

Бєдункова О. О. [1; ORCID ID: 0000-0003-4356-4124],
д.б.н., професор,
Борщевська І. М. [1; ORCID ID: 0009-0002-7036-8102],
к.с.-г.н., доцент,
Турчин Я. П. [1; ORCID ID: 0009-0002-3107-0186],
аспірант

¹Національний університет водного господарства та природокористування, м. Рівне

БІОМОНІТОРИНГ ГЕНОТОКСИЧНИХ ЕФЕКТІВ В УРБАНІЗОВАНИХ ЕКОСИСТЕМАХ

Урбанізовані екосистеми характеризуються просторовою мозаїчністю забруднення та дією багатокомпонентних сумішей полутантів, здатних індукувати ушкодження ДНК, хромосомні аберації й мікроядерні порушення. Мета статті – систематизувати підходи до біомоніторингу генотоксичних ефектів у міському середовищі та порівняти інформативність біомоніторів і маркерів для підвищення доказовості екологічних висновків і підтримки управління станом середовища. Методологія поєднувала бібліометричний аналіз Scopus за 1995–2025 рр. з візуалізацією співзустрічальності ключових слів у VOSviewer та аналітичний огляд міжнародних і українських публікацій.

Побудована карта засвідчила центральність поняття «biomonitoring» та наявність взаємопов'язаних доменів. Урбаністично-атмосферний кластер (якість повітря, урбоекосистема) розміщений близько до ядра, що підкреслює вагомість біомоніторингу для оцінювання міських територій. Окремо ідентифіковано генотоксикологічний сегмент (генотоксичність, кометний аналіз, мікроядерний тест), пов'язаний із хіміко-токсикологічними вузлами (метали, забруднення, біоаккумуляція), що відображає схему «експозиція – біологічний ефект».

Узагальнено ієрархію методів: цитогенетичні індикатори як доступні маркери «кінцевих» проявів нестабільності; кометний аналіз як чутливий інструмент раннього виявлення ДНК-ушкоджень; молекулярні ДНК-біомаркери як засіб підвищення точності за умови контролю сезонності. Українські дослідження зосереджені на паліномоніторингу *Taraxacum officinale*, *Allium*-тесті, мультимаркерних схемах для міських зелених зон і застосуванні мікроядерного тесту для районування міст за мутагенним фоном. Показано, що інтеграція підходів і стандартизація дизайну відбору

підсилюють придатність результатів для ризик-орієнтованого планування заходів у містах.

Ключові слова: урбанізовані екосистеми; паліномоніторинг; кометний аналіз; мікроядерний тест; екологічне оцінювання.

Постановка проблеми. Інтенсивна урбанізація супроводжується зростанням техногенного навантаження на довкілля та ускладненням складу забруднювальних сумішей. Для міських екосистем характерні багатокomпонентні викиди транспортного походження, промислові емісії, вторинне забруднення, а також перерозподіл поллютантів у повітрі, ґрунтах і поверхневих відкладеннях. Значна частина цих чинників має потенціал індукувати такі генотоксичні ефекти, як ушкодження ДНК, хромосомні аберації, мікроядерні порушення та інші прояви генетичної нестабільності. Ці ефекти є критично важливими, оскільки становлять ранні біологічні сигнали екологічного ризику, пов'язані з мутагенезом, канцерогенезом, репродуктивними порушеннями та довготривалим зниженням життєздатності популяцій.

Мета, завдання і методологія дослідження. Мета статті – систематизація сучасних біомоніторингових підходів до оцінки генотоксичних ефектів в урбанізованих екосистемах та порівняння інформативності біомоніторів і маркерів у доказовості екологічних висновків і виявлення їх придатності для управління якістю міського середовища.

Для досягнення мети було визначено завдання: 1) виконати бібліометричний аналіз публікацій Scopus за ключовим словом «biomonitring» із візуалізацією тематичних кластерів; 2) систематизувати сучасні методичні підходи до біомоніторингу генотоксичних ефектів в урбанізованих екосистемах; 3) узагальнити міжнародні та українські напрацювання щодо урбаністичного біомоніторингу та обґрунтувати практичну придатність підходів для управління якістю міського середовища.

Методологія літературного аналізу поєднувала бібліометричний і аналітичний підходи. Бібліометричну частину виконано на основі даних Scopus за період 1995–2025 рр. Для формування вибірки використовували пошуковий запит, що включав ключовий терміни «biomonitring». Побудову мереж співзастрічальності ключових слів (co-occurrence) здійснювали за допомогою прикладної програми VOSviewer. Нормалізацію зв'язків проводили за алгоритмом

Association Strength, кластеризацією тематичних груп та візуалізацією карти, що відображають структуру й взаємозв'язки дослідницьких напрямів.

З метою розширення охоплення та зниження ризику упередження, пов'язаного з використанням однієї бази, результати бібліометричного аналізу Scopus доповнено цілеспрямованим пошуком іноземних публікацій в інших бібліографічних джерелах і репозиторіях (зокрема Web of Science, PubMed, Google Scholar). Окремим блоком проведено аналіз українських наукових досліджень, які відображають регіональні особливості біомоніторингу урбаністичного забруднення.

Аналіз останніх досліджень. Традиційний інструментальний контроль якості середовища у містах, попри свою необхідність, часто не забезпечує повної картини біологічних наслідків забруднення [1]. По-перше, моніторингові мережі мають обмежену просторову щільність і не відображають специфіку урбанізованого середовища (неоднорідність вуличної забудови, транспортні вузли, локальні джерела пилу тощо) [2]. По-друге, фізико-хімічні вимірювання фіксують концентрації окремих домішок у певний момент часу, але недостатньо відображають сумарну токсичність і синергетичну дію сумішей [3], а також не дають прямої відповіді щодо рівня ушкодження спадкового матеріалу живих організмів [4]. У результаті виникає розрив між екологічними даними про забруднення та оцінкою реального біологічного ризику, що ускладнює обґрунтування управлінських рішень у сфері екологічної безпеки міста [5].

Саме тому, у практиці оцінювання впливу забруднювачів на урбоєкосистеми часто застосовують широкий спектр біологічних підходів [6; 7]. Чимало досліджень доводять показовість застосування біомоніторів через їх здатність фіксувати вплив полютантів у часі й просторі та відображати біологічно значущі наслідки на рівні генетичного апарату [8].

Виклад основного матеріалу. Бібліометрична візуалізація ключового слова “biomonitoring” (біомоніторинг) у публікаціях Scopus за 1995–2025 рр. засвідчує його роль як центрального концепту, навколо якого формуються кілька взаємопов'язаних тематичних доменів (рисунок).

Зв'язки терміну з поняттями «environmental monitoring» (моніторинг навколишнього середовища), «ecosystem» (екосистема), «pollution» (забруднення), «bioaccumulation» (біоаккумуляція), «water

quality» (якість води), «urbanization» (урбанізація), «air quality» (якість повітря) тощо відображають трактування біомоніторингу як інтегративного інструмента оцінювання стану довкілля, що поєднує екологічні, хімічні та токсикологічні підходи.

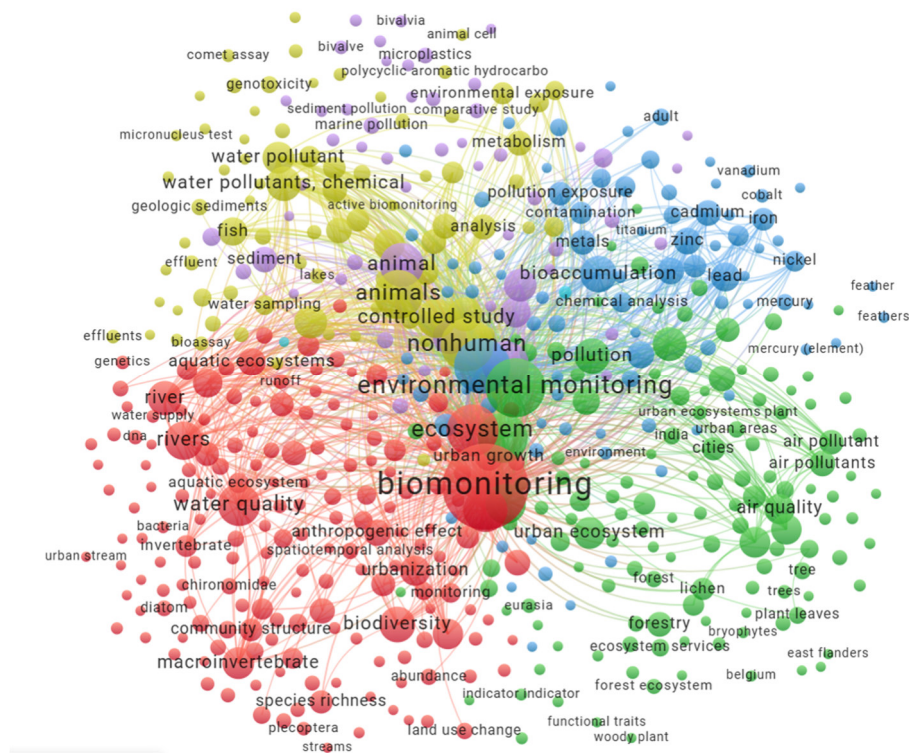


Рисунок. Карта ключових слів за запитом “biomonitoring” у базі Scopus за 1995–2025 рр.

Аналіз тематичних кластерів свідчить про домінування напряму біомоніторингу водних об'єктів (червоний кластер) через угруповання гідробіонтів і показники біорізноманіття спільнот. Другий за обсягом (зелений) кластер відображує спрямованість біомоніторингу на урбоєкосистеми, зокрема на оцінку якості повітря та фіто-, ліхено- та бріоіндикацію (лишайники, мохи, деревні насадження). Його близькість до ядра мережі свідчить, що міський контекст у публікаціях Scopus не є периферійним, а виступає одним із ключових напрямів застосування біомоніторингу. Доволі щільний блок утворює синій кластер, який зосереджений на хімічному забрудненні та важких металах з акцентом на накопичення в біоті (біоаккумуляції). Помітною частиною біомоніторингу є жовтий кластер із термінами «genotoxicity»

(генотоксичність), «comet assay» (комет-аналіз), «micronucleus test» (мікроядерний тест), що показує генотоксикологічну складову біомоніторингу. Фіолетовий кластер відображає зближення біомоніторингу з оцінкою експозиції, механізмами відповіді організмів і новими забруднювачами (мікропластик, поліциклічні ароматичні вуглеводні тощо).

У центральній зоні мережі є доволі помітними такі індексні маркери як «nonhuman» (нелюдський), «animals» (тварини), «controlled study» (контрольоване дослідження), що свідчить про значну частку досліджень, у яких біомоніторинг реалізується через тест-організми та оцінки генотоксичних ефектів як ранніх біологічних відповідей на вплив полютантів.

Близкість до ядра карти «biomonitoring» урбаністично-атмосферного напрямку та його зв'язок із хіміко-токсикологічним доменом, зокрема поняттями «bioaccumulation» (біоаккумуляція), «metals» (метали), «chemical analysis» (хімічний аналіз), «cadmium» (кадмій), «lead» (свинець), «zinc» (цинк), «mercury» (ртуть), «nickel» (нікель) свідчать, що у значній частині робіт біомоніторинг реалізується через кількісну оцінку накопичення пріоритетних токсикантів (передусім важких металів), що є типовою ситуацією для міського середовища, де транспортні викиди, промислові джерела та вторинне забруднення формують стабільні градієнти металів у повітрі та міських субстратах. Водночас наявність у суміжних сегментах мережі понять генотоксичних ефектів підтверджує наукову доцільність фокусування огляду на біомоніторах генотоксичних ефектів в урбанізованих екосистемах і обґрунтовує пріоритетність досліджень, що поєднують урбаністичний контекст (міста, якість повітря) з підходами біомаркерної оцінки ДНК-пошкоджень і хромосомної нестабільності.

Основу біомоніторингу генотоксичного впливу забруднювачів у різних регіонах світу становлять цитогенетичні методи. До найбільш уживаних належать аналіз хромосомних аберацій та мікроядерний тест, які дозволяють реєструвати структурні порушення хромосом і наслідки неправильної сегрегації генетичного матеріалу. У контексті моніторингу атмосферного забруднення ці підходи є практично цінними, оскільки відображають інтегральну відповідь організмів на дію багатокомпонентних полютантних сумішей. Наприклад, тест Trad-MCN ґрунтується на оцінюванні частоти мікроядер – малих округлих структур, що виникають унаслідок ушкодження або втрати

хромосом/хроматид, які не включаються до дочірніх ядер через порушення їх приєднання до веретена поділу під час клітинного поділу.

Так, кілька досліджень з'ясували цитогенетичний вплив забруднення повітря в міських середовищах з інтенсивним рухом транспорту, використовуючи чутливу до змін навколишнього середовища рослину *Tradescantia pallida*. Зокрема, застосування біотесту Trad-MCN на бруньках *T. pallida* у дев'яти бразильських містах спостерігалася позитивна кореляція між частотою мікроядер та потоком транспортних засобів ($r = 0,67$; $p \leq 0,001\%$); у цілому, вища частота мікроядер мала тенденцію бути присутньою в місцях з низькою відносною вологістю, великими висотами та потоками транспортних засобів [9]. В іншому дослідженні мікроядерний аналіз показав, що кількість мікроядер у ранніх клітинах пилових тетрад *T. pallida* також пов'язана з інтенсивністю транспортного руху. При цьому, збільшена кількість епідермальних клітин і продихів, а також підвищена щільність продихів, що спостерігались у місцях з більшим рухом транспорту, автори пояснюють як фізіологічні реакції цих рослин на посилений газообмін у сильно забрудненому середовищі [10]. Також автори наведених досліджень зазначають, що цитогенетичні індикатори характеризують переважно «кінцеві» прояви хромосомної нестабільності, що є важливим для екологічного ранжування урбанізованих територій за рівнем генотоксичного ризику.

Широко застосовується в екологічному біомоніторингу і кометний аналіз (comet assay), що належить до найбільш інформативних методів оцінювання первинних ушкоджень ДНК, у т.ч. і для оцінки впливу забруднювачів повітря [11]. Метод «comet assay», або «single-cell gel electrophoresis» (SCGE), базується на електрофорезі окремих клітин у гелі, під час якого фрагменти ДНК мігрують за межі ядра, а інтенсивність і довжина «хвоста» відображають ступінь розривів ДНК і, відповідно, рівень генотоксичного впливу [9]. Так, високий рівень пошкодження ДНК у дикорослих рослин (*Citrullus colocynthis*, *Anabasis setifera*, *Prosopis juliflora*, *Prosopis farcta*, *Suaeda vermiculata* та ін.) було виявлено в ході біомоніторингу урбанізованих територій Йорданії вздовж магістралей інтенсивного руху транспорту та промислових зон. При цьому, хімічний аналіз ґрунту виявив високий рівень Cr, Cu, Zn, Cd та Pb, а рівень

пошкодження ДНК тісно корелював із швидкістю перекисного окислення ліпідів у надземних частинах рослин [10].

Важливою перевагою кометного аналізу є можливість його застосування до різних типів клітин, що дозволяє адаптувати тест-систему до конкретних біомоніторів (рослинних, тваринних або клітинних моделей) і умов експозиції. На відміну від частини цитогенетичних підходів, кометний аналіз чутливо фіксує сублетальні, ранні ушкодження ДНК, які можуть бути оборотними, але мають високе значення як ранні маркери екологічного ризику [11].

Поряд із цитогенетичними тестами та кометним аналізом, останнім часом зростає роль молекулярних підходів як більш точного інструменту моніторингу ушкоджень ДНК [12]. Так, у південному Китаї було доведено негативний вплив поліциклічних ароматичних вуглеводнів (ПАВ) від міського дорожнього руху на метаболічні шляхи амінокислот, нікотинаміду, пурину та стероїдних гормонів населення через окислювальне пошкодження ДНК [13]. Молекулярні маркери й ДНК-біомаркери розглядають як перспективний напрям, оскільки вони забезпечують високу чутливість і точність оцінювання впливу генотоксичних сполук, дозволяючи фіксувати ранні прояви генетичної нестабільності та підвищувати доказовість інтерпретації результатів біомоніторингу [14]. У прикладному вимірі це створює можливості для більш детального розмежування внеску окремих класів поллютантів, оцінювання механізмів ушкодження та інтеграції генотоксичних показників у ризик-орієнтовані моделі управління якістю міського середовища [15; 16].

Українські наукові публікації за напрямом біомоніторингу урбанізованих екосистем базуються переважно на підходах біоіндикації атмосферного забруднення, оцінювання ризиків контамінації міських ґрунтів (у т. ч. важкими металами) та використання рослинних тест-систем для скринінгу цито- і генотоксичних ефектів. Хоча частина публікацій не завжди прямо використовує термін «генотоксичність», їх індикаторні показники (життєздатність, стерильність пилку; мітотичний індекс; хромосомні аберації; мікроядерні маркери) є функціонально близькими до концепції ранніх генетичних порушень як відповіді біоти на урбаністичні полютанти.

Найбільш представленими є українські дослідження за принципом паліномоніторингу із використанням кульбаби звичайної (*Taraxacum officinale*) як масового та екологічно пластичного виду

міських зелених зон. У роботі, виконаній на матеріалі паркових екосистем Києва, показано можливості оцінки стану урбоекосистем за показниками чоловічої генеративної системи: часткою стерильного пилку, часткою тератоморфних пилових зерен та інтегральними індексами палінотоксичного ефекту, що корелюють із градієнтом антропогенного навантаження в межах міста [17]. Доповнює цей напрям дослідження на прикладі Кривого Рогу, де реакцію пилку *T. officinale* інтерпретовано як біоіндикаційний відгук на різні рівні атмосферного забруднення. Зокрема, автори зафіксували зростання частки нежиттєздатних (стерильних) пилових зерен до 50% і появи аномалій у вигляді сочевицеподібної форми пилку [18].

Існують також підходи, де в якості біомаркерів генотоксичності повітряного середовища міст використовується рівень ушкодженості клітин епітелію слизової оболонки дітей дошкільного віку на основі мікроядерного тесту. Використання цього підходу дозволило авторам розробити картосхеми районування міста Рівне за ступенем мутагенного фону, а також запропонувати рекомендації щодо зниження цитогенетичного ризику та поліпшення екологічного стану урбоекосистеми [19].

Одним із прикладів комплексного підходу в межах урбоекосистеми є робота з оцінювання стану атмосферного повітря Полтавського міського парку, де поєднано ліхеноіндикацію, фітоіндикацію (включно з використанням *T. officinale*) та дендроіндикацію (через показники флуктуючої асиметрії) [19]. На противагу попереднім дослідженням, подібні роботи становлять так зване мультимаркерне відображення присутності забруднювачів у міському середовищі, однак не наводять конкретні залежності між рівнями самих забруднювачів чи їх сукупностей із рівнями цитогенетичних пошкоджень.

Як паралельний напрям українських досліджень можна виділити використання рослинних тест-систем для оцінки цито- і генотоксичних ефектів у результаті контамінації ґрунтів важкими металами [20], а також для виявлення комбінованих урбаністичних впливів на поверхневі води, стоки, водопровідну воду тощо [21–23]. Як високочутливу тест-систему при цьому використовують проростки *Allium cepa*.

Окремим блоком можна виділити цитогенетичні маркери гідробіонтів як інструмент біомоніторингу урбанізованих водних об'єктів [24; 25]. Попри певні труднощі інтерпретації цитогенетичних

показників, цей напрям значно розширює традиційні підходи генотоксичного біомоніторингу урбанізованих екосистем і доводить, що хребетні гідробіонти можуть відображати інтегральний ефект впливу поллютантів у міських річках, водосховищах, каналах тощо [26].

Спираючись на проведений огляд і аналіз змісту досліджень, стає очевидним, що в біомоніторингу генотоксичного навантаження урбоекосистем, відслідковуються переваги та недоліки для всіх існуючих підходів. Зокрема, найбільш доступними та задіяними в практиці екологічного оцінювання є цитогенетичні індикатори, як «кінцеві» прояви нестабільності організмів біоіндикаторів та тест-систем. Однак, вони часто обмежені в порівнянні результатів через відмінності в дизайні досліджень та статистичній обробці. Доволі чутливим і виправданим є кометний аналіз, що дає уявлення про ранні ушкодження ДНК біомоніторів, а отже, може сприяти попередженню масштабних наслідків урбаністичного забруднення. При цьому, важливою передумовою є вибір тест-об'єктів і маркерів. Молекулярні ДНК-біомаркери, що також дають високу точність, можуть певною мірою змінювати реакції залежно від сезонності, мікроклімату, трофічного статусу біомонітору тощо. Практична придатність генотоксичного біомоніторингу для управління якістю міського середовища полягає в тому, що він забезпечує біологічно значущу оцінку ризику, тобто фіксує не лише наявність поллютантів, а й реальний ефект для живих організмів у конкретних міських локаціях.

