at the regional level (implementation of atmospheric protection measures, use of effective systems for monitoring the condition of atmospheric air, availability of bypass transport highways, landscaping of the territory, etc.) the problem of solid household waste management still remains actual. Such results made it necessary to monitor manifestations of environmental hazards at the level of analysis of specific technological processes of the formation of dangerous factors in order to identify objects that make a significant contribution to the formation of environmental hazards.

The author of the work [18] envisaged the combination of natural and man-made cycles into a single system with the aim of managing these cycles at the expense of objectively existing "buffer" zones or creating technological cycles. To improve the environmental situation, the author proposed improving the municipal solid waste management system.

The author of the work [19] claimed that the problem of solid household waste for 2021 was quite acute for Ukraine. According to data, about 25 billion tons of various waste are accumulated in Ukraine. According to the estimates of European Union experts, 24 million tons of hazardous waste is generated annually. 75% of this waste is stored in landfills. At the same time, the disposal of waste that can be reused in other ways or buried should be considered as inefficient. As an alternative method of handling solid household waste, the author proposed a thermal method of recycling (incineration).

In table 1 statistical data on the accumulation, generation and use of industrial and household waste in Ukraine are presented [20].

In a simplified form, waste generation rate per 1 person is:

– household waste – 1.1 kg/day;
– commercial waste – 0.6 kg/day;
– industrial waste – 1.4 kg/day;
– miscellaneous items waste – 0.1 kg/day;
Total – 3.2 kg/day.

Table 1

Accumulation, generation and use of waste in Ukraine

№	Indicator	Value
Industrial waste		
1	Accumulation: total, billion tons per person, tons per 1 km^2, thousand tons	30 600 50
2	Total area, thousand ha	200
3	Formation, million tons / year	700–710
4	Waste disposal, %	10–15
Solid household waste		
5	Accumulation: total, billion m^3 per person, tons (m^3) per 1 km^2, thousand tons (thousand m^3)	3–4 17 (76) 1,3 (6)
6	Authorized landfills, pcs.	771
7	Generation of solid household waste, million tons / year	10–11
8	Increase in production, thousand tons / year (% / year)	130–200 (1,3–2,0)
9	Use of household waste, %	2–5

The author of the work [21] cited data that the amount of household waste in European countries was about 38–40 million m^3 every year (or about 10 million tons). Ukraine is not far behind the average European statistics.

The average composition of household waste in Ukraine in percentages is approximately as follows [6]: cellulose-containing materials (paper, cardboard, newspapers, wrappers, packaging, etc.) – 30–35; food waste – 28–30; metals – 4; plastic – 4; wood – 3; textiles – 5; glass, ceramics – 7; other – 10–12. The share of waste with an organic component is 70–78%.

According to [22] the total amount of waste generated by a person in 2020 was estimated as 11.1 tons. This value was twice greater compared to the waste generation in Europe, where this rate was 4.8 tons. Nowadays, this problem remains relevant. In general, the total mass of this waste all over the country reaches 13 million tons per year, and this amount is growing exponentially.

 ISSN: 2306-9716 (Print), ISSN: 2664-6110 (Online)

Moreover, among solid household waste, the share of waste that does not undergo rapid decomposition and requires significant areas for storage is rising also.

It is known that the formation of biomass (cell growth) is caused by the production of carbon in plant cells due to photosynthesis. Every year due to photosynthesis, such an amount of biomass is formed that its dry residue is equivalent to 220 billion tons, which exceeds the world's need for fuel by approximately 10 times.

Hence, solid hydrocarbon industrial and household waste, which make up about half of all solid waste in Ukraine, are also to be considered as a secondary raw material. Significant reserves of this raw material have high energetic and chemical potential and can be utilized more completely and efficiently from an economic perspective. The author of the paper [23] estimated that the country's economy had lost 3.3 million tons of waste paper, 550 thousand tons of metals, 660 thousand tons of polymers, 770 thousand tons of glass, and 550 thousand tons of textiles every year. The city could save 8,250 tons of valuable raw materials per year due to the use of household waste.

The author of the work [24] expresses the opinion that burning garbage is dangerous for the environment, because dioxins, furans, biphenyls, other harmful substances and a large amount of dust are released into the atmosphere. Dioxins destroy the human hormonal system, lead to immunodeficiency and weakening of the body's defenses, contribute to the development of women's diseases, and increase the number of miscarriages and disabled children. Waste incineration plants are considered as one of the main sources of dioxin formation. Public opinion on waste incineration is strongly negative.

Today, in world practice, there are 2 most widespread methods of recycling of solid household waste: incineration at specialized plants and burial at natural or sanitary landfills [25, 26]. Each of these methods has its own shortcomings, which significantly affect the environmental condition in the country. This condition can already be considered as a crisis due to the huge amount of harmful substances released into the atmosphere, soil, and water through emissions from transport and industry.

Highlighting previously unresolved parts of the general problem to which the specified article is devoted. Therefore, the actual methods of waste processing in Ukraine do not meet modern environmental requirements, so today the search for alternative ways to solve this problem is quite relevant. Waste is a secondary raw material and has great energy potential, thus alternative energy carriers may be obtained from it via alternative processing technologies, which in turn will help partially solve the energy problem in our country.

The analysis of references devoted to the assessment of the impact of household waste on the environmental condition of Ukraine and the management of solid household waste shows that there is no solution to this problem in the scientific literature. Therefore, the relevance of the work is determined by the insufficient data on a specific method of effective processing of household waste.

The amount of biogas collected makes it possible to install a gas power plant with a 1,500 kW total capacity at the landfill. In this case, biogas is produced in special reactors – methane tanks, equipped and regulated in such a way as to ensure maximum release of methane. The energy obtained by burning biogas can reach from 60% to 90% of the energy of the original matter. If the reactor is operating normally, the resulting biogas contains 60–85% methane, 30–40% carbon dioxide, a small amount of hydrogen sulfide (0–3%), and a mixture of hydrogen, ammonia, and nitrous oxide.

Biogas obtained during fermentation does not have an unpleasant smell, its lower calorific value is 25 MJ / m^3. Biogas has a calorific value of 5340–6230 kcal/kg (6.21–7.24 kW/kg). The output of biogas is 0.2–0.4 m^3 per 1 kg of fermentable dry matter at the consumption of 50 kg of dry biomass per 1 m^3 of water. It is known that 1 m^3 of biogas is equivalent to: 0.6 m^3 of natural gas, 0.7 liters of fuel oil, 0.4 l of gasoline, 3.5 kg of firewood, 12 kg of manure briquettes. 1.7 kW · h of electricity and 2.5 kW of heat, can be obtained from 1 m^3 of biogas while up to 30% of biogas is used for the technological needs of the installation. After biogas is compressed to 15–16 kg/cm^2, it can be used to fill cylinders [26].