Висновки. Урбанізація формує умови для багатокомпонентного забруднення та перерозподілу поллютантів у повітрі, ґрунтах і відкладеннях, що робить генотоксичні ефекти важливими ранніми сигналами екологічного ризику. Бібліометрична карта Scopus підтверджує, що міський контекст (якість повітря, урбоекосистеми) є одним із ключових напрямів застосування біомоніторингу, а генотоксичні тести (мікроядерний, кометний) утворюють помітну складову сучасного дослідницького поля. Для оцінки генотоксичного навантаження в урбоекосистемах найбільш методично виправданою є ієрархія підходів: цитогенетичні індикатори; кометний аналіз; молекулярні ДНК-біомаркери. Існує потреба поглиблення досліджень, де б для урбанізованих територій системно демонструвалися кількісні залежності між комплексом поллютантів, експозицією та рівнями генотоксичних ефектів.

- 1.** Drawbacks of Traditional Environmental Monitoring Systems / S. A. Sani et al. *Computer and Information Science*. 2023. Vol. 16, no. 3. P. 30. URL: <https://doi.org/10.5539/cis.v16n3p30>.
- 2.** Potential heterogeneity in the relationship between urbanization and air pollution, from the perspective of urban agglomeration / Y. Wang et al. *Journal of Cleaner Production*. 2021. Vol. 298. P. 126822. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126822>.
- 3.** Chapter 4. Data Quality Assessment for In Silico Methods: A Survey of Approaches and Needs / M. Nendza et al. *In Silico Toxicology*. Cambridge. P. 59–117. URL: <https://doi.org/10.1039/9781849732093-00059>.
- 4.** Usman G., Mashood A. A., Aliyu A., Adamu K. S., et al. Effects of environmental pollution on wildlife and human Health and novel mitigation strategies. *World Journal of Advanced Research and Reviews*. 2023. Vol. 19, no. 2. P. 1239–1251. URL: <https://doi.org/10.30574/wjarr.2023.19.2.1644>.
- 5.** Cai Y., Dong R., Lian A., Wang, Z., et al. Analysis of hotspots of urban eco-environmental problems: A case study of Shenzhen City. *Chinese Journal of Population, Resources and Environment*. 2025. Vol. 23, no. 1. P. 106–113. URL: <https://doi.org/10.1016/j.cjpre.2025.01.011>.
- 6.** Mota L. M., Bravo J. V. M., Pereira B. B. Urban environmental risk assessment through biomonitoring: a multivariate approach using *Mangifera indica*, lichens, and air pollutants. *Environmental Pollution*. 2025. Vol. 385. P. 127102. URL: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2025.127102>.
- 7.** Vuono M., Di Lonardo D. P., Schwartz C., Terribile F. Advancing urban soil health: challenges, knowledge gaps, and future research perspectives. *Landscape and Urban Planning*. 2026. Vol. 266. P. 105534. URL: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2025.105534>.
- 8.** C. F. Campos, Santos V. S. V., de Campos Júnior E. O., da Costa E. D., et al. Assessment of genotoxicity of air pollution in urban areas using an integrated model of passive biomonitoring. *Environmental Pollution*. 2024. P. 124219. URL: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.124219>.
- 9.** Rocha A. d. N., Candido L. S., Pereira J. G., Silva C. A. M., et al. Evaluation of vehicular pollution using the TRAD-MCN mutagenic bioassay with *Tradescantia pallida* (Commelinaceae). *Environmental Pollution*. 2018. Vol. 240. P. 440–447. URL: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.04.091>.
- 10.** Crispim B. A., Spósito J. C. V., Mussury R. M., Seno L. O., et al. Effects of atmospheric pollutants on somatic and germ cells of *Tradescantia pallida* (Rose) D.R. HUNT cv. Purpurea. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*. 2014. Vol. 86, no. 4. P. 1899–1906. URL: <https://doi.org/10.1590/0001-3765201420140338>.
- 11.** He X., Chen F., Zhou L., Sun Y., et al. The comet assay: A contemporary approach for detecting genomic instability. *DNA Repair*. 2025. Vol. 154. P. 103899. URL: <https://doi.org/10.1016/j.dnarep.2025.103899>.
- 12.** Medeiros M. H. G., Sanchez A. B., Di Mascio P. DNA adducts mapping as possible urban pollution biomarker. *Toxicology Letters*. 2018. Vol. 295. P. S192. URL: <https://doi.org/10.1016/j.toxlet.2018.06.865>.
- 13.** Zhang Y.-J., Wang X.-X., Zeng L.-J., et al. Rewiring the nexus between urban traffic pollution-derived polycyclic aromatic hydrocarbon exposure and DNA injury via urinary metabolomics. *Zhang Environmental Pollution*. 2024. P. 125188. URL: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.125188>.
- 14.** Poblete-Naredo I., Albores A. Molecular biomarkers to assess health risks due to environmental contaminants exposure. *Biomédica*. 2016. Vol. 36, no. 2. P. 309. URL: <https://doi.org/10.7705/biomedica.v36i3.2998>.
- 15.** Matković K., JuričA., Jakovljević I., Kazensky L., et al. Evaluating air pollution and BTEX exposure effects on DNA damage: A human biomonitoring study in Zagreb, Croatia. *Atmospheric Environment*. 2025. Vol. 343. P. 121004. URL: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2024.121004>.
- 16.** Vozdova M.,

Kubickova S., Kopecka V., Sipek J. et al. Human sperm mitochondrial DNA copy numbers and deletion rates: Comparing persons living in two urban industrial agglomerations differing in sources of air pollution. *Mutation Research – Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*. 2024. Vol. 899. P. 503824. URL: <https://doi.org/10.1016/j.mrgentox.2024.503824>. **17.** Mazura M., Miroshnyk N., Teslenko I. Using of *Taraxacum officinale* (L.) pollens for the urban park bioindication. *Ukrainian Journal of Ecology*. 2020. Vol. 10, no. 5. P. 49–53. URL: https://doi.org/10.15421/2020_205. **18.** Hryshko V. M., Komarova I. O. Bioindication of air pollution by the reaction of pollen grains *Taraxacum officinale* F. H. Wigg (on example of the Kryvyi Rig). *ScienceRise*. 2016. № 1 (22). Т. 5. Р. 15. URL: <https://doi.org/10.15587/2313-8416.2016.69276>. **19.** Клименко М. О., Лико Д. В., Прищеп А. М., Касків М. В. Оцінювання стану міста Рівне за показниками цитогенетичного моніторингу : монографія. Рівне : НУВГП, 2018. 187 с. URL: <http://ep3.nuwm.edu.ua/id/eprint/9346>. (дата звернення: 02.10.2025). **20.** Ханнанова О. Р., Арканова А. А. Біоіндикаційна оцінка стану атмосферного повітря Полтавського міського парку. *Біологія та екологія*. 2017. № 1–2. Том 3. С. 69–75. **20.** Dovgalyuk A. Environmental contamination by toxic metals and its indication by plant test systems. *Studia Biologica*. 2013. Vol. 7, no. 1. P. 197–204. URL: <https://doi.org/10.30970/sbi.0701.269>. **21.** Аристархова Е. О. Використання *Allium cepa* L. для оцінки токсичності питної води. *Вісник аграрної науки*. 2017. С. 58–62. **22.** Skok S. V. Methodical aspects of the evaluation of the impact of urban wastewater on the Dnipro river quality. *Water bioresources and aquaculture*. 2020. No. 2. P. 251–267. URL: <https://doi.org/10.32851/wba.2020.2.20>. **23.** Kutsokon N. Allium-Assay In Evaluation of Drinking and Surface Water Mutagenicity. *Dangerous Pollutants (Xenobiotics) in Urban Water Cycle*. Dordrecht. P. 81–87. URL: https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6795-2_9. **24.** Клименко М. О., Бєдункова О. О. Біоіндикація стану гідроекосистем за морфологічними та цитогенетичними характеристиками гомеостазу риб : монографія. Рівне : НУВГП, 2017. 302 с. **25.** Бєдункова О. О. Вплив комбінованих ефектів забруднення річки Іква на цитогенетичний гомеостаз представників іхтіофауни. *Біологічні системи*. 2016. Вип. 8. С. 28–34. **26.** Гандзюра В. П., Клименко М. О., Бєдункова О. О. Біосистеми в токсичному середовищі : монографія. Рівне : НУВГП, 2021. 261 с.

REFERENCES:

1. Drawbacks of Traditional Environmental Monitoring Systems / S. A. Sani et al. *Computer and Information Science*. 2023. Vol. 16, no. 3. P. 30. URL: <https://doi.org/10.5539/cis.v16n3p30>. **2.** Potential heterogeneity in the relationship between urbanization and air pollution, from the perspective of urban agglomeration / Y. Wang et al. *Journal of Cleaner Production*. 2021. Vol. 298. P. 126822. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126822>. **3.** Chapter 4. Data Quality Assessment for In Silico Methods: A Survey of Approaches and Needs / M. Nendza et al. *In Silico Toxicology*. Cambridge. P. 59–117. URL: <https://doi.org/10.1039/9781849732093-00059>. **4.** Usman G., Mashood A. A., Aliyu A., Adamu K. S., et al. Effects of environmental pollution on wildlife and human Health and novel mitigation strategies. *World Journal of Advanced Research and Reviews*. 2023. Vol. 19, no. 2. P. 1239–1251. URL:

<https://doi.org/10.30574/wjarr.2023.19.2.1644>. **5.** Cai Y., Dong R., Lian A., Wang, Z., et al. Analysis of hotspots of urban eco-environmental problems: A case study of Shenzhen City. *Chinese Journal of Population, Resources and Environment*. 2025. Vol. 23, no. 1. P. 106–113. URL: <https://doi.org/10.1016/j.cjpre.2025.01.011>. **6.** Mota L. M., Bravo J. V. M., Pereira B. B. Urban environmental risk assessment through biomonitoring: a multivariate approach using *Mangifera indica*, lichens, and air pollutants. *Environmental Pollution*. 2025. Vol. 385. P. 127102. URL: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2025.127102>. **7.** Vuono M., Di Lonardo D. P., Schwartz C., Terribile F. Advancing urban soil health: challenges, knowledge gaps, and future research perspectives. *Landscape and Urban Planning*. 2026. Vol. 266. P. 105534. URL: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2025.105534>. **8.** C. F. Campos, Santos V. S. V., de Campos Júnior E. O., da Costa E. D., et al. Assessment of genotoxicity of air pollution in urban areas using an integrated model of passive biomonitoring. *Environmental Pollution*. 2024. P. 124219. URL: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.124219>. **9.** Rocha A. d. N., Candido L. S., Pereira J. G., Silva C. A. M., et al. Evaluation of vehicular pollution using the TRAD-MCN mutagenic bioassay with *Tradescantia pallida* (Commelinaceae). *Environmental Pollution*. 2018. Vol. 240. P. 440–447. URL: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.04.091>. **10.** Crispim B. A., Spósito J. C. V., Mussury R. M., Seno L. O., et al. Effects of atmospheric pollutants on somatic and germ cells of *Tradescantia pallida* (Rose) D.R. HUNT cv. *Purpurea*. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*. 2014. Vol. 86, no. 4. P. 1899–1906. URL: <https://doi.org/10.1590/0001-3765201420140338>. **11.** He X., Chen F., Zhou L., Sun Y., et al. The comet assay: A contemporary approach for detecting genomic instability. *DNA Repair*. 2025. Vol. 154. P. 103899. URL: <https://doi.org/10.1016/j.dnarep.2025.103899>. **12.** Medeiros M. H. G., Sanchez A. B., Di Mascio P. DNA adducts mapping as possible urban pollution biomarker. *Toxicology Letters*. 2018. Vol. 295. P. S192. URL: <https://doi.org/10.1016/j.toxlet.2018.06.865>. **13.** Zhang Y.-J., Wang X.-X., Zeng L.-J., et al. Rewiring the nexus between urban traffic pollution-derived polycyclic aromatic hydrocarbon exposure and DNA injury via urinary metabolomics. *Zhang Environmental Pollution*. 2024. P. 125188. URL: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.125188>. **14.** Poblete-Naredo I., Albores A. Molecular biomarkers to assess health risks due to environmental contaminants exposure. *Biomédica*. 2016. Vol. 36, no. 2. P. 309. URL: <https://doi.org/10.7705/biomedica.v36i3.2998>. **15.** Matković K., Jurič A., Jakovljević I., Kazensky L., et al. Evaluating air pollution and BTEX exposure effects on DNA damage: A human biomonitoring study in Zagreb, Croatia. *Atmospheric Environment*. 2025. Vol. 343. P. 121004. URL: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2024.121004>. **16.** Vozdova M., Kubickova S., Kopecka V., Sipek J. et al. Human sperm mitochondrial DNA copy numbers and deletion rates: Comparing persons living in two urban industrial agglomerations differing in sources of air pollution. *Mutation Research – Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*. 2024. Vol. 899. P. 503824. URL: <https://doi.org/10.1016/j.mrgentox.2024.503824>. **17.** Mazura M., Miroshnyk N., Teslenko I. Using of *Taraxacum officinale* (L.) pollens for the urban park bioindication. *Ukrainian Journal of Ecology*. 2020. Vol. 10, no. 5. P. 49–53. URL: https://doi.org/10.15421/2020_205. **18.** Hryshko V. M., Komarova I. O. Bioindication of air pollution by the reaction of pollen grains *Taraxacum officinale* F. H. Wigg (on example of the Kryvyi Rig). *ScienceRise*. 2016. № 1 (22). T. 5. P. 15. URL: <https://doi.org/10.15587/2313-8416.2016.69276>. **19.** Klymenko M. O., Lyko D. V.,

Pryshchepa A. M., Kaskiv M. V. Otsiniuvannia stanu mista Rivne za pokaznykamy tsytohenetychnoho monitorynhu : monohrafiia. Rivne : NUVHP, 2018. 187 s. URL: <http://ep3.nuwm.edu.ua/id/eprint/9346>. (data zvernennia: 02.10.2025). **20.** Khannanova O. R., Arkanova A. A. Bioindykatsiina otsinka stanu atmosferneho povitria Poltavskoho miskoho parku. *Biolohiia ta ekolohiia*. 2017. № 1–2. Tom 3. S. 69–75. **20.** Dovgalyuk A. Environmental contamination by toxic metals and its indication by plant test systems. *Studia Biologica*. 2013. Vol. 7, no. 1. P. 197–204. URL: <https://doi.org/10.30970/sbi.0701.269>. **21.** Arystarkhova E. O. Vykorystannia Allium cepa L. dlia otsinky toksychnosti pytnoi vody. *Visnyk ahrarynoi nauky*. 2017. S. 58–62. **22.** Skok S. V. Methodical aspects of the evaluation of the impact of urban wastewater on the Dnipro river quality. *Water bioresources and aquaculture*. 2020. No. 2. P. 251–267. URL: <https://doi.org/10.32851/wba.2020.2.20>. **23.** Kutsokon N. Allium-Assay In Evaluation of Drinking and Surface Water Mutagenicity. *Dangerous Pollutants (Xenobiotics) in Urban Water Cycle*. Dordrecht. P. 81–87. URL: https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6795-2_9. **24.** Klymenko M. O., Biedunkova O. O. Bioindykatsiia stanu hidroekosystem za morfolohichnymy ta tsytohenetychnymy kharakterystykamy homeostazu ryb : monohrafiia. Rivne : NUVHP, 2017. 302 s. **25.** Biedunkova O. O. Vplyv kombinovanykh effektiv zabrudnennia richky Ikva na tsytohenetychnyi homeostaz predstavnykiv ikhtiofauny. *Biolohichni systemy*. 2016. Vyp. 8. S. 28–34. **26.** Handziura V. P., Klymenko M. O., Biedunkova O. O. Biosystemy v toksychnomu seredovyshchi : monohrafiia. Rivne : NUVHP, 2021. 261 s.

Biedunkova O. O. [1; ORCID ID: 0000-0003-4356-4124],

Doctor of Biological Sciences, Professor,

Borshchevska I. M. [1; ORCID ID: 0009-0002-7036-8102],

Candidate of Agricultural Sciences (Ph.D.), Associate Professor,

Turchyn Ya. P. [1; ORCID ID: 0009-0002-3107-0186],

Post-graduate Student

¹National University of Water and Environmental Engineering, Rivne

BIOMONITORING OF GENOTOXIC EFFECTS IN URBANIZED ECOSYSTEMS

Urbanized ecosystems are characterized by the spatial mosaicity of pollution and the action of multicomponent mixtures of pollutants that can induce DNA damage, chromosomal aberrations, and micronuclear disorders. The aim of this article is to systematize approaches to biomonitoring of genotoxic effects in the urban environment and compare the informativeness of biomonitors and markers to enhance the evidence base for ecological conclusions and support environmental management. The methodology combined bibliometric analysis of Scopus for the period 1995–2025 with

keyword co-occurrence visualization in VOSviewer and an analytical review of international and Ukrainian publications.

The constructed map demonstrated the centrality of the concept of "biomonitoring" and the presence of interconnected domains. The urban-atmospheric cluster (air quality, urban ecosystem) is located close to the core, which emphasizes the importance of biomonitoring for the assessment of urban areas. Separately, a genotoxicological segment (genotoxicity, comet assay, micronucleus test) associated with chemical-toxicological nodes (metals, pollution, bioaccumulation) was identified, reflecting the "exposure-biological effect" scheme.

The hierarchy of methods was summarized: cytogenetic indicators as available markers of "final" manifestations of instability; comet assay as a sensitive tool for early detection of DNA damage; molecular DNA biomarkers as a means of increasing accuracy under seasonal control. Ukrainian research focuses on palynomonitoring of *Taraxacum officinale*, the *Allium* test, multimarker schemes for urban green zones, and the use of the micronucleus test for zoning cities based on mutagenic background. It is demonstrated that integrating approaches and standardizing sampling design enhances the suitability of results for risk-based planning of measures in cities.

Keywords: urbanized ecosystems; palynomenon monitoring; comet analysis; micronucleus test; ecological assessment.

Отримано: 10 листопада 2025 року
Прорецензовано: 17 листопада 2025 року
Прийнято до друку: 28 листопада 2025 року

Бєдункова О. О. [1; ORCID ID: 0000-0003-4356-4124],

д.б.н., професор,

Ціпан Ю. Р. [1; ORCID ID: 0000-0001-7279-7416],

аспірант

¹Національний університет водного господарства та природокористування, м. Рівне

ПРОСТОРОВО-ЧАСОВА МІНЛИВІСТЬ БІОРІЗНОМАНІТТЯ ҐРУНТОВОЇ МЕЗОФАУНИ НА РІЗНИХ ЛІСОВИХ ДІЛЯНКАХ

Представлено результати оцінювання просторово-часової мінливості біорізнноманіття ґрунтової мезофауни свіжих суборів (тип лісорослинних умов В2) південно-східної частини Волинського Полісся у 2021–2025 рр. Метою було порівняти видовий склад і різноманіття угруповань на лісових ділянках, що відрізняються характером порушень. Обстежено 4 ділянки з однаковим типом ґрунту: біля автотраси з рекреаційним навантаженням (№ 1), у межах лісництва без антропогенного впливу (№ 2), у перші місяці після пожежі середньої інтенсивності (№ 3) та після суцільної рубки (№ 4). Відбір проб верхніх шарів ґрунту з підстилкою проводили у першій декаді червня; мезофауну вилучали ручним розбором, сортували, підраховували та ідентифікували за визначниками. Для порівняння угруповань обчислювали видове багатство S та індекс Шеннона H' на основі відносної чисельності (%). За період спостережень зареєстровано 30 видів, що належать до 9 родин і 5 класів (Oligochaeta, Arachnida, Diplopoda, Insecta, Gastropoda). Найвищі значення H' і S характерні для ділянки № 1 (H' 2,74–3,03; S 19–25), що пов'язується з мозаїчністю мікрооселищ за рекреаційного впливу. Ділянка № 2 була відносно стабільною (H' 2,43–2,64; S 14–18) і може розглядатися як умовно фоновий варіант. На ділянці №3 після пожежі зафіксовано мінімальні показники на старті (H' 1,28–1,38; $S=4$) із подальшим відновленням до 2025 р. (H' 2,24; S 14). На ділянці № 4 після рубки спостерігали помірні значення у 2021–2024 рр. (H' 2,30–2,53; S 13–15) та зростання у 2025 р. (H' 2,78; S 19). Результати підтверджують чутливість мезофауни до порушень і доцільність використання S та H' для біоіндикації стану лісових ґрунтів і оцінки відновних сукцесій. Відмінності характеристик ґрунтової мезофауни можуть застосовуватися у моніторингу лісових екосистем.

Ключові слова: ліс; ґрунт; мезофауна; біорізнноманіття; біоіндикація; сукцесії.

Вступ. Біорізноманіття ґрунтової мезофауни є невід'ємним компонентом здорових лісових екосистем. Ці дрібні організми виступають як ключові інженери ґрунтових процесів, забезпечуючи родючість ґрунту та стабільність лісу. Їхня чисельність та видовий склад можуть слугувати чутливими біоіндикаторами стану навколишнього середовища та рівня антропогенного навантаження. Збереження цього «прихованого» біорізноманіття є важливим завданням для забезпечення стійкості лісових екосистем як функціональної основи стабільності ґрунтових процесів і рушійного механізму розкладу органічної речовини, кругообігу елементів і підтримання родючості та стійкості ґрунтів.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Сучасний стан досліджень дедалі більше доводить, що ґрунтова мезофауна є однією з центральних ланок, яка поєднує підстилку, мікробні угруповання і вищі трофічні рівні, впливаючи на функціонування лісу як цілісної системи. Біорізноманіття ґрунтової мезофауни у лісових екосистемах модулює мікробні спільноти, впливає на кругообіг С і N, визначає швидкість і напрям трансформації підстилки та виступає чутливим індикатором змін середовища й лісогосподарських впливів [1]. Ґрунтова мезофауна у лісових екосистемах виконує комплекс ключових екологічних функцій, від яких залежить стійкість ґрунту, продуктивність деревостанів і швидкість біогеохімічних процесів [2].

Насамперед вона бере безпосередню участь у декомпозиції та гуміфікації. Через вплив на мікробні угруповання та трансформацію рослинних решток мезофауна суттєво регулює кругообіг поживних речовин [3]. Вона опосередковано визначає темпи мінералізації та іммобілізації азоту й фосфору, впливає на доступність елементів живлення для корневих систем, а також на баланс між швидким «обігом» поживних речовин у підстилці та їх переходом у ґрунтові запаси [4; 5].

Важливо, що різні трофічні групи мезофауни діють по-різному: детритофаги й мікофаги підтримують переробку органіки та регуляцію грибної біомаси, тоді як хижаки контролюють чисельність інших ґрунтових організмів, стабілізуючи трофічні взаємодії й запобігаючи надмірному домінуванню окремих груп [6].

Окрема функція мезофауни пов'язана з формуванням і підтриманням структури ґрунту. Пересуваючись у порах і мікропорожнинах, організми сприяють мікроперемішуванню частинок, створенню ходів і каналів, а також формуванню

мікроагрегатів, що покращує аерацію, інфільтрацію води та стабільність ґрунтових агрегатів [7]. Не менш важливою є функція біологічного контролю. Хижі форми мезофауни регулюють чисельність нематод, личинок комах та інших дрібних ґрунтових організмів, що впливає на загальну рівновагу ґрунтової харчової мережі і може знижувати ризики спалахів окремих фітофагів або дисбалансів у мікробному контурі [8].

Різноманіття ґрунтової мезофауни в лісових екосистемах формується під дією комплексу взаємопов'язаних чинників (рис. 1).



Рис. 1. Екологічна роль ґрунтової мезофауни у лісових екосистемах та основні фактори, що впливають на її біорізноманіття

Насамперед визначальними є вологість і температура у підстилці та верхніх горизонтах ґрунту, оскільки саме вони регулюють активність організмів, інтенсивність живлення, швидкість розвитку та виживання на різних стадіях життєвого циклу. За нестачі вологи або за різких температурних коливань зменшується рухливість і репродуктивна успішність багатьох груп, звужується спектр доступних мікрооселищ, а спільноти стають менш різноманітними й більш уразливими до домінування окремих стійких таксонів. Водночас стабільний, вологий мікроклімат підстилки, притаманний зрілим лісам із добре розвиненим підстилковим шаром, зазвичай підтримує високу щільність і різноманіття мезофауни [9].

Кислотність (pH) впливає на доступність поживних елементів і структуру мікробних угруповань, а отже і на кормову базу мікофагів та детритофагів [10]. Вміст органічної речовини, співвідношення C:N, ступінь гуміфікації та загальна трофність ґрунту, видовий склад деревних порід, частка листяного і хвойного опаду, вміст лігніну,

целюлози, поліфенолів та інших компонентів визначають швидкість розкладу і доступність субстрату для детритного харчового ланцюга [11].

Окремим блоком чинників є порушення природного та антропогенного походження, які можуть діяти як короткочасно, так і протягом тривалого часу. Лісогосподарські заходи (рубки, прочищення, вивезення деревини, зміна породного складу), механічний вплив техніки, рекреаційне навантаження, пожежі, меліоративні зміни водного режиму, а також забруднення важкими металами чи іншими токсикантами здатні змінювати підстилку, мікроклімат, гідрологічні умови та структуру ґрунту. Це призводить до спрощення угруповань, зниження частки спеціалізованих ґрунтових форм і зростання ролі еврибіонтних видів, які краще переносять стрес. Фрагментація лісових масивів і крайові ефекти також впливають на мезофауну через підсушування підстилки, зміну температурного режиму та порушення безперервності оселищ. У підсумку різноманіття мезофауни в лісах є результатом балансу між ресурсною базою (якість і кількість органіки), стабільністю мікроклімату, придатністю ґрунтового середовища та інтенсивністю порушень, а найкраще воно зберігається за умов високої структурної мозаїчності лісу, сталого зволоження й мінімізації руйнівних антропогенних впливів [11; 12].

Перспективи досліджень щодо ґрунтової мезофауни в лісах України зумовлені тим, що ця група організмів є чутливим індикатором змін мікроклімату, стану підстилки й ґрунтів, але національні дані залишаються фрагментарними, нерівномірними за регіонами та часто несумісними через відмінності методик [13; 14]. В умовах кліматичних зрушень, зростання частоти посух і пожеж, інтенсифікації лісокористування, фрагментації лісів та локальних техногенних навантажень, зокрема в Поліссі, потрібні системні порівняльні дослідження між типами деревостанів і режимами господарювання, поєднання таксономічних і функціональних показників та довготривалі спостереження, щоб відокремити природну сезонно-міжрічну мінливість від стійких трендів [15]. Такий підхід є необхідним для науково обґрунтованого моніторингу біорізноманіття, оцінки стану лісових ґрунтів і прогнозування екосистемної стійкості та відновлення після порушень.

Мета, завдання та методики проведення досліджень. Метою наших досліджень було порівняти видовий склад і різноманіття



угруповань на лісових ділянках суборів південно-східної частини Волинського Полісся, що відрізняються характером порушень.

Роботи проводили на ділянках лісу у межах суборів південно-східної частини Волинського Полісся. Ділянка № 1 (50°54'24.6"N 26°29'45.5"E) розташована поблизу автомобільної траси, де наявні обладнані зони для пікніків, помітні зміни лісової підстилки, несанкціоновані звалища сміття та залишки від розведення багаття. Ділянка № 2 (50°47'53.0"N 27°03'58.4"E) знаходиться в межах лісництва, яка не зазнає впливу антропогенного навантаження. Ділянка № 3 (50°50'44.4"N 26°56'30.0"E) – лісова територія в перші місяці після пожежі середньої інтенсивності. Ділянка № 4 (50°48'05.1"N 27°05'21.4"E) – після суцільної рубки лісу. Всі досліджувані ділянки мають дерново-середньопідзолистий поверхнево-оглеєний суглинковий тип ґрунту із розріджений деревостаном, переважно соснових порід та листяного підліску природного походження, тип лісорослинних умов В2 – свіжі субори. Дослідження проводились у першій декаді червня впродовж 2021–2025 рр.

Збір і аналіз видового складу ґрунтової мезофауни проводили за загальноприйнятими зоологічними та ґрунтово-екологічними методиками [16–18]. У межах кожної ділянки закладали облікові майданчики, де здійснювали розкопки верхніх шарів ґрунту. Невеликі порції ґрунту викидали на розкладену поруч з майданчиком клейонку, і ретельно перетирали руками, вибираючи тварин. Тварин збирали окремо з кожної проби. Вилучені організми сортували, підраховували та за необхідності консервували у 70% етиловому спирті, з подальшою доставкою до лабораторії. Таксономічну ідентифікацію проводили за діагностичними ознаками визначників та за допомогою відкритих платформ даних по ґрунтових тваринах [19] з використанням лупи та бінокулярного мікроскопу. Визначення здійснювали щонайменше до рівня роду, а за можливості до виду. Підсумковий видовий список формували шляхом узагальнення результатів визначення всіх проб за період досліджень.

Для опису видового складу та структури угруповань розраховували відносну чисельність таксонів (частку кожного виду у загальній кількості облікованих організмів, %), а також узагальнювали таксономічне різноманіття (кількість видів, родів, родин і класів). Для кількісної оцінки різноманіття використовували індекс Шеннона, який

обчислювали на основі відносної чисельності видів у кожній вибірці [20]:

$$H' = \sum_{i=1}^S p_i \ln \left(\frac{1}{p_i} \right), \quad (1)$$

де H' – індекс Шеннона; S – видове багатство (кількість видів у вибірці); p_i – відносна частка i -го виду в угрупованні:

$$p_i = \frac{n_i}{N}, \quad (2)$$

n_i – чисельність (або частка) i -го виду; N – загальна чисельність (сума всіх n):

$$N = \sum_{i=1}^S n_i. \quad (3)$$

Обробку даних, формування підсумкових таблиць здійснювали в табличному редакторі (MS Excel) з подальшим статистичним узагальненням результатів і їх графічним представленням.

Виклад основного матеріалу дослідження. Загалом за період досліджень у мезофауні лісових ґрунтів було зафіксовано 30 видів, що належать до 9 родин і 5 класів. Зокрема, клас Oligochaeta (Малощетинкові черви) представляла родина Lumbricidae, клас Arachnida (Павукоподібні) був представлений рядом Araneae, клас Diplopoda (Двопарноногі багатоніжки) родинami Glomeridae та Julidae, клас Insecta (Комахи) представляли родини Carabidae, Elateridae, Tenebrionidae, Staphylinidae та Ceratopogonidae, клас Gastropoda (Черевоногі молюски) був представлений родиною Agriolimacidae (рис. 2).

Найвищі показники різноманіття стабільно демонструвала ділянка № 1, розташована поблизу автомобільної траси та зон відпочинку, де зафіксовані порушення лісової підстилки, локальні ділянки витоптування, залишки багать і несанкціоновані сміттєзвалища. У 2021–2025 рр. тут спостерігали стійко високі значення H' від 2,742 у 2021 р. до 3,032 у 2025 р. (рис. 3) та найвище видове багатство (S зростало від 19 видів у 2021 р. до 25 у 2025 р.) (рис. 4).

Така динаміка узгоджується з тим, що рекреаційно трансформовані ліси нерідко формують мозаїку мікрооселищ (ділянки з різною товщиною підстилки, вмістом органічних решток, ступенем ущільнення ґрунту, локальним зволоженням), що збільшує різноманіття екологічних ніш і, відповідно, сприяє співіснуванню більшої кількості таксонів.

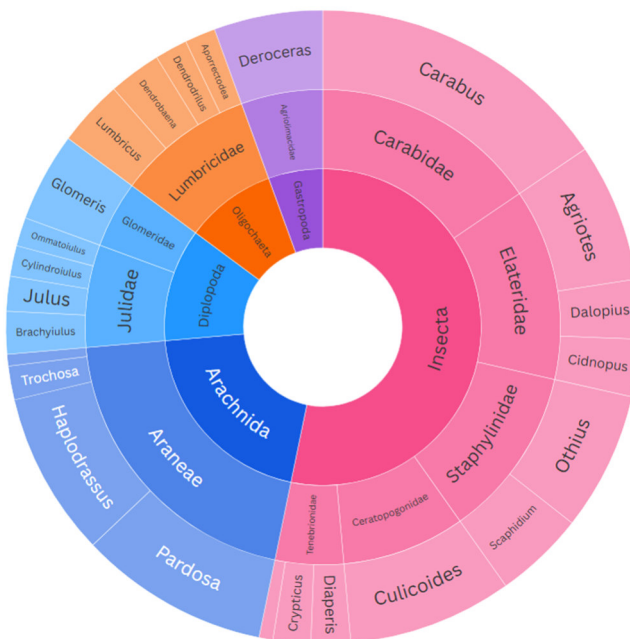


Рис. 2. Зведена таксономічна структура ґрунтової мезофауни лісових ділянок південно-східної частини Волинського Полісся за період спостережень

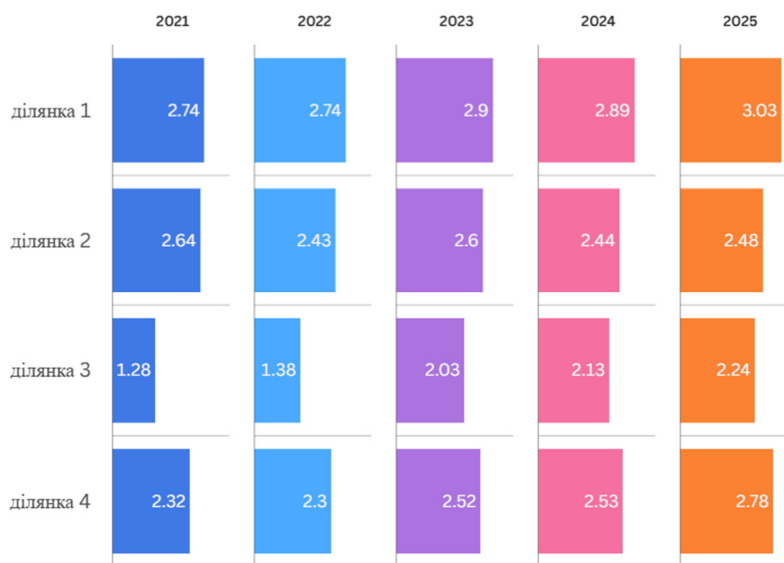


Рис. 3. Просторово-часова мінливість біорізноманіття ґрунтової мезофауни (H') на лісових ділянках за період спостережень



Рис. 4. Динаміка видового багатства (S) ґрунтової мезофауни на досліджуваних ділянках за період спостережень

Водночас високі значення H' на такій ділянці не обов'язково свідчать про «найкращий» природний стан. Вони можуть відображати підвищену частку евритопних і стійких до порушення форм, а також активне заселення узлісь та порушених мікроділянок видами з прилеглих біотопів.

Ділянка № 2, що розташована в межах лісництва і не має помітного антропогенного навантаження, характеризувалася помірно високими, але більш стабільними значеннями H' (рис. 3). У 2021 р. показник становив 2,635 при $S = 18$, у 2022 р. зменшився до 2,429 ($S = 14$), а в подальші роки коливався в межах 2,438–2,595 при $S = 14$ –16 (2023: $H' = 2,595$, $S = 16$; 2024: $H' = 2,438$, $S = 14$; 2025: $H' = 2,481$, $S = 14$) (рис. 3, рис. 4).

Така картина типова для відносно «збалансованих» лісових екосистем, де угруповання мезофауни підтримується сталою структурою підстилки та мікроклімату, але водночас може формуватися виражене домінування окремих таксонів, що стримує зростання H' до максимальних значень.

Найконтрастнішу динаміку було виявлено на ділянці № 3, що станом на червень 2021 р. являла собою лісову територію в перші місяці після пожежі середньої інтенсивності. У перші два роки тут зафіксовано мінімальні значення як H' , так і видового багатства:

2021 р. – $H' = 1,280$, $S = 4$; 2022 р. – $H' = 1,377$, $S = 4$ (рис. 3, рис. 4). Це свідчить про різке спрощення угруповання та високу частку домінування небагатьох стійких видів на ранній постпірогенній стадії, що узгоджується з деградацією підстилки, скороченням укриттів для тварин, тимчасовим дефіцитом вологи та зміною кормової бази. Надалі простежується чітка відновна сукцесія: у 2023 р. H' зріс до 2,033 ($S = 10$), у 2024 р. – до 2,125 ($S = 11$), у 2025 р. – до 2,235 при $S = 14$. Отже, протягом 3–5 років після пожежі відбувалося поступове ускладнення структури угруповання мезофауни, що, ймовірно, зумовлено відновленням рослинного покриву, накопиченням органічних решток, стабілізацією мікроклімату ґрунту та повторним заселенням ділянки таксонами з навколишніх непошкоджених мікрооселищ.

Ділянка № 4 (після суцільної рубки лісу) характеризувалася помірними значеннями H' на початкових етапах і вираженим зростанням у фінальний рік спостережень. У 2021–2024 рр. індекс коливався в межах 2,302–2,529 при $S = 13$ –15 (2021: $H' = 2,315$, $S = 13$; 2022: 2,302, $S = 13$; 2023: 2,516, $S = 15$; 2024: 2,529, $S = 14$). У 2025 р. відбулося підвищення до $H' = 2,780$ при зростанні видового багатства до $S = 19$ (рис. 3, рис. 4), що може свідчити про прогрес відновлення біотопу, а саме формування молодого деревостану і чагарникового ярусу, збільшення кількості рослинних решток і структурної різноманітності підстилки, а також вирівнювання вологості та температурного режиму ґрунту.

На відміну від пожежі, суцільна рубка часто призводить до триваліших мікрокліматичних змін (пересихання, перегрів, вітровий режим), тому зростання H' і S у 2025 р. є важливою ознакою відновлення умов, сприятливих для розширення набору мезофауни та зменшення домінування окремих таксонів.

Очевидно, що у контексті порівняння ділянок, як умовно фоновий (еталонний) варіант зі стабільною організацією угруповання може розглядатися ділянка № 2.

Динаміка трофічної структури ґрунтової мезофауни на досліджуваних ділянках упродовж 2021–2025 рр. (рис. 5) свідчить про стаке домінування сапрофагів на ділянці № 1 (приблизно половина й більше від загальної частки у більшості років) за помітної присутності хижаків (25–35%), тоді як фітофаги й гематофаги представлені меншими частками та коливаються між роками.

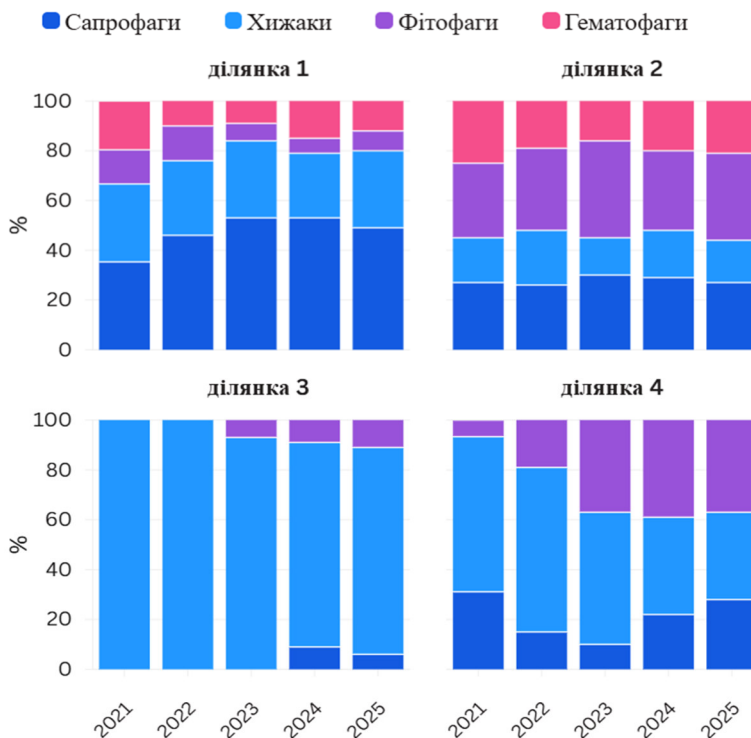


Рис. 5. Структура трофічних груп ґрунтової мезофауни (%) на досліджуваних ділянках за період спостережень

Загалом, на першій ділянці структура виглядає відносно стабільною з невеликими зсувами між групами.

На ділянці № 2 співвідношення груп більш вирівняне: провідну роль найчастіше відіграють фітофаги (близько третини і більше), сапрофаги та хижаки формують середні частки (27% та 18% відповідно), а гематофаги присутні стабільно і виразніше (у середньому за період досліджень 20%), ніж на інших ділянках. Це свідчить про стійке функціонування кількох трофічних ланок без різкого домінування однієї групи.

Ділянка № 3 різко відрізняється майже повним домінуванням хижаків упродовж усього періоду (у 2021–2022 рр. Практично 100%, у 2023–2025 рр. Також переважна більшість). Інші групи з'являються лише епізодично й у малих частках. Це переважно фітофаги (7–11% у 2023–2025 рр.) та незначна домішка сапрофагів у 2024 р. і 2025 р. (9% та 6% відповідно). Це вказує на спрощену трофічну структуру та можливе обмеження ресурсної бази для детритофагів і фітофагів.

На ділянці 4 простежується перехід від переваги хижаків у 2021 р. і 2022 р. (56% та 66% відповідно) до поступового зростання частки фітофагів у 2023–2025 рр. (37–39%), а також більш збалансованого співвідношення між групами. Сапрофаги тут також зберігають помітну участь і посилюються у 2024 р. й 2025 р. (22% та 28% відповідно), тоді як гематофаги практично не представлені.