From an environmental perspective, the utilization of landfill biogas for energy production is particularly important, since one of the main disadvantages of alternative energy sources is the instability and limited controllability of energy generation. Unfortunately, a person cannot intervene in the anaerobic processes that occur inside the layer of accumulated waste. One can only try to ensure the necessary composition of solid household waste entering the landfill, as well as to organize effective technologies for capturing the produced biogas. The required composition of waste shall be achieved via the introduction of systems for the separate collection of solid household waste, in which most of the components that do not decompose biologically are sent for secondary disposal. On the one hand, such systems reduce the consumption of primary natural resources. On the other hand, the share of methane-producing waste (food residues) is increasing in the waste sent to the landfill. Technologies for capturing the generated biogas involve the development of efficient systems of pipelines and wells that cover the entire area of buried waste, as well as the creation of systems for isolating the surface of the landfill, which prevents biogas release to the atmosphere.

In our opinion, the collection and use of biogas (landfill gas) from solid household waste landfills, taking into account also the problem with energy resources, is one of the most profitable methods for Ukraine today, but it is not the only one. Also, as an option, we offer to place facilities for the production of catalysts for exhaust gases treatment at the sites of solid household waste landfills. As is known, catalysts for treatment of exhaust gases

of automobiles [27-30] are made from sludges – waste products of the metallurgical, electronic, and machinery industries, which contain oxides of Copper, Iron, Chromium, Nickel, Manganese, Cobalt, and other metals. But the analysis of the sources showed that solid household waste also contains the same substances. The specified oxides are in the slurry in a highly dispersed condition. By adding inorganic impurities to them with certain processing, it is possible to obtain these catalysts. They make it possible to treat car exhaust gases from CO_2 to 6–0% and thus protect the atmospheric air.

In recent years household and industrial waste is also considered as promising raw materials for the production of aviation biofuels [31]. Currently plants are being actively built where the waste of the following types is processed into the fuel as a result of complex technological processes: wood products, paper, woodworking residues, agricultural waste, livestock by-products, some industrial waste, food and household waste, municipal sewage and some others. One of the advantages of this use of waste is the opportunity to ensure the production of biofuels from vegetable raw materials without waste. In addition, processing waste into alternative fuels, according to scientists [18, 32], is a way to solve the problem of waste disposal accumulated in landfills.

Biomass-to-liquid technology is another widely accepted method for producing aviation fuel biocomponents. In principle, this technology is similar to the process of production of synthetic aviation kerosene by the Fisher-Tropsch-synthesis method from lignite or hard coal and natural gas [18]. Various types of biomass can be used as raw materials, such as wood waste, straw, plant residues, etc. At the initial stage, the raw material undergoes splitting at high temperatures – pyrolysis. In the future, synthesis gas is to be obtained from the obtained liquid mass, which is the basis of the Fisher-Tropsch process. It is noted in the works that kerosene obtained by biomass to liquid technology is completely synthetic and its properties are similar to fuel for turbojet engines obtained from coal.

The purpose of the study. The purpose of the study was to justify the use of household waste as a raw material for alternative fuels in Ukraine and to establish the contribution to the formation of the economic hazard degree by solid household waste as an environmental pollution source.

The main part. There are many reasons to believe that waste incineration technologies are dead ends. Currently, the cost of burning 1 kg of garbage is 65 cents. If we do not switch to other waste disposal technologies, costs will increase. In addition, recently in Europe, the pressure of the "green public" on waste incineration plants has increased significantly. Garbage incineration does not contribute to the development of recycling systems, moreover, incinerators are not interested in them. In furnaces, organic matter and polymers are primarily burned, and the extraction of these components from the waste mass makes waste incineration unprofitable. Slag and ash produced during waste incineration, which constitute about 30% of the initial mass of solid household waste, should still be buried in landfills. Today incinerators in Ukraine try not to do this, instead they use the above-mentioned materials in the construction and road repair industry. However, more and more national regulations include ash and slag in the list of hazardous wastes, with corresponding disposal rates and costs. Unlike Western European countries, this method has not become widespread in Ukraine.

Moreover, the energy generated during combustion must be utilized in order to obtain steam or electricity. Such patterns are effectively implemented and functioning in China [25] and the countries of the European Union [33]. Unfortunately, such patterns have not been implemented in Ukraine yet.

At the same time, the number of overloaded landfills is constantly rising, and some of these landfills, unfortunately, do not meet environmental safety standards. Today the number of waste dumps and landfills in Ukraine is about 4.5 thousand, however, there is another problem – illegal landfills, the number of which exceeds 35 thousand. Among European countries, Ukraine ranks first in terms of the level of harmful effects of landfills on the environment.

It is worth noting that today the quality of the incinerating facilities operation is constantly deteriorating: due to the growth of the price of gas required for waste incineration, they are trying to save it. As a result of it, garbage is not incinerated to the slag consistency. In fact, the final product of incineration is burnt garbage instead of ash and slag. In general, the activities of domestic waste incineration plants are officially recognized as dangerous. In addition, expensive natural gas and electricity make the activities of domestic enterprises unprofitable. Their closure is considered a matter of time, and only the lack of funds for alternative methods of waste management is the reason that the incinerating facilities are still operating.

Today it is widely believed that the disposal of solid waste in special landfills is a more economical and universal method than incineration, and in some countries solid waste is mainly sent to landfills. Thus, the amount of solid household waste buried in waste dumps and landfills is 45–55% in the Netherlands, 62–85% in the USA, and 93–96% in Canada.

In Ukraine waste is disposed of at 771 official municipal landfills covering an area of over 250,000 hectares [23]. The vast majority of landfills (80–90%) operate in an overloaded mode, with long-term violation of the design indicators regarding the amount of waste received, without compliance with precautionary measures for the pollution of groundwater and the air pool.

The preparation of a modern solid waste landfill includes sealing and waterproofing the bottom, equipping of the drainage system for the removal of filtered water, and the laying of pipes for the collection of the generated biogas. Buried garbage is covered with layers of sand and clay. When closing a landfill, the thickness

of the sealing layer of soil is usually about 0.5 m. In most developed countries sewage sludge after preliminary dewatering is disposed of together with solid household waste. But this practice appeared only in the last decades and is not carried out in Ukraine due to insufficient funding of this industry.

The disposal of solid household waste in landfills is associated with environmental problems: pollution of groundwater, unpleasant odors, and the development of pathogenic microorganisms. But one of the main problems associated with burying waste is the formation of biogas or so-called landfill gas, the components of which are methane (CH_4) and carbon dioxide (CO_2) in approximately equal proportions. Biogas inevitably enters the atmosphere, it causes many negative consequences. There are many known cases of poisoning during the maintenance of buried engineering communications. Accumulation of gas inside the landfill often causes self-ignition of solid household waste. The burning process is accompanied by the formation of toxic substances, in particular dioxins [20]. The global emission of landfill methane is 40 million tons per year, which exceeds the mass of methane emitted by coal mines and is the main source of the planet's greenhouse gases. Also landfill gas contributes to the emergence of explosive and fire-hazardous conditions both at the landfills and at nearby objects. A great danger is the leachate that penetrates from the landfill area into underground waters and can bring typhoid fever, dysentery, cholera, tuberculosis and other dangerous diseases. Also, large areas of land are alienated for landfills, which are practically impossible to be used after landfill conservation.