Висновки. Отримані показники видового різноманіття мезофауни лісових ділянок південно-східної частини Волинського Полісся вказують на виражену просторово-часову неоднорідність угруповань, що зумовлено різним ступенем антропогенного порушення та природного стану біотопів. Значення індексу Шенона та видового багатства узгоджуються з екологічними характеристиками ділянок: найсильніше зниження різноманіття спостерігається на ранній стадії після лісової пожежі (ділянка № 3) з подальшим відновленням. У межах лісу після суцільної рубки (ділянка № 4) різноманіття ґрунтової мезофауни відносно помірне й зростає зі стабілізацією біотопу. Умовно фоновий стан лісу без навантаження (ділянка № 2) демонструє найбільшу стабільність у часі, тоді як рекреаційно порушена ділянка лісу біля траси (ділянка № 1) має найвищі значення H' і S , що, ймовірно, відображає підвищену мозаїчність умов та збільшення кількості доступних мікрооселищ для різних таксонів мезофауни.

Спостерігається виражена просторова неоднорідність трофічної організації мезофауни: від детритно-орієнтованої (ділянка 1), через більш «змішану» з вагомою часткою фітофагів і гематофагів (ділянка 2), до хижацько-домінантної (ділянка 3) та ділянки зі зростанням ролі фітофагів у часі (ділянка 4).

Відмінності, пов'язані з видовим багатством, структурою домінування та значеннями індексу Шеннона ґрунтової мезофауни, можуть застосовуватися у моніторингу лісових екосистем для оцінки наслідків антропогенних порушень та відстеження темпів відновних сукцесій, що поглибить обґрунтування природоохоронних і лісогосподарських заходів.

1. Hauer A., Zuev A., Chatzinotas A., Jurburg, S., et al. Tracking assimilation of microbial biomass, leaf litter and artificially created soil organic matter by soil fauna using multi-resource stable isotope labelling. *European Journal of Soil Biology*. 2025. Vol. 126. P. 103752. URL: <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2025.103752>. 2. Chen X. D., Dunfield K. E., Fraser T. D., Wakelin S. A., et al. Soil biodiversity and biogeochemical function in managed ecosystems. *Soil Research*. 2020. Vol. 58, no. 1. P. 1. URL:

<https://doi.org/10.1071/sr19067>. **3.** Flórián N., Gergócs-Winkler V., Kovács B., Aszalós R., et al. Effects of different forestry management practices on soil mesofauna in the regeneration phase. *Forest Ecology and Management*. 2025. Vol. 598. P. 123196. URL: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2025.123196>. **4.** Zhou S., Hu J., Liu X., Zou X., et al. The Response of Mesofauna to Nitrogen Deposition and Reduced Precipitation during Litter Decomposition. *Forests*. 2023. Vol. 14, no. 6. P. 1112. URL: <https://doi.org/10.3390/f14061112>. **5.** Setälä H., Martikainen E., Tynismäa M., Huhta V. Effects of soil fauna on leaching of nitrogen and phosphorus from experimental systems simulating coniferous forest floor. *Biology and Fertility of Soils*. 1990. Vol. 10, no. 3. P. 170–177. URL: <https://doi.org/10.1007/bf00336131>. **6.** Hedlund K., Öhrn M. S. Tritrophic interactions in a soil community enhance decomposition rates. *Oikos*. 2000. Vol. 88, no. 3. P. 585–591. URL: <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2000.880315.x>. **7.** Erktan A., Or D., Scheu S. The physical structure of soil: Determinant and consequence of trophic interactions. *Soil Biology and Biochemistry*. 2020. Vol. 148. P. 107876. URL: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107876>. **8.** Rueda-Ramírez D., Palevsky E., Ruess L. Soil Nematodes as a Means of Conservation of Soil Predatory Mites for Biocontrol. *Agronomy*. 2022. Vol. 13, no. 1. P. 32. URL: <https://doi.org/10.3390/agronomy13010032>. **9.** Бедункова О. О., Ціпан Ю. Р. Просторова мінливість ґрунтової мезофауни залежно від гідротермічних характеристик лісового ґрунту. *Вісник НУВГП. Сільськогосподарські науки* : зб. Наук. Праць. Рівне : НУВГП, 2022. Вип. 2(98). С. 16–25. **10.** Xiong R., He X., Gao N., Li Q., et al. Soil pH amendment alters the abundance, diversity, and composition of microbial communities in two contrasting agricultural soils. *Microbiology Spectrum*. 2024. URL: <https://doi.org/10.1128/spectrum.04165-23>. **11.** Flórián N., Gergócs-Winkler V., Kovács B., Aszalós R., et al. Effects of different forestry management practices on soil mesofauna in the regeneration phase. *Forest Ecology and Management*. 2025. Vol. 598. P. 123196. URL: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2025.123196>. **12.** Malica J., Urbanowski C. K., Rączka G., Skorupski M., et al. Soil Environment and Fauna Communities in Europe after Afforestation of Post-Agricultural Lands—A Review. *Forests*. 2022. Vol. 13, no. 10. P. 1713. URL: <https://doi.org/10.3390/f13101713>. **13.** Бригадиренко В. В. Вплив зімкненості крон дерев і покриття трав'янистих рослин на структуру підстилкової мезофауни широколистяних лісів степової зони України. *Biosystems Diversity*. 2015. № 2. Т. 23. URL: <https://doi.org/10.15421/011520>. **14.** Жуков О., Кунах О., Балюк Ю. Просторове варіювання екоморфічної структури ґрунтової мезофауни лісопаркового насадження (на прикладі парку в межах м. Дніпропетровська). *Вісник Львівського університету. Сер. Біологічна*. 2014. Вип. 65. С. 224–237. URL: <https://publications.lnu.edu.ua/bulletins/index.php/biology/article/view/5744> (дата звернення: 01.10.2025). **15.** Бусленко Л. В., Теплюк В. С., Іванців В. В. Біоіндикаційна ефективність ґрунтових безхребетних в екосистемах із різним рівнем антропогенного навантаження. *Слобожанський науковий вісник. Сер. Природничі науки*. 2025. № 2. С. 87–93. URL: <https://doi.org/10.32782/naturalspu/2025.2.11>. **16.** Вовк С. В., Євтушенко Г. О., Котенєва І. С. Методичні вказівки до навчальної практики із зоології безхребетних. Старобільськ : Вид-во ДЗ «ЛНУ імені Тараса Шевченка», 2021. 63 с. **17.** Аверчев О. В., Сидякіна О. В. Ґрунтознавство: Практикум. Херсон : Олді+. 2021. 136 с. **18.** Білецька М. Г., Теплюк В. С., Щепна Л. В. Навчальна практика з зоології : методичні рекомендації до проходження комплексної практики. Луцьк : ВНУ імені Лесі Українки, 2021. 34 с. **19.** Eudaphobase. URL:

<https://www.eudaphobase.eu/> (дата звернення: 01.10.2025). **20.** Magurran A. E. Measuring biological diversity. Blackwell Publishing : Oxford, UK, 2004. 256 p.

REFERENCES:

- 1.** Hauer A., Zuev A., Chatzinotas A., Jurburg, S., et al. Tracking assimilation of microbial biomass, leaf litter and artificially created soil organic matter by soil fauna using multi-resource stable isotope labelling. *European Journal of Soil Biology*. 2025. Vol. 126. P. 103752. URL: <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2025.103752>.
- 2.** Chen X. D., Dunfield K. E., Fraser T. D., Wakelin S. A., et al. Soil biodiversity and biogeochemical function in managed ecosystems. *Soil Research*. 2020. Vol. 58, no. 1. P. 1. URL: <https://doi.org/10.1071/sr19067>.
- 3.** Flórián N., Gergócs-Winkler V., Kovács B., Aszalós R., et al. Effects of different forestry management practices on soil mesofauna in the regeneration phase. *Forest Ecology and Management*. 2025. Vol. 598. P. 123196. URL: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2025.123196>.
- 4.** Zhou S., Hu J., Liu X., Zou X., et al. The Response of Mesofauna to Nitrogen Deposition and Reduced Precipitation during Litter Decomposition. *Forests*. 2023. Vol. 14, no. 6. P. 1112. URL: <https://doi.org/10.3390/f14061112>.
- 5.** Setälä H., Martikainen E., Tyynismaa M., Huhta V. Effects of soil fauna on leaching of nitrogen and phosphorus from experimental systems simulating coniferous forest floor. *Biology and Fertility of Soils*. 1990. Vol. 10, no. 3. P. 170–177. URL: <https://doi.org/10.1007/bf00336131>.
- 6.** Hedlund K., Öhrn M. S. Tritrophic interactions in a soil community enhance decomposition rates. *Oikos*. 2000. Vol. 88, no. 3. P. 585–591. URL: <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2000.880315.x>.
- 7.** Erktan A., Or D., Scheu S. The physical structure of soil: Determinant and consequence of trophic interactions. *Soil Biology and Biochemistry*. 2020. Vol. 148. P. 107876. URL: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107876>.
- 8.** Rueda-Ramírez D., Palevsky E., Ruess L. Soil Nematodes as a Means of Conservation of Soil Predatory Mites for Biocontrol. *Agronomy*. 2022. Vol. 13, no. 1. P. 32. URL: <https://doi.org/10.3390/agronomy13010032>.
- 9.** Biedunkova O. O., Tsipan Yu. R. Prostorova minlyvist hruntovoi mezofauny zalezho vid hidrotermichnykh kharakterystyk lisovoho hruntu. *Visnyk NUVHP. Silskohospodarski nauky : zb. nauk. prats. Rivne : NUVHP*, 2022. Vyp. 2(98). S. 16–25.
- 10.** Xiong R., He X., Gao N., Li Q., et al. Soil pH amendment alters the abundance, diversity, and composition of microbial communities in two contrasting agricultural soils. *Microbiology Spectrum*. 2024. URL: <https://doi.org/10.1128/spectrum.04165-23>.
- 11.** Flórián N., Gergócs-Winkler V., Kovács B., Aszalós R., et al. Effects of different forestry management practices on soil mesofauna in the regeneration phase. *Forest Ecology and Management*. 2025. Vol. 598. P. 123196. URL: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2025.123196>.
- 12.** Malica J., Urbanowski C. K., Rączka G., Skorupski M., et al. Soil Environment and Fauna Communities in Europe after Afforestation of Post-Agricultural Lands—A Review. *Forests*. 2022. Vol. 13, no. 10. P. 1713. URL: <https://doi.org/10.3390/f13101713>.
- 13.** Бригадиренко В. В. Вплив зімкненості крон дерев і покриття трав'янистих рослин на структуру підстилкової мезофауни широколистяних лісів степової зони України. *Biosystems Diversity*. 2015. № 2. Т. 23. URL: <https://doi.org/10.15421/011520>.
- 14.** Zhukov O., Kunakh O., Baliuk Yu. Prostorove variuvannia ekomorfichnoi struktury gruntovoi mezofauny lisoparkovoho nasadzhennia (na prykladi parku v mezhakh m. Dnipropetrovska). *Visnyk Lvivskoho universytetu. Ser. Biolohichna*. 2014. Vyp. 65. S. 224–237. URL:

<https://publications.lnu.edu.ua/bulletins/index.php/biology/article/view/5744> (data zvernennia: 01.10.2025). **15.** Buslenko L. V., Tepluk V. S., Ivantsiv V. V. Bioindykatsiyna efektyvnist gruntovykh bezkhrebetnykh v ekosystemakh iz riznym rivnem antropohennoho navantazhennia. *Slobozhanskyi naukovyi visnyk. Ser. Pryrodnychi nauky.* 2025. № 2. S. 87–93. URL: <https://doi.org/10.32782/naturalspu/2025.2.11>. **16.** Vovk S. V., Yevtushenko H. O., Kotienieva I. S. Metodychni vkazivky do navchalnoi praktyky iz zoolohii bezkhrebetnykh. Starobilsk : Vyd-vo DZ «LNU imeni Tarasa Shevchenka», 2021. 63 s. **17.** Averchev O. V., Sydiakina O. V. Gruntoznavstvo: Praktykum. Kherson : Oldi+. 2021. 136 s. **18.** Biletska M. H., Tepluk V. S., Shchepna L. V. Navchalna praktyka z zoolohii : metodychni rekomendatsii do prokhodzhennia kompleksnoi praktyky. Lutsk : VNU imeni Lesi Ukrainky, 2021. 34 s. **19.** EUDaphobase. URL: <https://www.eudaphobase.eu/> (data zvernennia: 01.10.2025). **20.** Magurran A. E. Measuring biological diversity. Blackwell Publishing : Oxford, UK, 2004. 256 p.

Biedunkova O. O. [1; ORCID ID: 0000-0003-4356-4124],

Doctor of Biological Sciences, Professor,

Tsipan Yu. R. [1; ORCID ID: 0000-0001-7279-7416],

Post-graduate Student

¹National University of Water and Environmental Engineering, Rivne

SPATIAL-TEMPORAL VARIABILITY OF SOIL MESOFAUNA BIODIVERSITY IN DIFFERENT FOREST PLOTS

The results of the assessment of the spatial and temporal variability of the biodiversity of soil mesofauna of fresh sub-forests (type of forest vegetation conditions B2) of the southeastern part of Volyn Polissya in 2021–2025 are presented. The aim was to compare the species composition and diversity of communities in forest areas that differ like disturbances. 4 places with the same soil type were surveyed: near a highway with recreational load (No. 1), within forestry without anthropogenic impact (No. 2), in the first months after a medium-intensity fire (No. 3) and after a clear cut (No. 4). Sampling of the upper layers of soil with litter was carried out in the first decade of June; mesofauna was removed by manual analysis, sorted, counted and identified by determinants. To compare the groups, species richness S and Shannon index H' were calculated based on relative abundance (%). During the observation period, 30 species belonging to 9 families and five classes (Oligochaeta, Arachnida, Diplopoda, Insecta, Gastropoda) were recorded. The highest values of H' and S are characteristic of site No. 1 (H' 2.74–3.03; S 19–25), which is associated with the mosaic of microhabitats under recreational influence. Site No. 2 was relatively stable (H' 2.43–2.64; S 14–18) and can be considered as a conditionally background variant. In site No. 3, after the fire,

minimum indicators were recorded at the start (H' 1.28-1.38; $S=4$) with further recovery by 2025 (H' 2.24; S 14). At site #4, moderate values were observed after logging in 2021–2024 (H' 2.30-2.53; S 13-15) and an increase in 2025 (H' 2.78; S 19). The results confirm the sensitivity of mesofauna to disturbances and the feasibility of using S and H' for bioindication of forest soil condition and assessment of restoration successions. Differences in soil mesofauna characteristics can be used in monitoring forest ecosystems.

Keywords: forest; soil; mesofauna; biodiversity; bioindication; successions.

Отримано: 15 жовтня 2025 року
Прорецензовано: 22 жовтня 2025 року
Прийнято до друку: 28 листопада 2025 року

УДК 631.416:504.054:631.95(477.83) <https://doi.org/10.31713/vs420253>

Веремеєнко С. І. [1; ORCID ID: 0000-0003-4513-0733],

д.с.-г.н., професор,

Гушук В. І. [1; ORCID ID: 0009-0009-7335-7477],

здобувач третього рівня вищої освіти,

Фурман В. М. [1; ORCID ID: 0000-0002-6611-7987],

к.с.-г.н., доцент

¹Національний університет водного господарства та природокористування, м. Рівне

АНАЛІЗ РЕЗУЛЬТАТІВ РАДІОЛОГІЧНОГО КОНТРОЛЮ ҐРУНТІВ ТА СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКОЇ ПРОДУКЦІЇ НА РІВНЕНЩИНІ

У роботі наведено результати комплексного аналізу багаторічного радіологічного моніторингу ґрунтів та сільськогосподарської продукції Рівненської області за 2010–2022 рр., що належать до найбільш радіаційно вразливих територій Українського Полісся. Дослідження виконано на основі офіційних лабораторних протоколів, які охоплюють основні категорії харчової продукції, зокрема молоко, картоплю, овочі, свіжі та сушені дикорослі гриби й ягоди, а також інші продукти місцевого походження. Проаналізовано динаміку вмісту радіонуклідів Cs-137 і Sr-90, визначено просторові особливості забруднення та встановлено фактори, що впливають на довготривалу міграцію радіонуклідів у системі «ґрунт – рослина – тварина – людина». Підтверджено, що поєднання кислих дерново-підзолистих ґрунтів, високої частки органічної речовини та значної лісистості території сприяє тривалій біодоступності радіоцезію, який активно акумулюється в лісових екосистемах і передається в харчові продукти.

Установлено, що продукція лісового походження залишається основним джерелом формування внутрішнього опромінення населення: частка проб свіжих грибів і ягід із перевищенням допустимих рівнів у різні роки становила 25–54%, а у сушених грибах – 79–97%, що повністю узгоджується з міжнародними радіоекологічними спостереженнями. У молоці приватних домогосподарств північних районів області показники перевищень досягали 14–18%, що свідчить про вплив локально забрудненої кормової бази та нерівномірність розподілу радіонуклідів у ґрунтах. Картопля та овочеві культури характеризуються порівняно низьким рівнем забруднення (4–10%), однак у 2015 та 2019–2021 рр. зафіксовано локальні сплески, зумовлені плямистою структурою забруднення ґрунтів Полісся.

Отримані результати демонструють, що попри загальну тенденцію до поступового зниження радіонуклідного навантаження в агроєкосистемах окремі групи продуктів, насамперед лісові гриби та молоко домогосподарств, і надалі становлять потенційну радіаційну небезпеку для мешканців регіону. У зв'язку з цим обґрунтовано необхідність розширення адресних програм моніторингу, удосконалення методів радіологічного контролю, відновлення системних державних спостережень та впровадження агроєкологічних заходів, спрямованих на мінімізацію переходу радіонуклідів у харчові ланцюги. Представлені результати можуть бути використані органами державної влади, науковими установами й громадами Полісся для оптимізації заходів радіаційного захисту населення та коригування регіональних програм продовольчої безпеки.

Ключові слова: радіологічний контроль; Cs^{137} ; Sr^{90} ; сільськогосподарська продукція; молоко; гриби; ягоди; Полісся; Рівненська область; післячорнобильський період.

Постановка проблеми. Аварія на Чорнобильській АЕС у 1986 році спричинила масштабне радіоактивне забруднення територій України, Білорусі та частини Європи, наслідки якого залишаються відчутними і через десятиліття. Особливо вразливими виявилися поліські регіони, включно з Рівненською областю, де поєднання піщаних дерново-підзолистих ґрунтів, високої кислотності та значної частки органічної речовини створює умови для тривалої міграції та біодоступності радіонуклідів (Cs^{137} та Sr^{90}) у трофічних ланцюгах. Як показують дослідження Кашпарова, Юрченка [1, С. 21] радіоцезій зберігає мобільність у ґрунтово-рослинних системах, що зумовлює його перенесення у продукцію харчового походження навіть через 30–35 років після аварії.

Міграція Cs^{137} та Sr^{90} у системах «ґрунт → рослина» та «ґрунт → рослина → людина» добре описана у класичних працях Бар'яхтара, Гродзинського, Гудкової, а також міжнародних авторів – Howard (1993), Steinhauser (2014) [3, С. 42]. Встановлено, що біологічна доступність радіонуклідів визначається не лише абсолютним рівнем ґрунтового забруднення, а й властивостями ґрунту, кислотністю, вмістом калію, типом екосистеми й особливостями агротехніки. У поліських лісових і перехідних ґрунтах коефіцієнти переходу Cs^{137} у дикорослі гриби залишаються одними з найвищих у Європі [8, С. 15], що створює довготривалий ризик внутрішнього опромінення населення.

Сучасні наукові огляди [7, С. 8] підкреслюють, що післяаварійний період характеризується поступовим зниженням рівнів забруднення переважної більшості «ринкових» продуктів, проте продукти з природних екосистем – насамперед лісові гриби та ягоди – продовжують формувати основне внесення Cs^{137} у раціон населення. Це особливо актуально для Рівненського Полісся, де традиційне споживання лісової продукції та молока з приватних домогосподарств залишається високим. За даними Левчука, Малиновського та колег [11, С. 32], у низці північних населених пунктів рівні активності Cs^{137} у молоці все ще перевищують гігієнічні нормативи.

Таким чином, через понад 35 років після аварії проблема радіологічної безпеки харчових продуктів у Рівненському Поліссі залишається актуальною.

У зв'язку з цим, для Рівненщини та подібних регіонів важливо не лише підтримувати загальний державний контроль, але й впроваджувати адресне моніторування у високоризикових зонах – села з підвищеними рівнями забруднення, домогосподарства, які споживають дикорослу продукцію, а також проводити інформаційно-освітні кампанії серед населення. Додатково, необхідне вдосконалення аналітичних методів і створення довготривалих моніторингових серій, щоб відслідковувати зміни у біоаккумуляції радіонуклідів і ефективність заходів.

Мета дослідження – проаналізувати багаторічні результати контролю сільськогосподарської продукції (2010–2022 рр.) у Рівненській області.

Матеріали і методи. Використано офіційні протоколи радіологічного контролю с/г продукції за 2010–2015 і 2019–2022 рр. Оцінювалися: кількість проб, частка перевищень ДР, територіальна прив'язка, міжрічні тренди. Побудовано узагальнені ряди для кожної категорії та виконано порівняльний аналіз із літературними даними щодо поведінки Cs^{137} у харчових ланцюгах.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Міжнародні огляди вказують, що в післяаварійний період провідним чинником хронічного внутрішнього опромінення населення є споживання лісових харчових продуктів із підвищеним умістом Cs^{137} ; при цьому концентрації в таких продуктах можуть на порядки перевищувати показники у молоці й м'ясі місцевого виробництва [15, С. 16]. Довгострокові спостереження за дикорослими грибами у Східній Європі та Україні демонструють стійке видоспецифічне накопичення радіоцезію та повільну

депозицію в лісових ґрунтах, що підтримує «довгий хвіст» ризиків для споживачів [16, С. 73].

Дослідження в Польщі й Україні [17, С. 23] показали, що навіть через десятки років після аварії лісові продукти – гриби, ягоди – залишаються значним джерелом радіоактивності. У міжнародному контексті [18, С. 275] розподілили джерела споживання Cs^{137} серед сільських жителів України: продукція з природних екосистем у деяких випадках становила до 83% від загального радіоцезієвого навантаження.

Національні дослідження України поглиблюють розуміння цих процесів. Наприклад, дослідження [11, С. 6] вказує, що концентрації Cs^{137} у молоці північних регіонів України мають складну динаміку, а також встановлено позитивну кореляцію між рівнями радіоцезію у ґрунті та внутрішнім опроміненням мешканців.

Багато українських дослідників [20, С. 23] стверджують, що рівні радіоактивного забруднення сільськогосподарських продуктів у більшості регіонів стабілізувалися, однак у північному Поліссі спостерігаються локальні перевищення у грибах, ягодах та молоці від індивідуальних господарств. У статті [21, С. 99] зазначено, що навіть за низького середнього рівня забруднення індивідуальні раціони мешканців можуть формувати перевищення добових дозових меж на 10–20%.

Що стосується зони Полісся та Рівненської області, то регіональні дослідження демонструють особливу ситуацію. У статті [25, С. 17] автори Косарук О., Хомутинін Ю. та ін. проаналізували 213 зразків молока з 14 населених пунктів Рівненщини: 70% проб перевищили гігієнічний стандарт PL-2006 (100 Бк/дм³); максимальна активність досягала 350 Бк/дм³ у селі Старе Село. Інше дослідження [22, С. 1183] включало дані з 2011–2016 рр. по 14 поселеннях Рівненської області, показавши, що незважаючи на зниження абсолютних значень, перевищення допустимих рівнів все ще фіксуються. Дослідження, проведене в Чернігівському Поліссі [23, С. 44] вказує, що гриби з Полісся мають позитивну кореляцію із ґрунтовою активністю Cs^{137} (Spearman Rho = 0,81), що підтверджує й локальні висновки для Рівненщини. Крім того, оглядові роботи [24, С. 60] підкреслюють, що навіть після тривалого періоду після аварії продукти з природних екосистем можуть становити значну частку радіоактивного навантаження.

Результати дослідження. Динаміка радіологічного контролю молока у 2010–2022 рр. (рис. 1) демонструє змішані тенденції та вказує на стійкі проблемні зони в північних районах Рівненської області. У 2010–2014 рр. рівень невідповідності допустимим нормам залишався порівняно стабільним – 6,7–7,7%, що характерно для регіонів Полісся із середнім рівнем ґрунтового забруднення Cs^{137} .

У 2015 році зафіксовано різке зростання частки перевищень до 22,63%, що може бути пов'язано з активним використанням приватних підсобних господарств, змінами в кормовій базі або недостатнім контролем за годівлею корів. Після відновлення моніторингу у 2019–2022 рр. частка невідповідностей утримується на рівні 14–18%, що свідчить про збереження факторів ризику у певних населених пунктах.

Загалом зростання частки перевищень після 2019 року корелює з міжнародними дослідженнями, які вказують на нерівномірний розподіл радіоцезію у лісових і перехідних екосистемах та його активне потрапляння у молоко домогосподарств [25, С. 19].

Це підтверджує необхідність адресного моніторингу у конкретних селах і більш глибокої оцінки кормової бази, зокрема використання сіна й трав із лісових масивів. Незважаючи на загальну стабілізацію ситуації в «ринкових» потужностях, саме молоко залишається найбільш чутливим продуктом до міграції Cs^{137} у системі «ґрунт → рослина → тварина → людина».

Картопля демонструє порівняно низький рівень невідповідності протягом більшості років дослідження (табл. 1), що відповідає її фізіолого-біологічним особливостям та низьким коефіцієнтам переходу Cs^{137} у бульби.

У 2010–2014 рр. показники коливалися в межах 4–10%, що характерно для зон із помірним забрудненням ґрунтів, проте у 2015 році частка невідповідностей зросла до 15%, що може бути результатом включення у моніторинг нових приватних господарств, розташованих у більш забруднених локальних ареалах.

Особливо показовим є період 2019–2022 рр., коли рівень перевищень зріс до 22–27%, що істотно перевищує базові показники першої половини досліджуваного періоду.

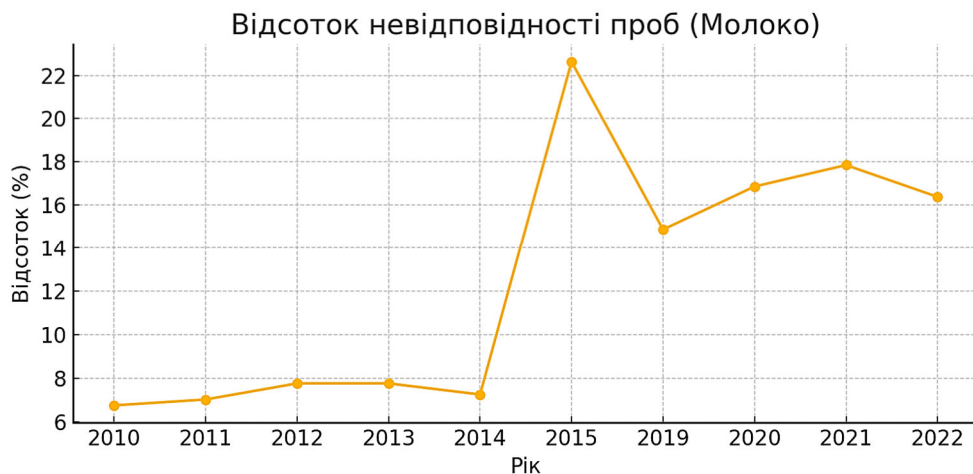


Рис. 1. Відсоток невідповідності проб (Молоко) у 2010–2022 роках

Порівняння з міжнародними даними [5, С. 804] підтверджує, що картопля рідко накопичує критичні рівні Cs^{137} , однак у регіонах з високим фоном можливі локальні сплески, аналогічні зафіксованим у Рівненській області.

Таблиця 1

Відсоток невідповідності проб (Картопля) у 2010–2022 роках

Рік	Кількість проб	Перевищення ДР	Відсоток невідповідності
2010	123	7	5.69%
2011	126	7	5.56%
2012	887	86	9.7%
2013	887	86	9.7%
2014	173	7	4.05%
2015	405	61	15.06%
2019	316	70	22.15%
2020	265	71	26.79%
2021	226	51	22.57%
2022	342	80	23.39%

У категорії овочевої продукції спостерігаються найбільш контрастні зміни між роками (табл. 2).

У 2010–2014 рр. рівень невідповідностей залишався невисоким і коливався в межах 3–8%, що відповідає загальнонаціональним тенденціям для Полісся.

Проте у 2015 році частка перевищень підскочила до 19,59%, а у 2019 році – зросла ще різкіше, до рекордних 42,02%.

Такий сплеск є нетиповим і може свідчити про одночасний вплив декількох факторів: відбору проб у високозабруднених селах, зміну структури посівів, використання неконтрольованих органічних добрив або порушення правил сівозміни.

Водночас у 2020–2022 рр. відбулося практично повне повернення показників до норми: частка перевищень опустилася до 0–1%. Це може бути пов'язано з корекцією механізму відбору проб, зміною географії контролю або тимчасовим зниженням надходження радіоцезію в овочеву продукцію через агрокліматичні умови. Загалом показники підтверджують тезу про високу чутливість овочів до локальних «плям» забруднення, про що свідчать також дослідження [9, С. 220].

Таблиця 2

Відсоток невідповідності проб (Овочі) у 2010–2022 роках

Рік	Кількість проб	Перевищення ДР	Відсоток невідповідності
2010	168	13	7.74%
2011	229	7	3.06%
2012	419	34	8.11%
2013	419	34	8.11%
2014	113	7	6.19%
2015	194	38	19.59%
2019	238	100	42.02%
2020	191	0	0.0%
2021	106	1	0.94%
2022	171	0	0.0%

У категорії свіжі ягоди та гриби демонструє стабільно високі рівні радіоактивного забруднення, що підтверджує відому радіоекологічну закономірність: лісові екосистеми Полісся залишаються головним довготривалим резервуаром Cs^{137} . У 2010–2015 рр. частка невідповідностей становила 25–54%, а у 2019 році вона знову зросла до 46,88% (рис. 2). Це свідчить про постійну мобільність радіоцезію у

лісових ґрунтах, зумовлену органічним профілем, кислим рН та повільною мінералізацією.

У 2020 році зафіксовано різке зниження до 4,55%, однак такі провали зазвичай пов'язані зі зміною підходів до відбору проб, сезонними особливостями або недостатнім охопленням територій. У 2021–2022 рр. частка перевищень знову зросла до 13–15%, що узгоджується з довгостроковими європейськими трендами [8, С. 22].

У порівнянні з іншими видами продукції саме дикорослі гриби залишаються найбільшим джерелом внутрішнього надходження Cs^{137} у населення Полісся навіть через 35+ років після аварії.

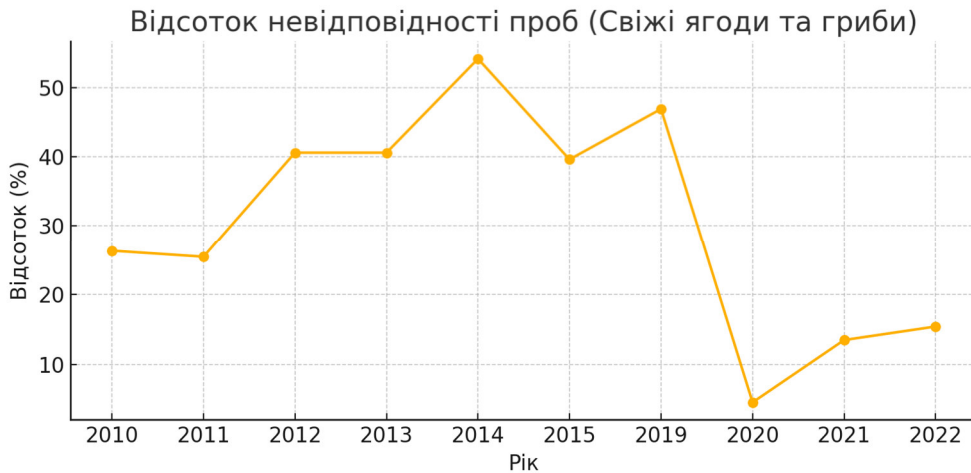


Рис. 2. Відсоток невідповідності проб (Свіжі ягоди та гриби) у 2010–2022 роках

Сушені гриби та ягоди демонструють найвищі частки перевищень серед усіх категорій – у 2010–2015 рр. вони становили 79–97%, що зумовлено процесом сушіння, який зменшує масу продукту і концентрує радіонукліди у 5–10 разів (рис. 3).

Пікові значення, зафіксовані у 2014 році (96,77%), повністю узгоджуються з міжнародними спостереженнями [5, С. 807], які підкреслюють, що сушені гриби є найбільш «ризиковою» формою лісової продукції.

Після перерви у моніторингу у 2019 році частка невідповідностей знизилася до 50,77%, а у 2020 році – до 6,67%, що, ймовірно, пов'язано зі зменшенням кількості відібраних особливо небезпечних видів грибів (маслюків, рижиків, підберезників). У 2021–2022 рр. частка перевищень залишалася на рівні 24–28%, що вказує на стійку

проблему і зумовлює необхідність окремого контролю сушених грибів у торгових мережах та на стихійних ринках.

Категорія «Інша продукція» є найбільш різномірною і включає мед, сушені трави, молочні продукти переробки, м'ясо та іншу рослинну продукцію, тому її динаміка є складною для інтерпретації. У 2010–2015 рр. рівень невідповідностей коливався від 23% до 50%, що вказує на потрапляння до цієї групи окремих продуктів із високими коефіцієнтами накопичення Cs^{137} (табл. 3).

Особливо високими були показники у 2015 році (49,61%), що збігається зі сплесками у молоці та дикорослих продуктах.

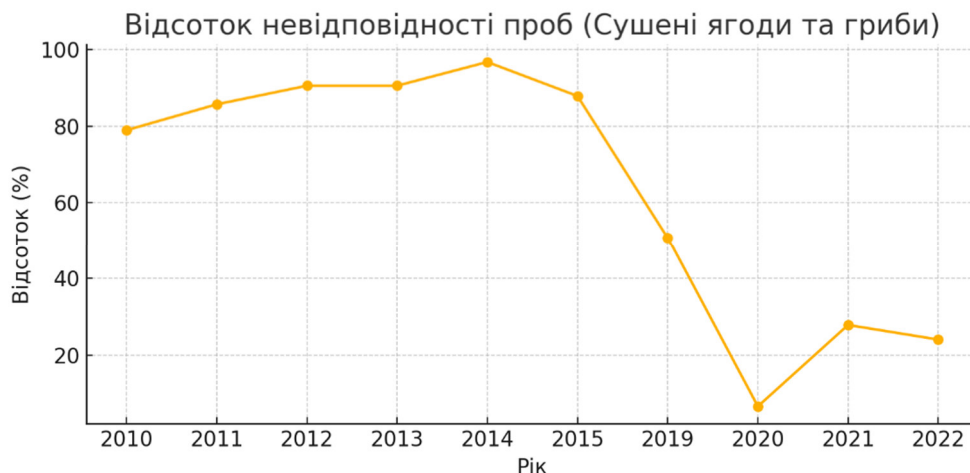


Рис. 3. Відсоток невідповідності проб (Сушені ягоди та гриби) у 2010–2022 роках

У 2019–2022 рр. частка невідповідностей зменшилася і коливалася в межах 17–41%, що свідчить про різну контамінацію всередині групи та різний географічний розподіл джерел сировини. Показники 2021 року (41,18%) можуть бути результатом надходження продукції з приватних господарств з локально високими рівнями забруднення. Загалом ця категорія підтверджує, що контроль має бути не лише продукто-орієнтованим, а й територіально адресним.

Таблиця 3

Відсоток невідповідності проб (Інша продукція) у
2010–2022 роках

Рік	Кількість проб	Перевищення ДР	Відсоток невідповідності
2010	54	15	27.78%
2011	44	15	34.09%
2012	194	45	23.2%
2013	194	45	23.2%
2014	80	26	32.5%
2015	129	64	49.61%
2019	197	41	20.81%
2020	197	41	20.81%
2021	187	77	41.18%
2022	394	70	17.77%

Висновки. За результатами багаторічного радіологічного контролю харчової продукції Рівненської області за 2010–2022 рр. встановлено, що рівень забруднення сільськогосподарських і лісових продуктів радіонуклідами Cs^{137} та Sr^{90} залишається просторово нерівномірним і значною мірою залежить від типу продукції, ґрунтово-екологічних умов та структури харчування населення. Найбільш стабільно підвищені рівні активності виявлено у продукції лісового походження – свіжих та сушених грибах, дикорослих ягодах, де в окремі роки частка проб, що перевищують допустимі рівні, сягала 40–90%, що узгоджується з міжнародними радіоекологічними спостереженнями щодо ролі лісових екосистем у довготривалому перерозподілі радіоцезію.

Молоко приватних домогосподарств північних районів Рівненщини демонструє стійкі перевищення нормативів (7–18% проб), що пов'язано з використанням локально забруднених кормів, зокрема сіна й трав з лісових та перезволожених ділянок. Водночас картопля та більшість овочевих культур характеризуються значно нижчим рівнем забруднення (зазвичай до 5–10%), хоча у 2019–2021 рр. у низці років відмічено локальні сплески перевищень, що свідчить про наявність плямистої структури забруднення та чутливість окремих культур до ґрунтово-кліматичних умов.

Аналіз багаторічної динаміки свідчить про повільну тенденцію до зниження середнього радіаційного навантаження на «ринкові» категорії продуктів, проте одночасно – про збереження «гарячих» осередків у зоні Полісся, де ризики внутрішнього опромінення населення залишаються суттєвими навіть більш ніж через 35 років після аварії на ЧАЕС. Додатковим чинником ризику є скорочення масштабів державного моніторингу та активніше використання земель, які раніше відносилися до умовно придатних для ведення сільського господарства.

Отримані результати підтверджують необхідність посилення адресного радіологічного моніторингу у високоризикових поліських населених пунктах, підтримки та розвитку лабораторної мережі, забезпечення доступності вимірювань для домогосподарств, а також системної інформаційно-просвітницької роботи з населенням щодо безпечного споживання дикорослої лісової продукції. Доцільним є впровадження та коригування агротехнічних заходів (вапнування кислих ґрунтів, оптимізація калійного живлення, зміна структури кормової бази), спрямованих на зменшення переходу радіонуклідів у харчовий ланцюг. Загалом, незважаючи на тенденцію до стабілізації радіаційної ситуації для більшості сільськогосподарських культур, результати дослідження вказують на необхідність збереження й модернізації системи радіологічного контролю як ключового інструменту захисту здоров'я населення Рівненського Полісся.

1. Кашпаров А. П., Юрченко В. І., Хомути́нін Ю. В. та ін. Радіоекологічні наслідки Чорнобильської аварії у контексті сучасності. Київ : IPM НАН України, 2017. 412 с.
2. Khomutinin Yu. V., Kashparov A. P., Levchuk S. E. et al. Radiocaesium mobility in soil-plant systems of Ukrainian Polissia. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2020. Vol. 213. С. 106–150.
3. Бар'яхтар В. Г., Гродзинський Д. М., Лазарєв М. М. Радіобіологія. Київ : Либідь, 2008. 512 с.
4. Howard B. J., Beresford N. A., Voigt G. Radionuclide Transfer to Animals and Man. Luxembourg : European Commission, 1993. 128 p.
5. Steinhauser G., Brandl A., Johnson T. E. Half-lives and biological behaviour of radionuclides. *Science of the Total Environment*. 2014. Vol. 470–471. P. 800–809.
6. UNSCEAR. Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation. Report to the General Assembly with Scientific Annexes. New York : United Nations, 2016. 340 p.
7. UNSCEAR. Developments since the 2016 Report. New York : United Nations, 2020. 294 p.
8. Johansen M. P., Fesenko S., Howard B. J. et al. Variation of radiocaesium in wild forest products across Eastern Europe. *Environmental Pollution*. 2019. Vol. 252. P. 15–25.
9. Fesenko S., Beresford N. A., Shaw G. et al. Long-term behaviour of Cs137 in forest ecosystems of Eastern Europe. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2021. Vol. 234. P. 106–227.
10. IAEA. Radiation Protection and Safety of Radiation Sources: International Basic Safety Standards (GSR Part 3). Vienna : IAEA, 2015. 216 p.
11. Levchuk S.,

Kashparov A., Beresford N. A. et al. Dynamics of radiocaesium in milk in northern Ukraine. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2016. Vol. 162–163. P. 1–12.

12. Малиновський А. С., Панасюк А. М., Гудков І. М. Радіологічний стан агроєкосистем Полісся. *Вісник аграрної науки*. 2021. № 6. С. 52–61. **13.** Державне агентство України з управління зоною відчуження. 35 років Чорнобильської катастрофи: радіологічні наслідки та сучасний стан. Національна доповідь України. Київ : ДАЗВ, 2021. 140 с.

14. Белов А., Kowalski P., Nowak T. Radiocaesium in foodstuffs of Central Europe three decades after Chernobyl. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2018. Vol. 190. С. 1–15. **15.** Shamov A., Zibtsev S., Voitsekhovych O. et al. Internal radiation exposure from Cs137 and its association with the consumption of forest foodstuffs. *PLOS ONE*. 2022. Vol. 17, No. 9. e0291498. **16.** Fesenko S., Beresford N. A., Alexakhin R. Species-specific accumulation of radiocaesium in wild mushrooms of Eastern Europe. *Environ. Research (Paradigm+)*. 2025. Vol. 6. Article 0006. **17.** Forty Years After Chernobyl: Lessons, Impacts and Remaining Challenges. *Sustainability (MDPI)*. 2023. Vol. 15, No. 4. P. 1–25.