So, today, waste incineration and burial technologies have no future, as they do not solve any of the two main problems in the world – the environmental and energetic problems.

It is logical to conclude that the most effective method to reduce the release of methane into the atmosphere from solid household waste landfills is its collection and use.

As is known, the process of biogas formation occurs during anaerobic fermentation of organic substances (at the oxygen lack) and consists of two stages. At the first stage, complex organic polymers (cells, proteins, fats, etc.) are decomposed into simpler compounds due to anaerobic bacteria of various types: volatile fatty acids, lower alcohols, hydrogen and carbon monoxide, acetic and formic acids, methyl alcohol. In the second stage bacteria convert organic acids into methane, carbon dioxide and water.

In recent years, biogas collection and utilization systems at solid household waste landfills have become quite widespread in the world. According to the European Biogas Association, the number of such systems in 2016 was: in Germany – 409, Italy – 89, Sweden – 83, Denmark – 17, the USA – about 1,000. About a third of landfills use biogas to obtain thermal or electrical energy.

Biogas from landfills has high prospective as a sustainable energy source [34-37], as well as from the point of view of the climate change problem solving [37].

Today, in the developed countries of the world, landfills and solid waste landfills of millionaire cities attract considerable attention as a source for biogas production. The main factors in the selection of such sources are population density and time. The influence of the first factor is that the greater the concentration of population in the city, the greater the amount of waste will be produced, therefore, the greater the capacity of landfills receiving this waste. The time factor is that a unit mass of solid household waste placed in a landfill can produce methane for 20-25 years. Therefore, landfills of relatively small cities, which have been operated for a long time, will also have a significant energy potential.

In European countries the connection between the volume of solid household waste landfills and population density tends to decrease due to household waste transportation over fairly long distances (tens and hundreds of kilometers). From the point of view of biogas production, the creation of landfills of such a large volume of solid household waste is promising. However, from the point of view of consumption of produced energy, this is a negative factor, because such centralized landfills are designed at a significant distance from populated areas. However, it is known that for the successful implementation of the bioenergy project based on biogas from solid household waste landfills, the presence of an energy consumer (especially heat consumer) near the landfill is a mandatory condition. Hereby, such consumers are often designed within the framework of energy projects (for example, greenhouses for growing flowers). According to domestic experts, it is advisable to transport landfill biogas at a distance of about 3 km from the landfill. Another way out is the creation of energy projects for the production of only electrical energy, but such projects are less profitable – thermal energy is still produced, but not consumed.

The main conclusions and prospects for the research results application. An assessment of the impact of the solid household waste on the environmental condition was done, and the problem of the waste landfills management in Ukraine and the world was analyzed. It has been established that today the incineration and burial of solid household waste are inefficient technologies, as they do not solve the country's energetic problem, because they do not make it possible to obtain alternative sources of energy from waste, and also affect the environmental condition of Ukraine due to polluting the atmosphere and water with dioxins and other harmful substances.

As a result, it is substantiated that the most effective method for Ukraine today is the collection and use of biogas (landfill gas) from solid household waste landfills and the production of synthetic liquid fuels for cars and aviation from them. The economic indicators of landfill gas production and utilization projects are quite profitable, especially if the landfill is located close to an industrial gas consumer. The elaborating of technologies for the extrac-

tion and use of landfill gas is very promising for Ukraine from both an environmental and an economic points of view, and the truth is that state regulation in the field of waste processing is necessary, as it will not only improve the environmental condition of our country, but shall also significantly improve energy situation in Ukraine.

The problem of solid household waste management in Ukraine needs to be solved comprehensively, using modern global technological methods and tools. For example, in parallel with the collection and use of landfill gas from solid household waste landfills, facilities for the production of catalysts for the treatment of exhaust gases should be placed at the sites of waste landfills. Such a comprehensive approach will help improve the environmental situation in the country and facilitate the implementation and use of alternative energy sources.

References

1. Pinki C., Durairaj K. Industrial Hazards and Risks Assessment: A Critical Literature Review. *Empirical Economics Letters*. 2024. Vol. 23, no. 3. P. 339–360. DOI: https://doi.org/10.5281/zenodo.13765297.
2. Hadiqa A., Muhammad Y., Seung H. L. Linking the Industrial Revolutions and Environmental Impacts: A Review of Global Trends, Strategies, and Future Recommendations. *Pak. J. Anal. Environ. Chem.* 2024. Vol. 25, no. 2. P. 183–199. DOI: https://doi.org/10.21743/pjaec/2024.12.02.
3. Meraka S., Balaram P. K. T., Hanumantharao T. V., Vijayakumar P. The Impact of Industrilization and Globalization on Environment. *International Journal For Multidisciplinary Research*. 2025. Vol. 7, issue 4. DOI: https://doi.org/10.36948/ijfmr.2025.v07i04.50846.
4. Himanshu P., Sanskriti S. Industrial Pollution: A Global Challenge. *International Journal of Scientific Research & Engineering Trends*. 2025. Vol. 11, issue 1. P. 771–772. URL: https://ijsret.com/wp-content/uploads/2025/01/IJSRET_V11_issue1_242.pdf (accessed: 25.03.2026).
5. Kumar A., Singh P. K., Kumar V. Environmental Pollution: A Global Challenge. *AI-Driven Environmental Pollution Management. Climate Risks and Solutions* / ed. by S. K. Tiwari, A. Fegade, M. Kama. Cham : Springer, 2025. P. 3–25. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-031-96243-1_1.
6. Industrial Development Report 2026 / United Nations Industrial Development Organisation (UNIDO). Vienna : Vienna International Centre, 2026. 220 p. URL: https://www.unido.org/sites/default/files/unido-publications/2025-11/UNIDO%20IDR26.pdf (accessed: 28.03.2026).
7. Efremov I. S., Marchuk S. V. Problems of handling hard domestic offcuts. *Екологія-2013 : Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю : збірник наукових статей*. Вінниця : ДІЛО, 2013, P. 31–33.
8. Стрельник В.В., Либань О.О. Проблеми правового регулювання утилізації побутових відходів в Україні: виклики та перспективи. *Науковий вісник Ужгородського національного університету. Серія: Право*. 2025. Том. 3, n№. 90. С. 67–73. DOI: https://doi.org/10.24144/2307-3322.2025.90.3.9.
9. Фостащенко О., Архіпова К., Сілогаєва В., Москалець О. Проблемні аспекти поводження з твердими побутовими відходами в Україні. *Містобудування та просторове планування*. 2019. № 71. С. 399–408.DOI: https://doi.org/10.32347/2076-815x.2019.71.399-408.
10. Tokarchuk D., Pryshliak N., Yaremchuk N., Berezyuk S. Sorting, Logistics and Secondary Use of Solid Household Waste in Ukraine on the Way to European Integration. *Ecological Engineering & Environmental Technology*. 2023. 24 (1). PP. 207–220. DOI: https://doi.org/10.12912/27197050/154995.
11. Kovalenko V.V., Radchenko O.O., Kireikou A.A., Stanishevskiy V.Yu., Lahoiko A.M., Sinitsky J. Problem of municipal solid waste of Ukraine and ways to solve it. *IOP Conference. Series: Earth and Environmental Science:* 3rd International Conference on Sustainable Futures: Environmental, Technological, Social and Economic Matters (Kryvyi Rih, Ukraine, 24.05.2022–27.05.2022). Kryvyi Rih, 2022. 1049 (2022) 012019. DOI: https://doi.org/10.1088/1755-1315/1049/1/012019.
12. Трещов, М. М. Циркулярна трансформація: реформування управління відходами в умовах євроінтеграції та відновлення України. *Проблеми сучасних трансформацій. Серія: право, публічне управління та адміністрування*. 2025. 16. DOI: https://doi.org/10.54929/2786-5746-2025-16-02-12.
13. Titova A., Kharlamova O., Shmandiy V., Bezdeneznych L., Rigas T., Lutek W. Problem aspects of hazardous waste management in a technologically loaded region. *Environmental Problems*. 2025. Vol. 10, no. 3. P. 216–225. DOI: https://doi.org/10.23939/ep2025.03.216.
14. The IEA Bioenergy Technology Collaboration Programme (TCP). 2025. URL: https://surl.li/ihqqaj (accessed: 15.04.2026).
15. Vorwerg F. C., Ebadi Torkayesh A., Venghaus S. From fossil fuels to alternative fuels: strategy development for a sustainable transport sector in Germany. *Energ. Sustain. Soc.* 2025. Vol. 15, art. 4. DOI: https://doi.org/10.1186/s13705-024-00498-5.
16. Papapostolou C. M., Misirlis D. K., Stylianos P., Kyrodimos E. Energy Efficiency Programs as a Pillar of Low-Carbon Development Strategy and Equitable Access: Evidence Based Data from Greece. *Chemical Engineering Transactions*. 2025. Vol. 120. P. 535–540. DOI: https://doi.org/10.3303/CET25120090.
17. Regulation (EU) 2023/2405 of the European Parliament and of the Council of 18 October 2023 on ensuring a level playing field for sustainable air transport (ReFuelEU Aviation) (Text with EEA relevance). 2023. URL: https://eur-lex.europa.eu/eli/reg/2023/2405/oj/eng (accessed: 20.04.2026).
18. Safi J., Awad Y., El-Nahhal Y. Bioremediation of Diuron in Soil Environment: Influence of Cyanobacterial Mat. *American Journal of Plant Sciences*. 2014. Vol. 5. P. 1081–1089. DOI: https://doi.org/10.4236/ajps.2014.58120.
19. Trofimov I. L., Boychenko S. V., Shkilnyuk I. O., Shamanskyi S. Y., Yakovleva A. V., Zelena P. P. Isolation of complex and pure cultures of microorganisms capable of destruction/degradation of hydrocarbons, petroleum products and solid organic waste from samples of landfills of the transport infrastructure of Kyiv. *Waste Management in Ukraine: Legislation, Economy, Technologies : The National Forum*. Zhytomyr, 2022. Vol. 1. P. 138–143.

20. Великодський Ю.І., Трофімов І.Л., Бойченко С.В. Моніторинг, картографування та інвентаризація звалищ м. Києва та Київської області, що містять відходи транспортної інфраструктури. *Наукоємні технології*. 2021. 51 (3). С. 245–254. DOI: https://doi.org/10.18372/2310-5461.51.15995.
21. Rotter S. Incineration: RDF and SRF – Solid Fuels from Waste. *Solid Waste Technology & Management* / ed. by H. Christensen. Blackwell Publishing Ltd, 2011. P. 486–501. DOI: https://doi.org/10.1002/9780470666883.ch32.
22. Національний план управління відходами до 2033 року: Розпорядження Кабінету Міністрів України від 27 грудня 2024 р. № 1353-р. / Кабінет Міністрів України. URL: https://surli.cc/meiiwt (Дата звернення: 25.04.2026).
23. Boichenko S. V., Shkilniuk I. O. Cause-and-effect analysis of microbiological contamination of motor fuels and prospects for the rational use of biodegradation in the processes of recycling waste from the technosphere. *Development of scientific, technological and innovation space in Ukraine and EU countries* / ed. by S. Boichenko et al. 3rd ed. Riga : Baltija Publishing, 2021. P. 1–19. DOI: https://doi.org/10.30525/978-9934-26-151-0-31.
24. Trofimov I. et al. Experimental and Analytical Principles of Improving Waste Management Technologies in the Technosphere. *Research Developments in Sustainable Aviation. ISSASARES 2021. Sustainable Aviation* / ed. by T. H. Karakoc et al. Cham : Springer, 2023. P. 351–362. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-031-37943-7_47.
25. Cheng H. Y., Zang A., Meng Q. Li. Municipal solid waste fueled power generation in China: a case study of waste-to-energy in Changchun city. *Environmental Science and Technology*. 2007. Vol. 41, no. 21. P. 7509–7515.
26. Trofimov I. L., Tarasyuk O. V., Yakovleva A. V. Comparative analysis and prospects of use technologies of accumulation, propulsion and storage for alternative fuels in the aviation industry on its way to climate neutrality. *Problems of chemotology. Theory and practice of rational use of traditional and alternative fuels and oils : III International scientific and practical conference*. Kamianets-Podilskyi, 2021. P. 81.
27. Loboyko A. Ya., Vekshin V. A., Markov N. B., Vorozhbiyan M. I., Shapareva L. P. Research of influence technology preparation of catalyst on distributing catalytically of active matter on the surface transmitter. *Technology of Catalysts and Sorbents*. 2010. No. 10. P. 59–62.
28. Orlyk S. M., Soloviev S. O. Palladium in Gas-Phase Processes of Environmental Catalysis. *Palladium: Compounds, Production and Applications* / ed. by K. M. Brady. Nova Science Publishers, 2011. P. 57–103. (Material Science and Technology).
29. Toyama T., Hanaoka T., Yamada K., Suzuki K., Tanaka Y., Morikawa M., Mori K. Enhanced production of biomass and lipids by Euglena gracilis via co-culturing with a microalga growth-promoting bacterium Emticicia sp. EG3. *Biotechnol. Biofuels*. 2019. Vol. 12, art. 205. DOI: https://doi.org/10.1186/s13068-019-1544-2.
30. Rashidzadeh M., Peyrovi M., Mondegarian R. Alumina-Based Supports for Automotive Palladium Catalysts. *Reaction Kinetics and Catalysis Letters*. 2000. Vol. 69. P. 115–122. DOI: https://doi.org/10.1023/A:1005605228566.
31. Pandey A. Biofuels: Alternative Feedstocks and Conversion Processes. Academic Press, 2011.
32. Yakovlieva A., Boichenko S. Energy Efficient Renewable Feedstock for Alternative Motor Fuels Production: Solutions for Ukraine. *Systems, Decision and Control in Energy I* / ed. by V. Babak, V. Isaienko, A. Zaporozhets. Cham : Springer, 2020. Vol. 298. P. 247–259. (Studies in Systems, Decision and Control). DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-030-48583-2_16.
33. Grosso M., Motta A., Rigamonti L. Efficiency of energy recovery from waste incineration, in the light of the new Waste Framework Directive. *Waste Management*. 2011. Vol. 30, no. 7. P. 1238–1243.
34. Razaviarani V., Pushparajan A. Unlocking landfill biogas potential: a feasibility study on sustainable energy in the UAE. *Biomass Conv. Bioref.* 2025. Vol. 15. P. 18799–18816. DOI: https://doi.org/10.1007/s13399-024-06475-4.
35. Domingues N. S. Energy Production from Landfill Gas: Short-Term Management. *Energies*. 2025. Vol. 18, no. 8. Art. 1974. DOI: https://doi.org/10.3390/en18081974.
36. Ciuła J., Generowicz A., Gaska K., Gronba-Chyła A. Efficiency Analysis of the Generation of Energy in a Biogas CHP System and its Management in a Waste Landfill – Case Study. *Journal of Ecological Engineering*. 2022. Vol. 23, no. 7. P. 143–156. DOI: https://doi.org/10.12911/22998993/149609.
37. Basta E., Szewczyk P. The Use of Methane from Landfill Gas to Generate Energy and its Management at the Plant as a Way to Reduce Climate Change. *Rocznik Ochrona Środowiska*. 2024. Vol. 26. P. 236–250. DOI: https://doi.org/10.54740/ros.2024.024.