18. Howard B. J., Beresford N. A., Voigt G. et al. The contribution of forest products to radiocaesium intake in rural Ukrainian populations. *Journal of Environmental Radioactivity*. 1999. Vol. 46. P. 273–289. **19.** Лопатюк С. О., Ковальова С. В. Радіологічна оцінка харчових продуктів у постчорнобильський період. *Вісник екологічної безпеки*. 2019. № 2. С. 33–40. **20.** Райчук Л. А., Дем'янюк О. С., Коніщук В. В. Радіоекологічна оцінка сільськогосподарської продукції Полісся України. *Агроєкологічний журнал*. 2023. № 1. С. 21–29. **21.** Оцінка споживання основних харчових продуктів мешканцями радіоактивно забруднених територій. *Проблеми радіаційної медицини та радіобіології*. 2019. Вип. 24. С. 95–108. **22.** Kashparov V., Levchuk S., Zhyrba M. et al. Current radiological situation in areas of Ukraine contaminated by the Chernobyl accident. *Science of the Total Environment*. 2017. Vol. 579. P. 1179–1187. **23.** Radioactive contamination of wild mushrooms in Chernihiv Polissia. *Науковий вісник ЧНПУ*. 2021. № 3. С. 41–49. **24.** Evaluation of the content of Cs137 radionuclide in food products from contaminated territories. *Journal of Environmental Health*. 2020. Vol. 82, No. 4. P. 55–63.

25. Kosaruk O., Khomutinin Yu., Zheliezynov M. et al. Current state of the Cs137 milk pollution in settlements of Rivne region. *Scientific Reports of Ukraine*. 2024. № 3. P. 15–23.

REFERENCES:

1. Kashparov A. P., Yurchenko V. I., Khomutynin Yu. V. ta in. Radioekologichni naslidky Chornobylskoi avarii u konteksti suchasnosti. Kyiv : IRM NAN Ukrainy, 2017. 412 s.
2. Khomutinin Yu. V., Kashparov A. P., Levchuk S. E. et al. Radiocaesium mobility in soil-plant systems of Ukrainian Polissia. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2020. Vol. 213. S. 106–150. **3.** Bariakhtar V. H., Hrodzynskyi D. M., Lazariev M. M. Radiobiologhiia. Kyiv : Lybid, 2008. 512 s. **4.** Howard B. J., Beresford N. A., Voigt G. Radionuclide Transfer to Animals and Man. Luxembourg : European Commission, 1993. 128 p. **5.** Steinhauser G., Brandl A., Johnson T. E. Half-lives and biological behaviour of radionuclides. *Science of the Total Environment*. 2014. Vol. 470–471. P. 800–809.
6. UNSCEAR. Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation. Report to the General Assembly with Scientific Annexes. New York : United Nations, 2016. 340 p. **7.** UNSCEAR. Developments since the 2016 Report. New York : United Nations, 2020. 294 p.

8. Johansen M. P., Fesenko S., Howard B. J. et al. Variation of radiocaesium in wild forest products across Eastern Europe. *Environmental Pollution*. 2019. Vol. 252. P. 15–25.
9. Fesenko S., Beresford N. A., Shaw G. et al. Long-term behaviour of Cs137 in forest ecosystems of Eastern Europe. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2021. Vol. 234. P. 106–227.
10. IAEA. Radiation Protection and Safety of Radiation Sources: International Basic Safety Standards (GSR Part 3). Vienna : IAEA, 2015. 216 p.
11. Levchuk S., Kashparov A., Beresford N. A. et al. Dynamics of radiocaesium in milk in northern Ukraine. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2016. Vol. 162–163. P. 1–12.
12. Malynovskyi A. S., Panasiuk A. M., Hudkov I. M. Radiolohichni stan ahroekosystem Polissia. *Visnyk ahrarynoi nauky*. 2021. № 6. S. 52–61.
13. Derzhavne ahentstvo Ukrainy z upravlinnia zonoiu vidchuzhennia. 35 rokiv Chornobylskoi katastrofy: radiolohichni naslidky ta suchasnyi stan. Natsionalna dopovid Ukrainy. Kyiv : DAZV, 2021. 140 s.
14. Bielov A., Kowalski P., Nowak T. Radiocaesium in foodstuffs of Central Europe three decades after Chernobyl. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2018. Vol. 190. S. 1–15.
15. Shamov A., Zibtsev S., Voitsekhovych O. et al. Internal radiation exposure from Cs137 and its association with the consumption of forest foodstuffs. *PLOS ONE*. 2022. Vol. 17, No. 9. e0291498.
16. Fesenko S., Beresford N. A., Alexakhin R. Species-specific accumulation of radiocaesium in wild mushrooms of Eastern Europe. *Environ. Research (Paradigm+)*. 2025. Vol. 6. Article 0006.
17. Forty Years After Chernobyl: Lessons, Impacts and Remaining Challenges. *Sustainability (MDPI)*. 2023. Vol. 15, No. 4. P. 1–25.
18. Howard B. J., Beresford N. A., Voigt G. et al. The contribution of forest products to radiocaesium intake in rural Ukrainian populations. *Journal of Environmental Radioactivity*. 1999. Vol. 46. P. 273–289.
19. Lopatiuk S. O., Kovalova S. V. Radiolohichna otsinka kharchovykh produktiv u postchornobylskiy period. *Visnyk ekolohichnoi bezpeky*. 2019. № 2. S. 33–40.
20. Raichuk L. A., Demianiuk O. S., Konishchuk V. V. Radioekolohichna otsinka silskohospodarskoi produktsii Polissia Ukrainy. *Ahroekolohichniy zhurnal*. 2023. № 1. S. 21–29.
21. Otsinka spozhyvannia osnovnykh kharchovykh produktiv meshkantsiamy radioaktyvno zabrudnennykh terytorii. *Problemy radiatsiinoi medytsyny ta radiobiologii*. 2019. Vyp. 24. S. 95–108.
22. Kashparov V., Levchuk S., Zhyrba M. et al. Current radiological situation in areas of Ukraine contaminated by the Chernobyl accident. *Science of the Total Environment*. 2017. Vol. 579. P. 1179–1187.
23. Radioactive contamination of wild mushrooms in Chernihiv Polissia. *Naukovyi visnyk ChNPU*. 2021. № 3. S. 41–49.
24. Evaluation of the content of Cs137 radionuclide in food products from contaminated territories. *Journal of Environmental Health*. 2020. Vol. 82, No. 4. P. 55–63.
25. Kosaruk O., Khomutinin Yu., Zheliezynov M. et al. Current state of the Cs137 milk pollution in settlements of Rivne region. *Scientific Reports of Ukraine*. 2024. № 3. P. 15–23.
-

Veremeienko S. I. [1; ORCID ID: 0000-0003-4513-0733],

Doctor of Agricultural Sciences, Professor,

Hushchuk V. I. [1; ORCID ID: 0009-0009-7335-7477],

Post-graduate Student,

Furman V. M. [1; ORCID ID: 0000-0002-6611-7987],

Candidate of Agricultural Sciences (Ph.D.), Associate Professor

¹National University of Water and Environmental Engineering, Rivne

ANALYSIS OF RADIOLOGICAL CONTROL RESULTS OF SOILS AND AGRICULTURAL PRODUCTS IN THE RIVNE REGION

This study presents the results of a comprehensive analysis of long-term radiological monitoring of soils and agricultural products in the Rivne region for 2010–2022, one of the most radiation-vulnerable areas of Ukrainian Polissia. The research is based on official laboratory protocols covering major food categories, including milk, potatoes, vegetables, fresh and dried wild mushrooms, berries, and other locally produced products. The dynamics of Cs^{137} and Sr^{90} content were assessed, spatial features of contamination were identified, and key environmental factors influencing the long-term migration of radionuclides within the “soil – plant – animal – human” system were determined. The study confirms that the combination of acidic sod-podzolic soils, high organic matter content, and extensive forest cover creates favourable conditions for prolonged bioavailability of radiocaesium, which actively accumulates in forest ecosystems and enters food chains.

It was established that forest products remain the primary source of internal exposure for the local population: in different years, 25–54% of samples of fresh mushrooms and berries exceeded permissible levels, while for dried mushrooms this share reached 79–97%, which is consistent with international radioecological observations. Milk from private households in the northern districts of the region showed exceedance rates of 14–18%, indicating the influence of locally contaminated fodder and the spatial heterogeneity of soil contamination. Potatoes and most vegetable crops demonstrated comparatively low contamination levels (4–10%), although local peaks were recorded in 2015 and 2019–2021, reflecting the patchy character of radionuclide distribution in Polissia soils.

The findings demonstrate that despite the general trend toward gradual reduction of radionuclide loads in agroecosystems, certain product groups—especially forest mushrooms and milk from household farms—continue to pose a potential radiological risk to residents. Therefore, the study substantiates the necessity of expanding targeted monitoring programmes,

improving radiological control methods, restoring systematic state oversight, and implementing agroecological measures aimed at reducing the transfer of radionuclides into food chains. The results may be used by governmental authorities, research institutions, and local communities of Polissia to optimise radiation-protection strategies and adjust regional food-safety programmes.

Keywords: radiological monitoring; Cs¹³⁷; Sr⁹⁰; agricultural products; milk; mushrooms; berries; Polissia; Rivne region; post-Chernobyl period.

Отримано: 27 жовтня 2025 року

Прорецензовано: 3 листопада 2025 року

Прийнято до друку: 28 листопада 2025 року

Гриб Й. В. [1; ORCID ID: 0000-0002-8158-2342],

д.б.н., професор,

Ковальчук С. В. [2; ORCID ID: 0009-0006-2546-8349],

к.с.-г.н., голова циклової комісії,

Калько А. Д. [2; ORCID ID: 0000-0003-4526-5929],

д.геогр.н., професор

¹Національний університет водного господарства та природокористування, м. Рівне²ВСП «Рівненський технічний фаховий коледж НУВГП», м. Рівне

ВИЛУЧЕННЯ САПРОПЕЛЮ ЯК ЕЛЕМЕНТ ВІДРОДЖЕННЯ АГРОЕКОЛОГІЇ СТАРІЮЧИХ ОЗЕР ЗАХІДНОГО ПОЛІССЯ

Основним чинником забруднення поверхневих вод України є недосконалі методи оборотного очищення комунальних стічних вод і грязевих вод урботериторій, що виносять понад 70% домішок біогенних елементів, завислих і токсичних домішок у межах від 25% до 50% добового стоку. В результаті нижче великих міст формуються гарячі точки забруднень, біологічні бар'єри для аборигенної іхтіофауни. Замулення водних об'єктів формує придонні сірководневі зони, що губить молодь риб і кормову базу. Заростання старіючих озер і мілководь річок формує інтенсивну трансцесію води. Значні втрати води відбуваються за рахунок переходу у ґрунтові води під переосушеними ділянками, що призводить до деградації ґрунтів і втрати гумусу. Стан поверхні водозбору річкових русел на сьогодні формують сільгоспугіддя на розораних територіях. Коефіцієнт трансформації виражається за відношенням суми коефіцієнтів природних чинників (заліснення, залуговування, заболочування) до суми антропогенних (розораність, урбанізація).

Вилучення сапропелів з котлованів озерних систем з додаванням кремнієвих сполук підвищить ефективність природних добрив на сівозмінах. Пропонується поряд із озером у приводній улоговині сформувати дублююче фактичне озеро з конкретною вибіркою торфу до піщаного дна, куди з допоміжного каналу перекидати воду, що перетікає за законом сполучених посудин разом з іхтіофауною. Фактичне озеро, крім збереження іхтіофауни, стає переселеним природним середовищем для розвитку рибальства. Натомість старіюче озеро осушується, що дає можливість добувати сапропель відкритим способом із подальшою його переробкою. На нашу думку, виходячи з економічного критерію, доцільним

є використання біотропів – системи отримання сільськогосподарської продукції з обезводнених ставів, їх рибопродукції та чистої води.

Водночас використання біогенних домішок оборотного стоку після третинного водоочищення у водорослево-річкових ставах при зрошенні агроугідь на прилеглих територіях до міст дає змогу підвищити врожайність і удобрюваність ґрунтів.

Ключові слова: сапропель; іхтіофауна; екосистема; екотропи; поверхневі води; стічні води; агросистема; річкова мережа; токсичні домішки; урботериторії.

Постановка проблеми. На сьогодні водні екосистеми України знаходяться у кризовому стані через недостатньо ефективне очищення стічних і зливових вод з урботериторій (біля 70% домішок) та агросистем (біля 20%), внаслідок чого якість поверхневих вод знаходиться у III–IV класі [4, С. 161]. Разом зі стічними водами, що складає від 25 до 50% добового стоку, надходять і значні маси біогенних елементів – органічного вуглецю, форм азоту та фосфору. Це діючі домішки (C, N, P) та твердий стік і токсичні домішки (міндобрива, пестициди, нафтопродукти, важкі метали та ін.) [1]. В результаті нижче великих міст формуються гарячі точки забруднень, біологічні бар'єри для аборигенної іхтіофауни. Замулення водних об'єктів формує придонні сірководневі зони, що губить молодь риб і кормову базу. Заростання старіючих озер і мілководь річок формує інтенсивну трансесію води [3]. Значні втрати води відбуваються за рахунок переходу у ґрунтові води під переосушеними ділянками, що призводить до деградації ґрунтів і втрати гумусу.

Водночас на розораних територіях вносяться мінеральні добрива, приблизно 30% яких теж виноситься у річкову мережу. Наразі проєктуються системи природного доочищення ставів і використання їх у агроекосистемах, що підвищить урожайність, вміст гумусу у ґрунтах і підвищить якість поверхневих вод. Також, розроблена схема вилучення донних відкладів поліських озер разом із добавками крейди (Cu^{2+}) та відходів сільськогосподарських тварин. На нашу думку, виходячи з економічного критерію, доцільним є використання біотропів – системи отримання сільськогосподарської продукції з обезводнених ставів, їх рибопродукції та чистої води [2].

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Дослідження кризових екологічних особливостей функціонування водних екосистем України відображені у працях вітчизняних і зарубіжних вчених: Клименка М. О. [1–3], Гриба Й. В. [1–4, 7], Гродзинського Д. М. [5], Гроховської Ю. Р. [6],

Куницький Т. М. [4], Сондака В. В. [1–4], Євтушенко М. Ю. [8], Яценка А. В. [7] та інших.

Мета і завдання досліджень. Метою роботи є розгляд перспективних схем утилізації відходів у замкнених циклах, впровадження практики очищення стоків урбанізованих територій, попередження замулення водних об'єктів та отримання урожайної маси зернових для забезпечення потреб населення і сільського господарства щодо запобігання деградації ґрунтів.

Виклад основного матеріалу досліджень. Розроблена комплексна система формування реабілітації якості поверхневих вод. Вона відрізняється тим, що для отримання продукції з метою забезпечення годівлі тварин, потреб населення та отримання білка використовується система агроекологічних шарів-проходів, штучних урбоєкосистем на теплових зворотних водах АЕС, на базі комплексних проєктованих біотропів з утилізацією відходів та отримання чистої води для зрошення і рибництва, формування природної кормової бази аборигенної іхтіофауни. При цьому відроджуються озерні екосистеми, малі річки та поновлюються шляхи міграції риб.

Інститутом нанотехнологій і здорових продуктів «Arelife» розроблена програма оновлення родючості ґрунтів України за рахунок оновлення водогонів: розробник Тимур Левада. Сам процес очищення водойм поставлений у пряму залежність від стану водойм чи якості води, що є, на нашу думку, некоректним. Якість води і її маса формується за рахунок поверхневого стоку, атмосферних опадів, комунального стоку і зливого стоку з урбанізованих територій, підземного і ґрунтового живлення. Скільки не поглиблюй водойми, формуватиме якість води те, що входить в систему. Позитивним є аналіз виникнення донних відкладів з корекції домішок підстилаючих порід, що підвищить на деякий період урожайність зернових (насамперед вівса) та покращить утилізацію біотехногенних домішок (C, N, P). Первинною ланкою будь-якої гідросистеми є водні об'єкти з певною структурою порушених і непорушених територій (при оптимальному співвідношенні 50:50). Натомість площа лише порушених територій України складає 56,7%, а по водних басейнах малих річок цей показник сягає 90%, тобто сформувався гідрологічний режим впливу стоків з урботериторій та агросистем. При цьому природний стік формується лише на 5–10% території.

При існуючій системі природокористування наявні певні проблеми:

- а) зменшення біологічних видів флоро-фауністичних комплексів;
- б) зникнення або трансформація ландшафтів, урочищ в результаті агрономеліорації, гідромеліорації, зарегулювання річок, будівництва каналів, урбанізації (осушення боліт, живлення малих річок, деградація, ремонт);
- в) зміна біогеоценозів рослинності;
- г) порушення процесів відтворення та існування їхтїофауни та орнітофауни;
- д) зниження самоочисної здатності річок, показника якості води і деградація ґрунтів;
- е) розселення інвазійних видів рослин і тварин.

На нашу думку, все ж ведення еколого-обґрунтованого природокористування залишається можливим і доцільним для антропогенних ландшафтів.

Отож, нами пропонуються наступні класи агросистем з метою оптимізації природокористування:

- А – природні агроєкосистеми;
- Б – штучні агроєкосистеми (орні, поливні землі, осушені);
- В – урбоєкосистеми (збір маси стічних вод навколо міст);
- Г – озерно-водорослево-сапропелеві агроєкосистеми (вилучення сапропелів);
- Д – тваринницькі комплексні агроєкосистеми (вилучення відходів очищення ставів на водорослево-дернових ставах і їх використання для зрошення);
- Е – теплові агроєкосистеми на зворотних водах АЕС (овочівництво, рибництво);
- Є – комплексні проєктовані біотропи (замкнуті системи від виробництва зерна до його використання та отримання чистої води від тваринницьких комплексів та урботериторій);
- Ж – проєктовані біотропи (за рахунок мулів шельфовидної зони Балтійського моря з метою впливу на шляхи міграції вугра);
- З – природні ландшафтні агроєкосистеми (управління стоками річок і озерних систем).

Стан поверхні водозбору річкових русел на сьогодні формують сільгоспугіддя на розораних територіях. Коефіцієнт трансформації виражається за відношенням суми коефіцієнтів природних чинників (заліснення, залуження, заболочування) до суми антропогенних (розораність, урбанізація), тобто:

$$K_c = \frac{\sum_{\text{пр}} K}{\sum_{\text{антр}} K} \leq 1,0, \quad (1)$$

де враховані чинники: антропогенні:

K_1 – розораності угідь;

K_2 – урбанізації території;

K_3 – меліоративні роботи з осушення територій;

K_4 – індустріалізація (промійні ставки, кар'єри);

K_5 – стічні води урботериторій;

Природні, компенсаційні чинники стійкості річкової системи:

K_6 – залісненість;

K_7 – залугованість річкових заплав;

K_8 – заболочення;

K_9 – вкритість (щільність річкової мережі);

K_{10} – очищення стічних вод;

K_{11} – економія свіжої води;

K_{12} – заповідність територій.

Серед чинників впливу переважають залісненість, розораність територій, що має загальні риси фізико-географічних районів

Усі озерні системи Західного Полісся (за П. Тутковським) приречені на старіння та перетворення на болотні масиви. Інтенсивність старіння, тобто відкладення донних мулів, складає від 2 мм (оліготрофи тощо) до 2,0–5,0 см на рік залежно від рівня евтрофікації. При цьому обміління веде до заростання фітомасою вищої водної рослинності, підвищення транспірації та порушення кормової бази іхтіофауни.

Екологічний стан озера виражається як складова діючих чинників: просторово-складових (S_1), якості водного середовища (S_2), антропогенної трансформації паводкового водозбору (S_3), ландшафтометричної характеристики озера (S_4), тобто:

$$S_{oz} = S_1 + S_2 + S_3 + S_4 \dots S_n. \quad (2)$$

Органічні сапропелі – універсальний тип озерних відкладів. Їх частка складає до 30%. Вміст органічної речовини у них – від 80 до 94%, колір сіруватий. Це ефективний поживний матеріал, має кормове і лікувальне значення, використовується переважно у переробній промисловості і будівництві.

Основним компонентом мінеральної частини сапропелю є двоокис кремнію, частка якого складає до 30–70%. Для екосистеми озер має значення висока концентрація окису заліза, при кислих умовах воно зв'язує розчини у водоймах. Мінеральна складова сапропелів: за двоокисом кремнію – до 33%, до 5,8% окису амонію і заліза, до 8% окису кальцію та магнію. Враховуючи значення коефіцієнтів важких металів у атмосферних опадах, важливу роль грає вміст цинку, міді, свинцю, нікелю, кадмію, ртуті.

Агрохімічними дослідженнями встановлено позитивний вплив сапропелево-кремнієвих домішок на урожай вівса, у цілому склад білка формується за рахунок біогенних домішок (*C*, *N*, *P*) і кремнію, що буде відчуватися як провідна роль мінеральної стимуляції рослинного покриву.

Запаси сапропелю під торфом у Волинській області складають в межах залягання 9707 тис. м³, а в межах промивної глини (кар'єр) – 5335 тис. м³.