Дата першого надходження статті до видання: 30.09.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 04.11.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 23.11.2026

ВІДОМОСТІ ПРО АВТОРІВ

Аліменко Олександр Юрійович (Київ) – старший науковий співробітник центру природно-заповідного фонду та екологічної мережі, Державна наукова установа «Інститут екологічного відновлення та розвитку України»;

Алпатова Оксана Миколаївна (Житомир) – кандидат біологічних наук, доцент кафедри екології, лісівництва та сталого природокористування, Державний університет «Житомирська політехніка»;

Бакалова Алла Володимирівна (Житомир) – кандидат сільськогоподарських наук, доцент, доцент кафедри здоров'я фітоценозів і трофології, Поліський національний університет;

Бевзюк Юрій Дмитрович (Івано-Франківськ) – аспірант кафедри біології та екології, Карпатський національний університет імені Василя Стефаника;

Білокінь Олена Анатоліївна (Київ) – провідний фахівець, Інститут агроекології і природокористування Національної академії аграрних наук України;

Боднар Оксана Ігорівна (Тернопіль) – доктор біологічних наук, професор кафедри загальної біології та методики навчання природничих дисциплін, декан хіміко-біологічного факультету, Тернопільський національний педагогічний університет імені Володимира Гнатюка;

Бондар Олександр Іванович (Київ) – академік Національної академії аграрних наук України, професор, доктор біологічних наук, в.о. директора, Державна наукова установа «Інститут екологічного відновлення та розвитку України»;

Бублієнко Наталія Олександрівна (Київ) – кандидат технічних наук, доцент, доцент кафедри екології та екоменеджменту, Національний університет харчових технологій;

Бутко Владислав Сергійович (Харків) – аспірант, молодший науковий співробітник кафедри хімічної техніки та промислової екології, Національний технічний університет «Харківський політехнічний інститут»;

Валерко Руслана Анатоліївна (Житомир) – доктор сільськогосподарських наук, доцент, професор кафедри екології, лісівництва та сталого природокористування, Державний університет «Житомирська політехніка»;

Василенко Ольга Миколаївна (Житомир) – кандидат біологічних наук, доцент кафедри екології та географії, Житомирський державний університет імені Івана Франка;

Васільєв Дмитро Петрович (Київ) – PhD, старший науковий співробітник, Інститут агроекології і природокористування Національної академії аграрних наук України;

Вискушенко Дмитро Андрійович (Житомир) – кандидат біологічних наук, доцент, доцент кафедри екології, Поліський національний університет;

Височін Дмитро Володимирович (Запоріжжя) – аспірант кафедри загальної та прикладної екології і зоології, Запорізький національний університет;

Вінтоняк Назар Володимирович (Харків) – аспірант кафедри екології та біотехнологій в рослинництві, Державний біотехнологічний університет;

Вовк Микола Анатолійович (Умань) – аспірант кафедри екології, Уманський національний університет;

Волошин В'ячеслав Степанович (Дніпро) – доктор технічних наук, професор, професор по кафедрі промислової теплоенергетики, Приазовський державний технічний університет;

Воронова Наталія Валентинівна (Запоріжжя) – кандидат біологічних наук, доцент, доцент кафедри загальної та прикладної екології і зоології, Запорізький національний університет;

Герасименко Микола Васильович (Київ) – аспірант, Державна наукова установа «Інститут екологічного відновлення та розвитку України»;

Герасимчук Людмила Олександрівна (Житомир) – кандидат сільськогосподарських наук, доцент, доцент кафедри екології, лісівництва та сталого природокористування, Державний університет «Житомирська політехніка»

Герасимчук Олена Леонтіївна (Житомир) – кандидат педагогічних наук, доцент, доцент кафедри кафедри екології, лісівництва та раціонального природокористування, Державний університет «Житомирська політехніка»;

Герц Андрій Іванович (Тернопіль) – кандидат біологічних наук, доцент кафедри загальної біології та методики навчання природничих дисциплін, Тернопільський національний педагогічний університет імені Володимира Гнатюка;

Герц Наталія Володимирівна (Тернопіль) – кандидат біологічних наук, доцент кафедри ботаніки та зоології, Тернопільський національний педагогічний університет імені Володимира Гнатюка;

Гладчук Максим Миколайович (Тернопіль) – молодший науковий співробітник, аспірант кафедри загальної біології та методики навчання природничих дисциплін, Тернопільський національний педагогічний університет імені Володимира Гнатюка;

ISSN: 2306-9716 (Print), ISSN: 2664-6110 (Online)

Гнатів Ігор Романович (Львів) – доктор філософії з екології, старший викладач кафедри екології, Національний лісотехнічний університет України;

Гнатюк Наталія Олександрівна (Умань) – кандидат біологічних наук, доцент, доцент кафедри екології, Уманський національний університет;

Горбань Валерій Віталійович (Запоріжжя) – кандидат біологічних наук, доцент, доцент кафедри загальної та прикладної екології і зоології, Запорізький національний університет;

Горин Оксана Ігорівна (Тернопіль) – доктор філософії з біології, доцент кафедри хімії та методики її навчання, Тернопільський національний педагогічний університет імені Володимира Гнатюка;

Грабко Наталія Вікторівна (Одеса) –старший викладач кафедри екології та охорони довкілля, Одеський національний університет імені І. І. Мечникова;

Григор'єва Людмила Іванівна (Миколаїв) – доктор біологічних наук, професор, завідувачка кафедри екології, Навчально-науковий медичний інститут Чорноморського національного університету імені Петра Могили;

Григораш Сергій Володимирович (Умань) – аспірант кафедри екології**,** Уманський національний університет;

Григорійчук Віталій Васильович (Чернівці) – асистент кафедри географії України та регіоналістики, Чернівецький національний університет імені Ю. Федьковича;

Григорійчук Віталій Васильович (Чернівці) – асистент кафедри географії України та регіоналістики, Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича;

Грушак Зоя Василівна (Київ) – асистент кафедри екології, хімії та хімічної технології, Національний університет «Київський авіаційний інститут»;

Гунько Людмила Анатоліївна (Київ) – доктор економічних наук, доцент, професор кафедри землевпорядного проектування, Національний університет біоресурсів і природокористування України;

Гурський Ігор Миколайович (Умань) – кандидат сільськогосподарських наук, доцент, доцент кафедри екології, Уманський національний університет;

Демчук Людмила Іванівна (Житомир) – кандидат педагогічних наук, доцент, доцент кафедри екології, лісівництва та сталого природокористування, Державний університет «Житомирська політехніка»;

Дмитренко Тетяна Володимирівна (Харків) – кандидат технічних наук, доцент, доцент кафедри інженерної екології міст, Харківський національний університет міського господарства імені О. М. Бекетова;

Дубляк Андрій Володимирович (Івано-Франківськ) – аспірант кафедри біології та екології, Карпатський національний університет імені Василя Стефаника;

Железняк Єлизавета Миколаївна (Запоріжжя) – студентка І курсу магістратури факультету автоматизації виробництва, інформаційних та управлінських технологій, ТОВ «Технічний університет «Метінвест Політехніка»;

Жирська Галина Ярославівна (Тернопіль) – кандидат педагогічних наук, доцент кафедри загальної біології та методики навчання природничих дисциплін, Тернопільський національний педагогічний університет імені Володимира Гнатюка;

Жукова Олена Григорівна (Київ) – кандидат технічних наук, доцент кафедри технологій захисту навколишнього середовища та охорони праці, Київський національний університету архітектури та будівництва;

Залізняк Яна Іванівна (Умань)– доктор філософії з наук про Землю, викладач кафедри екології, Уманський національний університет;

Зеленчук Іван Дмитрович (Умань) – доктор філософії (PhD), асистент кафедри екології та безпеки життєдіяльності, Уманський національний університет;

Іваненко Ігор Борисович (Київ) – кандидат хімічних наук, завідуючий Центром моніторингу біологічного та ландшафтного різноманіття, Державна наукова установа «Інститут екологічного відновлення та розвитку України»;

Іваха Анастасія Юріївна (Львів) – студентка ІІ курсу магістратури факультету агротехнологій та охорони довкілля, Львівський національний університет ветеринарної медицини та біотехнологій імені С. З. Ґжицького;

Іващенко Ірина Вікторівна (Житомир) – кандидат біологічних наук, доцент, доцент кафедри здоров'я фітоценозів і трофології, Поліський національний університет;

Ільєнко Тетяна Володимирівна (Київ) – кандидат сільськогосподарських наук, завідувач лабораторії аерокосмічного зондування агросфери, Інститут агроекології і природокористування Національної академії аграрних наук України;

Імамов Вячеслав Одилжанович (Умань) – аспірант кафедри екології, Уманський національний університет;

Кагукіна Анастасія Максимівна (Житомир) – доктор філософії з екології, доцент кафедри екології, лісівництва та сталого природокористування, Державний університет «Житомирська політехніка»;

Калин Богдана Миколаївна (Львів) – кандидат сільськогосподарських наук, доцент, доцент кафедри екології та захисту довкілля, Львівський національний університет ветеринарної медицини та біотехнологій імені С.З. Ґжицького;

Кленін Олег Володимирович (Дніпро) – доктор економічних наук, професор, професор по кафедрі економічної інженерії, Приазовський державний технічний університет;

Кобилянський Володимир Ярославович (Харків) – кандидат технічних наук, директор, ТОВ «Науково-аналітичний центр якості води», експерт асоціації «Укрводоканалекологія»;

Ковган Ярослав Олександрович (Київ) – аспірант, Державна наукова установа «Інститут екологічного відновлення та розвитку України»;

Козаченко Тетяна Петрівна (Київ) – кандидат наук з державного управління, головний науковий співробітник Центру екологічної безпеки та управління відходами, Державна наукова установа «Інститут екологічного відновлення та розвитку України»

Колганова Ірина Григорівна (Київ) – кандидат економічних наук, доцент, доцент кафедри землевпорядного проектування, Національний університет біоресурсів і природокористування України;

Колісник Алла Вікторівна (Одеса) – кандидат географічних наук, доцент кафедри екології та охорони довкілля, Одеський національний університет імені І. І. Мечникова;

Конончук Олександр Борисович (Тернопіль) – кандидат біологічних наук, доцент кафедри ботаніки та зоології, Тернопільський національний педагогічний університет імені Володимира Гнатюка;

Кордуба Ірина Богданівна (Одеса) – докор технічних наук, професор кафедри екологічної безпеки та гідравліки, Національний університет «Одеська політехніка»;

Котюк Людмила Анатоліївна (Житомир) – доктор біологічних наук, професор кафедри екології, Поліський національний університет;

Кравченко Олександр Валерійович (Київ) – доктор технічних наук, старший дослідник, завідувач кафедри водопостачання та водовідведення, Київський національний університет будівництва і архітектури;

Крайнюков Олексій Миколайович (Харків) – доктор географічних наук, професор, професор кафедри екології та менеджменту довкілля, Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна;

Крачан Тетяна Миколаївна (Кам'янець-Подільський) – кандидат хімічних наук, доцент, завідувач кафедри хімії, екології і загальнобіологічних дисциплін, Заклад вищої освіти «Подільський державний університет»,;

Кривицька Іветта Аналіївна (Харків) – кандидат біологічних наук, доцент, доцент кафедри зоології та екології тварин, Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна;

Кропивка Світлана Йосипівна (Львів) – кандидат сільськогосподарських наук, доцент, доцент кафедри екології, Львівський національний університет ветеринарної медицини та біотехнологій імені С. З. Ґжицького;

Крупєй Кристина Сергіївна (Запоріжжя) – кандидат біологічних наук, доцент кафедри мікробіології, вірусології та імунології, Запорізький державний медико-фармацевтичний університет;

Курилюк Олексій Миколайович (Київ) – аспірант кафедри водопостачання, водовідведення та бурової справи, Національний університет водного господарства та природного господарства;

Кучеренко Микола Анатолійович (Умань) – аспірант кафедри екології, Уманський національний університет;