У Рівненській області геологічні запаси сапропелю 13900 тис. т (за розвіданими запасами). З них пластичного типу – 3876,6 (46,3%), змішаного – 3832,0 тис. т (45,7%) та біогенного – 672,5 тис. т (8%).

Наявні запаси потребують використання. На стариці сапропель добувають шляхом використання земснарядів, грейферним способом без пониження рівня води або без нього. Недоліком є проблема зневоднення, використання дренажних карт без врахування проблеми збереження їх аборигенної іхтіофауни та втратою води. Тому таке старіюче озеро через сукцесійний розвиток екосистеми прямує до формування болота і перетворення у заболочений суходіл.

Ми пропонуємо (рис. 1, 2): поряд із озером у приводній улоговині варто формувати дублююче фактичне озеро з конкретною вибіркою торфу до піщаного дна, куди з допоміжного каналу перекидати воду, що перетікає за законом сполучених посудин разом з іхтіофауною. Фактичне озеро, крім збереження іхтіофауни, стає переселеним природним середовищем для розвитку рибальства.

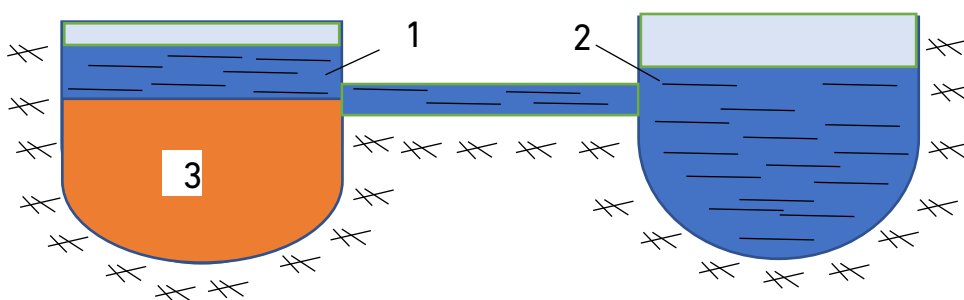


Рис. 1. Схема зневоднення старіючих озер: 1 – старіюче озеро;
2 – фактичне озеро; 3 – сапропель

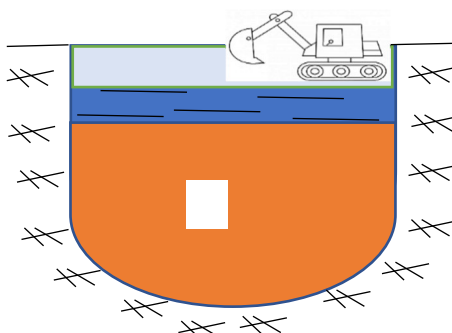


Рис. 2. Схема видобування сапропелю

Водночас старіюче озеро осушується, що дає можливість добувати сапропель відкритим способом із подальшою його переробкою.

Висновки. Основним чинником забруднення поверхневих вод України є недосконалі методи оборотного очищення комунальних стічних вод і грязевих вод урботериторій, що виносять понад 70% домішок біогенних елементів, завислих і токсичних домішок у межах від 25% до 50% добового стоку.

Вилучення сапропелів з котлованів озерних систем з додаванням кремнієвих сполук підвищить ефективність природних добрив на сівозмiнах, однак не вирішить питання підвищення якості поверхневих вод України.

Використання біогенних домішок оборотного стоку після третинного водоочищення у водорослево-річкових ставах при зрошенні агроугідь на прилеглих територіях до міст дають змогу підвищити врожайність і удобрюваність ґрунтів.

1. Гриб Й. В., Клименко М. О., Сондак В. В. Відновна гідроекологія порушених річкових та озерних систем. Рівне : Волинські обереги, 1999. 348 с. 2. Гриб Й. В., Клименко М. О., Сондак В. В. Відродження екосистем трансформованих басейнів річок та озер (Рекомендації до розробки ОВНС). Рівне : НУВГП, 2012. 246 с. 3. Гриб Й. В., Клименко М. О., Сондак В. В. Реабілітація порушених річкових та озерних систем. Рівне – Вінниця, 2015. 424 с. 4. Гриб Й. В., Сондак В. В., Куньчик Т. М. Компенсаційні заходи з відтворення аборигенної іхтіофауни у річково-озерній мережі Західного Полісся. *Таврійський науковий вісник*. Херсон, 2005. Вип. 38. С. 161–164. 5. Гродзинський Д. М. Основи ландшафтної екології: підручник. К. : Либідь, 1993. 224 с. 6. Гроховська Ю. Р. Вищі водні рослини і моніторинг якості поверхневих вод (на прикладі річок Устя та Замчисько). *Вісник Української державної академії водного господарства*. Рівне, 1998. Вип. 1. С. 25–29. 7. Денисова О. І., Серебрякова Т. М., Чернявська А. П., Яцик А. В., Гриб Й. В., Сіренко Л. Я., Верніченко Г. А., Руденко Л. О., Разов В. П. Сучасний стан поверхневих вод України: методичні підходи та екологічна оцінка. *Водне господарство України*. 1996. № 6. С. 24–28. 8. Євтушенко М. Ю. Відновна іхтіоекологія як науковий напрям розвитку рибництва внутрішніх водойм України. *Рибогосподарська наука України*. 2010. № 3. С. 88–91.

REFERENCES:

1. Hryb Y. V., Klymenko M. O., Sondak V. V. Vidnovna hidroekolohiia porushenykh richkovykh ta ozernykh system. Rivne : Volynski oberehy, 1999. 348 s. 2. Hryb Y. V., Klymenko M. O., Sondak V. V. Vidrodzhennia ekosystem transformovanykh basiniv richok ta ozer (Rekomendatsii do rozrobky OVNS). Rivne : NUVHP, 2012. 246 s. 3. Hryb Y. V., Klymenko M. O., Sondak V. V. Reabilitatsiia porushenykh richkovykh ta ozernykh system. Rivne – Vinnytsia, 2015. 424 s. 4. Hryb Y. V., Sondak V. V., Kunchyk T. M. Kompensatsiini zakhody z vidtvorennia aboryhennoi ikhtiofauny u richkovo-ozernii merezhi Zakhidnoho Polissia. *Tavriiskyi naukovyi visnyk*. Kherson, 2005. Vyp. 38. S. 161–164. 5. Hrodzynskiy D. M. Osnovy landshaftnoi ekolohii : pidruchnyk. K. : Lybid, 1993. 224 s. 6. Hrokhovska Yu. R. Vyshchi vodni rosliny i monitorynh yakosti poverkhnevykh vod (na prykladi richok Ustia ta Zamchysko). *Visnyk Ukrainskoi derzhavnoi akademii vodnoho hospodarstva*. Rivne, 1998. Vyp. 1. S. 25–29. 7. Denysova O. I., Serebriakova T. M., Cherniavska A. P., Yatsyk A. V., Hryb Y. V., Sirenko L. Ya., Vernichenko H. A., Rudenko L. O., Razov V. P. Suchasnyi stan poverkhnevykh vod Ukrainy: metodychni pidkhody ta ekolohichna otsinka. *Vodne hospodarstvo Ukrainy*. 1996. № 6. S. 24–28. 8. Yevtushenko M. Yu. Vidnovna ikhtioekolohiia yak naukovyi napriam rozvytku rybnytstva vnutrishnikh vodoim Ukrainy. *Rybohospodarska nauka Ukrainy*. 2010. № 3. S. 88–91.

Hryb Y. V. [1; ORCID ID: 0000-0002-8158-2342],

Doctor of Biological Sciences, Professor,

Kovalchuk S. V. [2; ORCID ID: 0009-0006-2546-8349],

Candidate of Agricultural Sciences (Ph.D.),

Chairman of the Cycle Commission,

Kalko A. D. [2; ORCID ID: 0000-0003-4526-5929],

Doctor of Geographical Sciences, Professor

¹National university of water and environmental engineering, Rivne

²SSU «Rivne Technical Professional College of NUWE», Rivne

SAPROPEL EXTRACTION AS AN ELEMENT OF REVIVAL OF THE AGROECOLOGY OF AGING LAKES OF WESTERN POLISSIA

The main factor in the pollution of surface waters of Ukraine is the imperfect methods of reversible treatment of municipal wastewater and mud waters of urban areas, which remove more than 70% of impurities of biogenic elements, suspended and toxic impurities within the range of 25% to 50% of the daily runoff. As a result, hot spots of pollution are formed below large cities, biological barriers for aboriginal ichthyofauna). Siltation of water bodies forms bottom hydrogen sulfide zones, which destroys young fish and food base. Overgrowth of aging lakes and shallow water of rivers forms intensive transgression of water. Significant water losses occur due to the transition to groundwater under over-drained areas, which leads to soil degradation and loss of humus. The condition of the surface of the riverbed catchment is currently formed by farmland in plowed areas. The transformation coefficient is expressed as the ratio of the sum of the coefficients of natural factors (afforestation, meadowing, swamping) to the sum of anthropogenic factors (plowing, urbanization).

Extraction of sapropels from the pits of lake systems with the addition of silicon compounds will increase the efficiency of natural fertilizers in crop rotations. It is proposed to form a duplicate actual lake with a specific sample of peat to the sandy bottom next to the lake in the drainage basin, where water flowing according to the law of connected vessels together with ichthyofauna is transferred from the auxiliary channel. The actual lake, in addition to preserving ichthyofauna, becomes a relocated natural environment for the development of fishing. Instead, the aging lake is drained, which makes it possible to extract sapropel in an open way with its subsequent processing. In our opinion, based on the economic criterion, it is advisable to use biotopes - a system for obtaining agricultural products from dehydrated ponds, their fish products and clean water.

At the same time, the use of biogenic impurities of the recycled effluent after tertiary water treatment in algae-river ponds when irrigating agricultural lands in the territories adjacent to cities allows to increase the productivity and fertilization of soils.

Keywords: sapropel; ichthyofauna; ecosystem; ecotopes; surface waters; wastewater; agrosystem; river network; toxic impurities; urban territories.

Отримано: 3 листопада 2025 року
Прорецензовано: 12 листопада 2025 року
Прийнято до друку: 28 листопада 2025 року

Гриб Й. В. [1; ORCID ID: 0000-0002-8158-2342],

д.б.н., професор,

Троцюк В. С.

к.с.-г.н., доцент,

Ковальчук С. В. [2; ORCID ID: 0009-0006-2546-8349],

к.с.-г.н., голова циклової комісії,

Войтишина Д. Й.,

здобувач

¹Національний університет водного господарства та природокористування, м. Рівне²ВСП «Рівненський технічний фаховий коледж НУВГП», м. Рівне

ОЧИЩЕННЯ ТА УТИЛІЗАЦІЯ СТИЧНИХ ВОД ТВАРИННИЦЬКИХ КОМПЛЕКСІВ В АГРОЕКОСИСТЕМАХ

Згідно з програмою українсько-канадської співпраці з оздоровлення басейну р. Дніпро проведено порівняльну оцінку ефективності, затратності і рентабельності методів очищення та утилізації відходів тваринницьких комплексів у Канаді і Україні. За методикою канадських фермерів проводиться накопичення рідких відходів з подальшим їх механізованим внесенням під оранку з контролем вмісту мінерального фосфору в ґрунті. В Україні на великих тваринницьких комплексах практикується очищення рідкої фракції стоків на біологічних спорудах (аеротенках) з подальшим накопиченням очищеної води у відстійниках до підвищення температури у весняно-літній період з наступним очищенням у водорослево-рачкових ставках та використання вирощеної біомаси зоопланктону для годівлі малька коропових риб, а очищена вода подається на зрошення і стабілізацію на біоплато перед випуском у річкову мережу.

Розвиток тваринництва є необхідною умовою постачання населення білком (м'яса та молочних продуктів), використовуючи при цьому біля 30% валового збору фуражного зерна при випасному утриманні. В сучасних умовах основним напрямом його розвитку в Україні є стійлове утримання, що потребує використання значних територій ґрунтів для вирощування сільськогосподарських культур. Однак, реалізація цієї програми потребує вирішення проблеми утилізації відходів, особливо при створенні значних тваринницьких комплексів.

В світовій практиці забезпечення населення білком тваринного походження реалізується принцип утримання ВРХ в регульованих стійлових умовах при співвідношенні чисельності однієї голови ВРХ

еквівалентної площі 1 га с/г угідь. Відходи при цьому накопичуються в ємностях і вносяться навесні під рілля під час оранки як органічні добрива, що характерно для фермерського тваринництва в Канаді.

В Україні використовувалось створення великих тваринницьких комплексів з гідравлічним видаленням відходів, їх накопиченням у відстійниках і очищенням у системі водорослево-рачкових ставків, що створює додаткові проблеми з відведенням земель та забрудненням поверхневих вод. При очищенні стоків у такій системі вони подаються на утилізацію біомаси живого корму у рибництві або для зрошення угідь. При надлишку такої води вона подається на біоплато та у подальшому в річкову мережу.

Для активації процесів біологічного доочищення стоків використовуються маточні стави з інтродукованою культурою мікроводорості хлорели та зоопланктону (дафній).

З врахуванням можливості наявності у скидних водах патогенних мікроорганізмів, вірусів та яєць гельмінтів рекомендовано при гідравлічних методах відведення стоків використання їх для зрошення сільськогосподарських культур. Одноразово це буде сприяти компенсації водності у річковій мережі при підвищеній випаровуваності води, однак у малих фермерських господарствах історично виправдане пряме внесення рідких відходів під оранку, що знімає вплив на водне середовище.

В сучасних умовах збіднення природної кормової бази протічних річкових систем через регулювання стоку і спрямлення русел, використання водорослево-рачкових ставків для очищення стічних вод є перспективним напрямком відродження видового різноманіття популяцій і продуктивності аборигенної іхтіофауни. Водночас з водного середовища вилучатимуться шкідливі домішки і біогенні сполуки як причини евтрофікації поверхневих вод.

Ключові слова: тваринницькі комплекси; стічні води; очищення; утилізація; водне середовище.

Вступ. Проблема розвитку тваринництва і постачання населенню молочних продуктів та м'яса у післявоєнні роки буде тісно пов'язана з демографічною ситуацією, агросектором та необхідністю механізації робіт з утилізації стоків та забезпеченням екологічних умов щодо збереження стану водного середовища. Насамперед це стосується розмірів фермерських господарств за чисельністю великої рогатої худоби та площею сільськогосподарських угідь. Експертна група вчених України у складі д.б.н. Гриба Й. В. та д.мед.н. Гвоздяка П. І. була ознайомлена з вирішенням цієї проблеми фермерами провінції Онтаріо (Канада) у господарствах, розташованих у басейні річки Гранд. Одночасно на території України на базі інституту гідробіології

58

НАН України велись дослідження ефективності утилізації стічних вод на колишньому Калитянському свинокомплексі д.б.н. Грибом Й. В. Отримані результати показали високу ефективність та рентабельність прийнятих рішень, які можуть бути застосовані у світовому тваринницькому господарстві.

Виконане дослідження є надзвичайно актуальним у зв'язку з необхідністю постачання населенню планети білка тваринного походження та процесами знезараження (утилізації) висококонцентрованих стоків тваринницьких комплексів.

Мета досліджень – визначити напрям подальшого екологічного забезпечення розвитку тваринницьких комплексів та утилізації відходів з використанням зарубіжного та вітчизняного досвіду.

Методи досліджень: апробовані гідробіологічні, гідрохімічні, мікробіологічні, іхтіологічні та агрохімічні.

Результати досліджень. Річка Гранд приймає очищені комунальні стічні води від семи населених пунктів з системою ефективного біологічного очищення споруд з третинним доочищенням стоків у бічних ветлендах, після яких вода річки може використовуватись у питних цілях. Басейн річки активно використовується під розвиток тваринництва і вирощування сільськогосподарських культур як кормів для тварин. Фермери суворо дотримуються правил охорони і використання прибережних захисних смуг. Широко використовувалося стійлове утримання великої рогатої худоби та збір рідких відходів у накопичувачах та утилізація їх під час оранки. Для гомогенізації стоків використовувалися потужні змішувачі та автотранспорт для їх вивезення та внесення під оранку (переважно під посіви кукурудзи).

Стійлове утримання худоби (впродовж року) виключає порушення травостою заплави та попереджає забруднення русла. Для утримання й ізоляції прибережних смуг спілка фермерів виділяє спеціальні кошти. Чисельність великої рогатої худоби регламентується площею сільськогосподарських угідь (з розрахунку одна особина великої рогатої худоби на один га ріллі). Внесення відходів та подрібненої частини стебел забезпечує вміст гумусу у ґрунті в межах 14–15% при 4–8% в ґрунтах України. В Україні детальні дослідження проведені на колишньому Калитянському свинокомплексі з використанням рідких відходів та їх утилізацією. Обрахування еколого-економічного потенціалу вказало на доцільність утилізації стоків для отримання сільськогосподарської продукції у

циклі «відходи – продукція – вартість – рентабельність» (рис. 1). При оптимальному індексі вартості 1000 грн за тонну продукції в басейні річки Гранд дохід у замкнутому циклі «рілля – корми – тваринництво» становив 7000 грн на тонну. Водночас в Україні, за відсутності внесення органічних добрив, дохід на тонну продукції становив 495 грн у басейні р. Удай та 715 грн у басейні р. Горинь. Отже, без утилізації відходів тваринництва втрачається економічна ефективність, спостерігається зниження вмісту гумусу в ґрунті та врожайності кормових культур (табл. 1).

Таблиця 1

Допустимі рівні природокористування у басейнах досліджуваних річок

№ з/п	Характеристики	Норма, бали	Річкові басейни, бали		
			Гранд Рівер (Канада)	Удай	Горинь
1	Якість води, I_v	1,0	3,0 (-3,0)	5,0 (-5,0)	9,6 (-9,6)
2	Трансформація басейну, K_e	1,0	3,0 (-3,0)	3,0 (-3,0)	2,0 (-2,0)
3	Трансформація русла і заплави, S_f	$\geq 8,0$ (1,0)	7,5 (1,0)	1,8 (-4,4)	1,3 (-0,16)
4	Екологічно обґрунтована витрата води, m^3/c	За басейнами (1,0)	10,0 (+1,0)	6,0 (+1,0)	25,0 (+1,0)
5	Вміст гумусу в ґрунтах чорноземної зони, %	$> 2,1$	12,5 (+6,0)	2,5 (-5,0)	4,0 (-3,1)
6	Демографічне навантаження, чол/км ²	30,0 (1,0)	117 (-4,0)	50,0 (-1,6)	45,0 (-1,5)
7	Економічний індекс, грн/т	1000,0 (1,0)	7000 ** (+35,0)	715,0 (+0,62)	495,0 (+0,50)
8	Еколого-економічний потенціал, E_n	$\geq 6,0$ (1,0)	5,0 (+0,9)	4,8 (+0,80)	2,5 (+0,25)
Всього:		+ 8,0	+36,9	-12,58	-14,35

Примітка *: в дужках бальна оцінка.

** Замкнутий цикл: рілля – корми – тваринництво.

Утилізація доочищеної води здійснюється через подачу води із рачкових ставків у ставок для риборозведення (для живлення

личинок), а також в ставок чистої води – для подачі на зрошення в сезон вегетації.

Враховуючи, що дренажна вода (10% від норми поливу) забруднена, містить в собі органічні, бактеріальні, біогенні сполуки – вона потребує доочищення і стабілізації. Цю роботу виконує біоплато із вищої повітряно-водної рослинності – комишу озерного і рогозу широколистого.

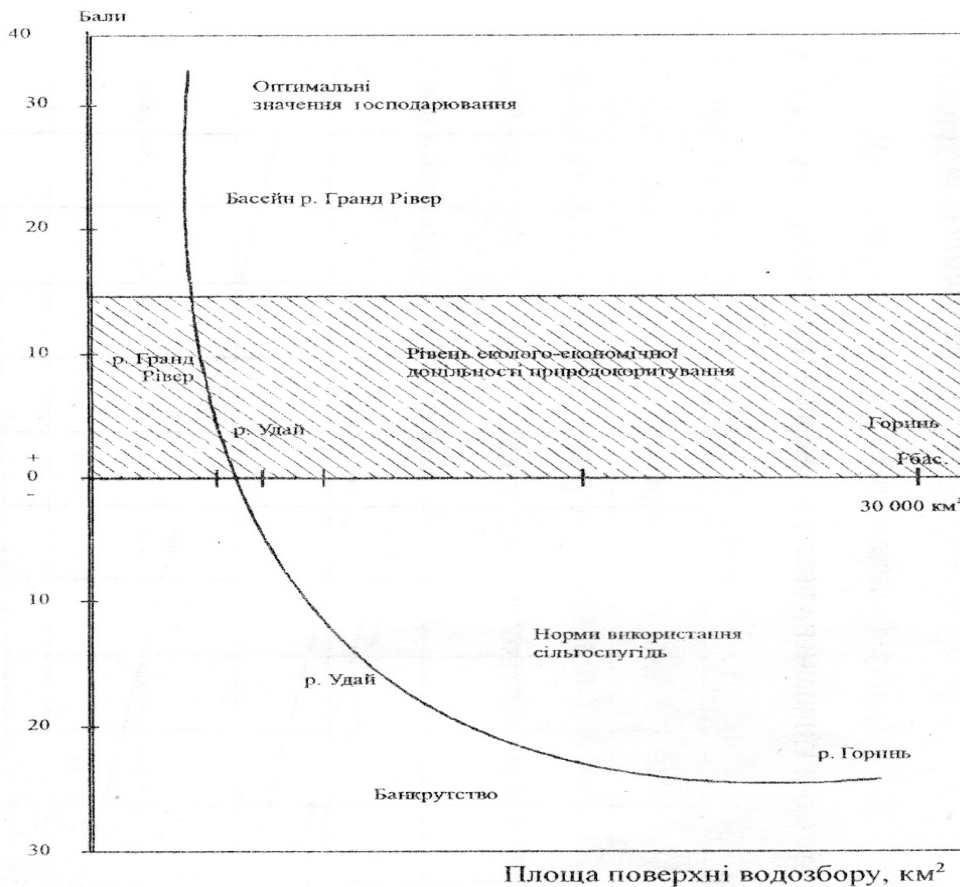


Рис. 1. Еколого-економічна оцінка природокористування у досліджуваних басейнах

Робоча технологічна схема доочищення стічних вод на колишньому Калитянському свинокомплексі представлена на рис. 2.