Лавріненко Вікторія Михайлівна (Київ) – кандидат біологічних наук, доцент природничого факультету, Український державний університет імені Михайла Драгоманова;

Лисюк Ольга Гаврилівна (Київ) – науковий співробітник центру менеджменту та раціонального використання водних ресурсів, Державна наукова установа «Інститут екологічного відновлення та розвитку України»;

Ломазов Павло Костянтинович (Дніпро) – доктор філософії зі спеціальності 183 «Технології захисту навколишнього середовища», доцент кафедри екології та технологій захисту навколишнього середовища, Національний технічний університет «Дніпровська політехніка»;

Магась Наталія Іванівна (Миколаїв) – кандидат технічних наук, доцент кафедри екології та природоохоронних технологій, Національний університет кораблебудування імені адмірала Макарова;

Макєєв Павло Валентинович (Харків) – аспірант кафедри хімічної техніки та промислової екології, Національний технічний університет «Харківський політехнічний інститут»;

Максимова Наталія Миколаївна (Запоріжжя) – кандидат технічних наук, доцент, доцентка кафедри безпеки праці та охорони довкілля, ТОВ «Технічний університет «Метінвест Політехніка»;

Мандебура Святослав Васильович (Умань) – викладач кафедри біології та хімії, Уманський національний університет;

Марків Богдана Андріївна (Тернопіль) – технік третьої категорії, провідний фахівець хіміко-біологічного факультету, Тернопільський національний педагогічний університет імені Володимира Гнатюка;

Марків Віктор Степанович (Тернопіль) – доктор філософії з біології, молодший науковий співробітник, асистент кафедри хімії та методики її навчання, Тернопільський національний педагогічний університет імені Володимира Гнатюка;

Маркіна Людмила Миколаївна (Київ) – доктор технічних наук, професор, Державна наукова установа «Інститут екологічного відновлення та розвитку України»;

Мартин Андрій Геннадійович (Київ) – доктор економічних наук, професор, член-кореспондент Національної академії аграрних наук України, завідувач кафедри землевпорядного проектування, Національний університет біоресурсів і природокористування України;

Мартиненко Василь Валентинович (Київ) – доктор філософії (екологія), старший науковий співробітник відділу охорони ландшафтів, збереження біорізноманіття і природозаповідання, Інститут агроекології і природокористування Національної академії наук України;

Маслов Олександр Миколайович (Харків) – аспірант кафедри фундаментальної і прикладної геології факультету геології, географії, рекреації і туризму, Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна;

Мацак Антон Олександрович (Дніпро) – кандидат технічних наук, доцент кафедри безпеки праці та охорони довкілля, ТОВ «Технічний університет «Метінвест Політехніка»;

Мельник Богдан Ростиславович (Умань) – аспірант, Уманський національний університет;

Миронова Інна Геннадіївна (Дніпро) – кандидат технічних наук, доцент кафедри екології та технологій захисту навколишнього середовища, Національний технічний університет «Дніпровська політехніка»;

Морозова Тетяна Василівна (Київ) – кандидат біологічних наук, доцент, Державна наукова установа «Інститут екологічного відновлення та розвитку України»;

Моторна Тетяна Василівна (Одеса) – аспірантка кафедри водних біоресурсів та аквакультури, Одеський національний університет імені І.І. Мечнікова;

Наумов Ярослав Олегович (Житомир) – молодший науковий співробітник, аспірант кафедри екології, лісівництва та сталого природокористування, Державний університет «Житомирська політехніка»;

Никитюк Юрій Андрійович (Житомир) – доктор економічних наук, професор, завідувач кафедри екології, Поліський національний університет;

Ничик Оксана Василівна (Київ) – кандидат технічних наук, доцент, доцент кафедри екології та екоменеджменту, Національний університет харчових технологій;

Нонік Людмила Юріївна (Житомир) – доктор філософії, доцент кафедри екології, лісівництва та сталого природокористування, Державний університет «Житомирська політехніка»;

Огілько Станіслав Павлович (Умань) – доктор філософії з наук про Землю, старший викладач кафедри екології, Уманський національний університет;

Олійник Наталія Петрівна (Одеса) – науковий співробітник Центру ведення Державного кадастру природних лікувальних ресурсів, ДНТ «Український науково-дослідний інститут реабілітації та курортології Міністерства охорони здоров'я України»;

Павлюх Леся Іванівна (Київ) – доктор технічних наук, доцент, професор кафедри екології, хімії та хімічної технології, Національний університет «Київський авіаційний інститут»;

Парахненко Владислав Геннадійович (Умань) – доктор філософії з наук про Землю, старший викладач кафедри екології, Уманський національний університет;

Парубок Віталій Омелянович (Умань) – аспірант кафедри екології, Уманський національний університет;

Пасічник Микола Дмитрович (Чернівці) – кандидат географічних наук, доцент кафедри географії України та регіоналістики, Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича;

Пасічник Микола Дмитрович (Чернівці) – кандидат географічних наук, доцент кафедри географії України та регіоналістики, Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича;

Пацева Ірина Григорівна (Житомир) – доктор технічних наук, професор, завідувач кафедри екології, лісівництва та сталого природокористування, Державний університет «Житомирська політехніка»;

Перепелиця Микола Романович (Умань) – аспірант**,** Уманський національний університет

Пестерніков Владислав Юрійович (Рівне) – аспірант кафедри олімпійського та професійного спорту, туризму і рекреації, Рівненський державний гуманітарний університет;

Петрушина Галина Олександрівна (Дніпро) – кандидат хімічних наук, доцент, доцентка кафедри хімії, Дніпровський державний аграрно-економічний університет;

Плахтій Данило Петрович (Кам'янець-Подільський) – кандидат сільськогосподарських наук, доцент, доцент кафедри хімії, екології і загальнобіологічних дисциплін, Заклад вищої освіти «Подільський державний університет»;

Погребний Анатолій Леонідович (Одеса) – старший науковий співробітник Центру ведення Державного кадастру природних лікувальних ресурсів, ДНТ «Український науково-дослідний інститут реабілітації та курортології Міністерства охорони здоров'я України»;

Понікарчик Сергій Валерійович (Умань) – аспірант кафедри екології, Уманський національний університет;

Прокопенко Ігор Олександрович (Київ) – аспірант кафедри водопостачання та водовідведення, Київський національний університету архітектури та будівництва;

Римарук Петро Васильович (Івано-Франківськ) – аспірант кафедри біології та екології, Карпатський національний університет імені Василя Стефаника;

Різничук Надія Іванівна (Івано-Франківськ) – кандидат біологічних наук, професор кафедри біології та екології, науковий куратор дендрологічного парку «Дружба», Карпатський національний університет імені Василя Стефаника;

Рудишин Сергій Дмитрович (Глухів) – доктор педагогічних наук, професор кафедри теорії і методики викладання природничих дисциплін, Глухівський національний педагогічний університет імені Олександра Довженка;

Русецька Наталя Миколаївна (Житомир) – викладач природничих дисциплін, Житомирський агротехнічний коледж;

Салавор Оксана Мирославівна (Київ) – кандидат технічних наук, доцент, доцент кафедри екології та екоменеджменту, Національний університет харчових технологій;

Сіренко Артур Геннадійович (Івано-Франківськ) – кандидат біологічних наук, доцент кафедри біології та екології, Карпатський національний університет імені Василя Стефаника;

Сіренко Артур Геннадійович (Івано-Франківськ) – кандидат біологічних наук доцент кафедри біології та екології, Карпатський національний університет імені Василя Стефаника,;

Соломко Василь Леонідович (Київ) – аспірант, Інститут агроекології і природокористування Національно академії аграрних наук України;

Сорочинська Олена Леонідівна (Київ) – кандидат історичних наук, доцент кафедри екології та технологій захисту навколишнього середовища, Національний транспортний університет;

Суходольська Ірина Леонідівна (Рівне) – кандидат біологічних наук, доцент кафедри олімпійського та професійного спорту, туризму і рекреації, Рівненський державний гуманітарний університет;

Тараріко Олександр Григорович (Київ) – доктор сільськогосподарських наук, професор, головний науковий співробітник, академік Національної академії аграрних наук України, Інститут агроекології і природокористування Національної академії аграрних наук України;

Терендій Ярослав Вікторович (Київ) – головний інженер, ТОВ «РБК Спецмонтажбуд»;

Тимощук Тетяна Миколаївна (Житомир) – кандидат сільськогосподарських наук, доцент, завідувач кафедри здоров'я фітоценозів і трофології, Поліський національний університет;

Титаренко Андрій Ігорович (Харків) – аспірант кафедри хімічної техніки та промислової екології, Національний технічний університет «Харківський політехнічний інститут»;

Тогачинська Ольга Василівна (Київ) – кандидат сільськогосподарських наук, доцент, доцент кафедри екології та екоменеджменту, Національний університет харчових технологій;

Трембіцький Дмитро Сергійович (Харків) – аспірант кафедри хімічної техніки та промислової екології, Національний технічний університет «Харківський політехнічний інститут»;

Трофімов Ігор Леонідович (Київ) – кандидат технічних наук, доцент, доцент кафедри екології, хімії та хімічної технології, Національний університет «Київський авіаційний інститут»;

Уваєва Олена Іванівна (Житомир) – доктор біологічних наук, професор кафедри екології, Поліський національний університет;

Устименко Володимир Ігорович (Житомир) – доктор філософії, доцент кафедри екології, лісівництва та сталого природокористування, Державний університет «Житомирська політехніка»;

Феденко Юрій Миколайович (Київ) – кандидат технічних наук, доцент кафедри технології неорганічних речовин, водоочищення та загальної хімічної технології, Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського»;

Філатов Віктор Миколайович (Харків) – аспірант кафедри екології та менеджменту довкілля, Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна;

Фролов Валерій Федорович (Київ) – доктор технічних наук, доцент, Державна наукова установа «Інститут екологічного відновлення та розвитку України»;

Храпун Максим Андрійович (Одеса) – студент ІІ курсу магістратури факультету гідрометеорології і екології, Одеський національний університет імені І. І. Мечникова;

Цуркан Оксана Іванівна (Одеса) – кандидат географічних наук, старший науковий співробітник, заступник директора з наукової роботи, ДНТ «Український науково-дослідний інститут реабілітації та курортології Міністерства охорони здоров'я України»;

Чайка Валерія Владиславівна (Миколаїв) – студентка І курсу магістратури, Навчально-науковий медичний інститут Чорноморського національного університету імені Петра Могили;

Шевченко Наталія Олександрівна (Умань) – кандидат економічних наук, доцент, доцент кафедри екології, Уманський національний університет;

Шевченко Роман Юрійович (Київ) – кандидат географічних наук, старший науковий співробітник науково-освітнього центру перепідготовки та підвищення кваліфікації, Державна наукова установа «Інститут екологічного відновлення та розвитку України»;

Шевчук Андрій Володимирович (Житомир) – доктор історичних наук, професор, професор кафедра міжнародних відносин, економіки та політології, Державний університет «Житомирська політехніка»;

Шевчук Лариса Миколаївна (Житомир) – доктор біологічних наук, професор, професор кафедри екології, лісівництва та раціонального природокористування, Державний університет «Житомирська політехніка»;

Шекк Павло Володимирович (Одеса) – доктор сільськогосподарських наук, професор, професор кафедри водних біоресурсів та аквакультури, Одеський національний університет імені І. І. Мечнікова;

Явнюк Андріан Андріанович (Київ) – кандидат біологічних наук, доцент, доцент кафедри екології, хімії та хімічної технології, Національний університет «Київський авіаційний інститут»;

Яковлєв Валерій Володимирович (Харків) – доктор геологічних наук, доцент, старший науковий співробітник, Інститут геологічних наук Національної академії наук України;

Ямборак Раїса Семенівна (Кам'янець-Подільський) – кандидат географічних наук, доцент, доцент кафедри хімії, екології і загальнобіологічних дисциплін, Заклад вищої освіти «Подільський державний університет».

Наукове видання

ЕКОЛОГІЧНІ НАУКИ

НАУКОВО-ПРАКТИЧНИЙ ЖУРНАЛ **6(69)**

- ***Екологічна безпека міста***
- ***Екологічна безпека***
- ***Екологічний моніторинг***
- ***Екологічний моніторинг наслідків воєнних дій***
- ***Екологія атмосферного повітря***
- ***Екологія виробництва***
- ***Екологія водних ресурсів***
- ***Екологія екосистем***
- ***Екологія земельних ресурсів***
- ***Екологія зрошувальних систем***
- ***Екологія лісових екосистем***
- ***Екологія стічних вод***
- ***Загальні проблеми екологічної безпеки***
- ***Збереження біологічного та ландшафтного різноманіття***
- ***Зміни клімату***
- ***Теоретична екологія***
- ***Управління відходами***

Адреса редакції:
Державна наукова установа «Інститут екологічного відновлення та розвитку України»
вул. Митрополита Василя Липківського, 35, корпус 2, Київ, 03035;
тел. +380 99 428 67 00;
www.ecoj.dea.kiev.ua
e-mail: info@ecoj.dea.kiev.ua

Видавничий дім «Гельветика»
Свідоцтво суб'єкта видавничої справи ДК № 7623 від 22.06.2022 р.
Україна, 65101, м. Одеса, вул. Інглезі, 6/1
Тел. +38 (095) 934 48 28, +38 (097) 723 06 08
E-mail: mailbox@helvetica.ua

Дата розміщення онлайн – 23.11.2026 р.
Дата друку – 30.11.2026 р. Формат 64x84/8.
Папір офсетний. Гарнітура Times New Roman. Цифровий друк.
Ум. друк. арк. 47,89. Тираж 100. Замовлення № 1026/901.
Ціна договірна. Віддруковано з готового оригінал-макета