Прийнятий до розробки варіант технологічної схеми складається із наступних елементів:

1. Накопичувачі освітлених стічних вод після первинного біологічного очищення.
2. Водоростеві ставки або ставки-деструктори.
3. Рачкові ставки.
4. Виросний ставок для риборозведення.
5. Накопичувач дренажних вод.
6. Водойма-накопичувач чистої води.

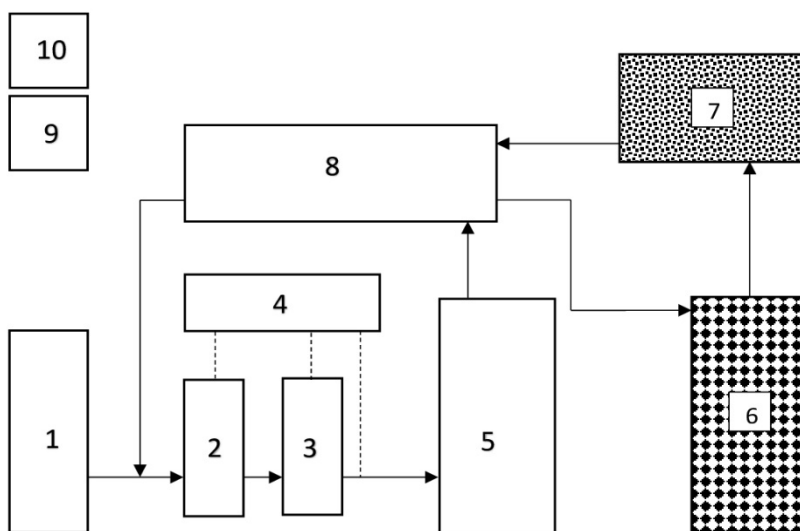


Рис. 2. Технологічна схема доочищення стічних вод на колишньому
Калитянському свиногомплексі:

- 1 – накопичувач стічних вод; 2 – водоростевий ставок;
3 – рачковий ставок; 4 – компресорна; 5 – рибоводна водойма; 6 – поля
зрошення; 7 – біоплато; 8 – водойма чистої води; 9 – маточний
водоростевий ставок; 10 – маточний рачковий ставок

Одночасно біоплато служить природним нерестовищем для маточного поголів'я риби із водойми чистої води.

Хімічний режим доочищення стічних вод на колишньому Калитянському свиногомплексі. Основними компонентами-забруднювачами стічних вод свиногомплексу є механічні домішки, органічні речовини і біогенні сполуки. В процесі штучного біологічного очищення (I і II ступінь аеротенків) стічні води звільняються від завислих речовин з 1665 до 365 мг/дм³, знижується вміст органічних речовин (по біхроматній окиснюваності), знижується на 50% вміст біогенних сполук азоту і фосфору. Однак, показники хімічного забруднення стічних вод після біологічного очищення досить високі і

вода скидається в накопичувачі. За вмістом забруднюючих речовин ці стічні води вимагають доочищення, інакше буде виведена з ладу вся екосистема басейну р. Трубіж, а також будуть забруднені водоносні горизонти (табл. 1).

Характеристика стічних вод із ставків-накопичувачів № 1 і № 2 наведена в табл. 2.

Як видно із представлених даних, вміст азоту амонійного знаходиться в межах від 290 до 355 мг/дм³, низький вміст нітратів і нітритів, біхроматна окислюваність – 380,0–467,0 мг О/дм³, БСК₅ – 350,0–500,0 мг О₂/дм³. Сольовий фон – аналогічний складу стічних вод на вході очисних сполук. Аналізуючи динаміку забруднюючих речовин, а також газовий режим, можна зробити висновок, що очищення стічних вод в накопичувачі відбувається тільки у верхніх шарах при гострому дефіциті кисню, тобто, процес вимагає управління. З цією метою нами була промодельована система водойм з розбавленою стічною водою з метою вивчення впливу аерації на вміст органічних речовин і сполук.

Як показав досвід, на 6–7 добу відмічається різке падіння вмісту азоту амонійного (в 15–20 разів порівняно з вихідними) і вмісту органічних домішок. Результати дослідів наведені в табл. 2.

Потреба в кисні однієї бактерії – $0,13 \cdot 10^{-9}$ мг/добу, інфузорії – $33 \cdot 10^{-5}$ мг/екз, коловертки – $7 \cdot 10^{-5}$ мг/екз/добу, дафнії – $33 \cdot 10^{-4}$ мг/екз/добу (стандарт).

Розрахунок кисневого режиму водоростевих ставків. Початкова енергія міститься в органічній речовині стічних вод, що надходять на доочищення. Кількість розчинених органічних речовин за біхроматною окислюваністю дорівнює 500 мг О/дм³. При оксикалорійному коефіцієнті 3,4 енергія, що міститься в ставках, становить 1700 кал./дм³. Кількість завислих органічних речовин, що надходить в ставок-накопичувач – 100,0 мг/дм³. При оксикалорійному коефіцієнті 1,5 кал. в 1 мг, калорійність завислих речовин становить 1500 кал./дм³.

Загальна кількість органічних речовин становить 3200 кал./дм³. Щоденно на водоростеві ставки надходить 1400 м³ стічних вод або 4480000 ккал. При глибині водоростевих ставків 0,6 м площа їх водного дзеркала становить $1400/0,6 = 2332$ м². Звідси на 3 м² поверхні припадає навантаження 1921 ккал за добу, що в 19,2–25,6 раза перевищує природну продуктивність рослинних угруповань (75–100 ккал./м²/добу).

Гідрохімічна характеристика стічних вод колишнього Калитянського свиного комплексу

Характерис- тики	Точки відбору проб							
	Після 2 ступеня очищення	Після 1 ступеня очищення	Після 0 ступеня очищення	Вихідний стік	Буферний став, т.6	Буферний став, т.5	р. Трубіж в районі комплексу	р. Трубіж нижче комплексу
NH_4^+ , мг/дм ³	235,0	495,0	660,0	590,0	290,0	355,0	0,450	0,580
NO_2^- , мг/дм ³	неможливо визначити						0	0,034
NO_3^- , мг/дм ³	0,750	1,50	1,65	2,72	0,910	1,18	0,216	0,240
PO_4^{3-} , мг Р/дм ³	30,0	40,0	80,0	175,0	40,0	50,0	0,700	0,140
HCO_3^- , мг/дм ³	1708,0	2440,0	1830,0	1830,0	1616,0	1555,0	424,0	464,0
Твердість, мг-екв/дм ³	9,5	9,0	12,0	14,0	8,0	6,8	7,55	7,50
Ca^{2+} , мг/дм ³	90,0	80,0	80,6	74,0	80,0	120,0	106,4	86,8
Mg^{2+} , мг/дм ³	61,0	61,0	93,9	125,7	48,8	9,8	27,2	38,7
БО, мг О/дм ³	365,0	482,0	1883,0	1460,0	380,0	467,0	121,2	73,0
Cl^- , мг/дм ³	572,0	422,0	540,0	330,0	721,0	724,0	59,5	62,1
SO_4^{2-} , мг/дм ³	720,0	1200,0	1860,0	1440,0	1304,0	1240,0	17,3	25,6
Сухий залишок, г/дм ³	2,8	2,9	2,9	2,7	2,2	2,3	0,45	0,50
SO_4^{2-} , мг/дм ³	912,0	1125,0	900,0	700,0	1000,0	1000,0	36,2	59,5
Сума іонів, мг/дм ³	2503,0	4224,8	3631,0	3204,0	3596,0	3533,0	671,0	736,0

Звідси виникає об'єктивна необхідність штучної аерації вод, які доочищуються, а це зменшує площу водоростевих ставків і підвищує ефективність доочищення. Без аерації стічних вод у мілководних біоствах очищення здійснюється за 5 діб ($1921:408 = 4,7$), де 408 – споживання енергії за 1 добу при $БСК_5 = 120 \text{ мг } O_2/\text{дм}^3$. Для розрахунків прийнято надходження через дифузію кисню із повітря – $0,686 \text{ г/м}^2$ за добу, а також виділюваного водоростями в результаті фотосинтезу $5,0 \text{ г/м}^2$ за добу. Забезпеченість біоценозу і водоростевого ставка розчиненим киснем представлено в табл. 3.

Таблиця 3

Дифузія кисню у воду водоростевого ставка, г/добу

Ставок	Надходження O_2 у воду			Потреба	Дефіцит
	із повітря	фотосинтез	всього		
Водоростевий	1600,0	1660,0	3260,0	2875,0	немає
Рачковий	1166,2	1166,0	2332,2	3390,0	1057,8
Всього					1057,8

Примітка: Добова потреба в розчиненому кисні дафнієвих ставків розрахована, виходячи із загальної кількості мікроорганізмів, коловерток, дафній, інфузорій на 1 м^2 поверхні водного дзеркала.

Таблиця 4

Добова потреба у розчиненому кисні рачкових ставків, г/добу

Шар, см	Бактерії		Інфузорії		Коловертки		Дафнії		Всього
	п	г	п	г	п	г	п	г	
0–10	$10 \cdot 10^{12}$	130,0	$50 \cdot 10^5$	1650,0	$5 \cdot 10^5$	35,0	$3 \cdot 10^5$	990,0	2805,0
10–50	$25 \cdot 10^{12}$	325,0							325,0
50–80	$20 \cdot 10^{12}$	260,0							260,0
									3490,0

Гідробіологічний режим доочищення стічних вод. Альгофлора колишнього Калитянського тваринницького комплексу. Для санітарно-біологічної оцінки процесів самоочищення стічних вод в біоствах і їх рибогосподарського використання необхідна характеристика видової приналежності тваринних і рослинних організмів, а також кількісний облік їх чисельності і біомаси.

Процес очищення в біологічних ставках значно прискорюється за наявності в них водоростей. При асиміляції із середовища вуглецю водорості виділяють O_2 , від кількості якого залежить швидкість біохімічних процесів у воді. Фотосинтезуючі організми забезпечують присутність вільного O_2 і сприяють окисленню органічних речовин.

При вивченні фітопланктону відстійника для очищення стічних вод свиногокомплексу нами використані методи, прийняті у гідробіології. Підрахунок організмів проводили в стандартній камері Нажотта. Їх масу вираховували розрахунково-об'ємним методом, приймаючи, що в 1×10^9 мкм³ відповідає 1 мг.

В складі фітопланктону ставка №5 і насосної станції виявлено 2 і 13 видів водоростей відповідно. У фітопланктоні ставка № 5 розвивається монодомінантний ценоз, який складається із *Chlamidomonas ehrenb*, чисельність і біомаса якого становила 265000 тис. кл. або 1321,7 мг/дм³.

Монодомінантність ценозу є показником високого органічного забруднення водойми, що характеризується як альфамезосапробний (табл. 5). Слід відзначити зміну характеру біоценозу, що відбувається внаслідок очищення води в останній секції відстійника. Тут видова різноманітність водоростей зростає до 13 видів. Домінують зелені і синьо-зелені водорості рр. *Chlamydomonas*, *Crucigenia*, *Dictiosphenium*, *Mycrosistic*, *Oscillatoria*, *Anabaena*, чисельність і біомаса яких відповідно становила 1834500 тис. кл. і 83,8 мг/дм³. Як видно, біомаса водоростей, що продукується в ставках, дуже висока і створює передумови для розвитку наступних ланок трофічного ланцюга – зоопланктонного угруповання, що визначає рівень розвитку кормової бази і, в кінцевому результаті, іхтіофауни. Інтенсивність росту рослинного планктону для евтрофованої водойми становить 2,9 питомої ваги/добу (3,0 питомої ваги/добу).

Утворення первинної продукції у відстійнику (поверхневому шарі води) відбувалося досить інтенсивно і часто перевищувало деструкцію. Про те, водорості в поверхневому горизонті знаходились в хорошому фізіологічному стані, про що свідчить добовий (П/Д) коефіцієнт (0,67) і добове асиміляційне число (29,8).

Вилучення органічної маси з поверхні сприяє більш активному протіканню процесів фотосинтезу в товщі води. Незважаючи на високі показники продукування органічної речовини у поверхневому шарі води, синтез органічної речовини під 1 м² площі невеликий через екрануючу дію поверхневої плівки. Як видно із табл. 6, швидкість споживання кисню значно більша, ніж його виділення – деструкція органічної речовини в 4–15 разів перевищувала його продукцію.

Таблиця 5

**Водорості, виявлені в стічних водах свиноферми
(насосна станція)**

Водорості	Сапробність	Чисельність, тис. шт	Біомаса, мг/дм ³
Синьо-зелені	α - β -сапр.	395000	5,53
<i>Mycrosistic pulw</i>	α - β -сапр.	9000	1,02
<i>Mycrosistic aeroginosa</i>	β -мезосапр.	1085000	5,4
<i>Oscillatoria ter</i>	α -сапр.	18500	0,91
<i>Oscillatoria sp</i>	α -сапр.	49000	3,2
<i>Merismopedia ten</i>	α -сапр.	32000	0,12
<i>Spirulina yenner</i>	β - α -сапр.	700	0,049
<i>Marsconiella elegans</i>	β - α -сапр.	4000	0,008
Протококові			
<i>Dictosphenium pulch</i>	β -сапр.	49000	5,5
<i>Crucigenia</i>	β -сапр.	75000	6,15
<i>Tetrastrum glabchlamy</i>	β -сапр.	2000	1,04
Вольвоксові			
<i>Chlamydomonas ehrenb</i>	α -сапр.	108500	54,25
Діатомові			
<i>Cocconus pluc</i>	β -сапр.	500	0,05
Став №5		1834500	83,88
Вольвоксові			
<i>Chlamydomonas ehrenb</i>	α -сапр.	263000	131,5
<i>Dictosphenium pulch</i>	β -сапр.	2000	0,226
Всього		265000	131,72

Таблиця 6

Стан біоценозу ставка-накопичувача

Показник стану біоценозу	Значення
Прозорість, м	0,19
Температура, °C	22,0
NH_4^+	100,0
NO_2^-	-
Біомаса водоростей, мг/дм ³	74–130
Первинна продукція, мг O_2 /дм ³ /добу	15,5–27,8
Деструкція, мг O_2 /дм ³ /добу	50,5–20,5
П/Д добовий	0,7–0,6

Якщо біомаса водоростей у відстійнику становить 130 мг/дм^3 , а домінуючі тут зелені і синьо-зелені водорості для оптимального розвитку вимагають $5,5 \text{ NH}_4^+$ і $\text{NO}_3^- \text{ мг/дм}^3$, то альгоценоз в цілому утилізує із водойми-відстійника 715 мг/дм^3 забруднень.

Якщо врахувати, що відстійник містить азотистих сполук 100 мг/дм^3 , а БСК₅ становить також $100 \text{ мг O}_2/\text{дм}^3$, то альгоценоз, що розглядається, спроможний очистити воду до нормативних значень за 7–8 днів.

У відстійнику для очищення стічних вод свинокомплексу створюється біоценоз, який складається із бактерій, водоростей і зоопланктону (коловерток і дафній). У цьому біоценозі існує короткий трофічний ланцюг: алохтонна органічна речовина – бактеріо- і фітопланктон – зоопланктон. Біомаса, що продукується живими організмами (за літературними даними тільки продукція зоопланктону знаходиться в межах $27,9\text{--}32,9 \text{ г/м}^3$), висока, тому можна продовжити трофічний ланцюг і рекомендувати вселення в ставки-відстійники мальків риб (коропів). За даними, які є в літературі, рибопродуктивність подібного типу ставків при умові достатньої кількості кисню і відсутності токсичних речовин може досягати $100\text{--}200 \text{ кг/га}$. Виходячи з цього, можна рекомендувати вирощування підрослених до $5\text{--}10 \text{ г}$ мальків коропа або карася, оскільки личинок рекомендувати для вирощування не можна через їх високу чутливість до нестачі кисню і підвищеного вмісту нітратів.

Кількість випущених для вирощування мальків коропа розраховується за формулою:

$$A = (F \cdot \Pi \cdot 100) / B \cdot P, \quad (1)$$

де A – кількість екземплярів риб; F – площа ставка, га; Π – продуктивність ставка, кг/га ; B – вага цьогорічних особин до осені, кг ; P – вихід цьогорічних особин у % до випущених для вирощування.

Якщо прийняти продуктивність ставка за 100 кг/га , вагу цьогорічних особин до осені 50 г , вихід цьогорічних особин 50% , то формула набуває такого вигляду:

$$A = 4000 \text{ екз/га},$$

тобто чисельність риб на 1 га ставка може бути $4 \text{ тис. екземплярів}$.

Далі слід розрахувати, чи достатня кормова база для цієї кількості риб.

Харчові потреби розраховують за балансовим рівнянням (Вінберг, 1956):

$$C_n = (R + P) - 1,25:C_k, \quad (2)$$

де C_n – харчові потреби; R – витрати на обмін; P – витрати на приріст; 1,25 – коефіцієнт ступеню засвоєння риби; C_k – калорійність їжі.

Питома вага росту риби розраховується за рівнянням:

$$C_w = (lgW_2 - lgW_1)/0,4343 (t_2 - t_1), \quad (3)$$

де W_1 – маса риби на початку досліджень, г; W_2 – маса риби при часі « t ».

Витрати на обмін (R) розраховуються за формулою:

$$R = (a \cdot 20,33 \cdot 24 \cdot W \cdot 1 \cdot 5) / q \cdot C_c. \quad (4)$$

Коефіцієнти « a » і « k » розраховані і становлять для коропових риб:

$$a = 0,347 \text{ мг } O_2 \text{ г}^{-1}\text{год}^{-1};$$

$$k = 0,82 \text{ (Вінберг, 1961),}$$

де W – маса риби, г; q – температурна поправка (приведена до 20° C); C_c – енергетичний еквівалент сирової речовини риби, Дж. г⁻¹.

$$a = 0,347 \text{ мг } O_2 \text{ г}^{-1}\text{год}^{-1}$$

$$k = 0,82 \text{ (Вінберг, 1961)}$$

$$R = 0,343 \cdot 4,86 \cdot 24 \cdot 50 / 0,96 = 1158,6$$

$$C_w = lg10 - lg50 / 0,4343 \cdot 150 = 0,005.$$

Питома швидкість росту:

$$P = (10 + 50) / 2 = 300 \cdot 0,05 = 0,15 \text{ г}$$

$$C_n = (1158 + 0,15 \cdot 1,25) / 35,9 = 40,3 \text{ г.}$$

Таким чином, харчові потреби 1 особини на 1 добу становлять 40,3 г, а для 4 тис. екз. – 161 кг/га за добу. Водночас органічна продукція зоопланктону становить близько 608 кг/га, що значно перевищує харчові потреби риб.

Після підрощування в біоставку цьогорічних особин риб пересаджують в зимувальні ставки, де вони зможуть звільнитися від можливого накопичення шкідливих речовин. Всі ці розрахунки необхідно вважати орієнтовними і такими, що вимагають в реальних умовах певних коректив.

Риби з'їдають більш як 50% продукції зоопланктону. Кормовий коефіцієнт (k/k) риб за зоопланктоном дорівнює 20. Кількість енергії з переходом на наступний трофічний рівень знижується в 10–15 разів.

Лімітуючі умови вирощування малька в ставках для риборозведення. Штучна екосистема доочищення стічних вод має високопродуктивну за живим кормом базу і може використовуватись

для вирощування малька (за угодою з господарствами із риборозведення) з подальшою пересадкою в нагульні ставки.

Порівняння вимог до якості води для рибоводних господарств (ГОСТ 15.372-87), а також гранично допустимих концентрацій забруднюючих речовин показує, що фактичні дані характеристик якості води і ті, що регламентуються порівняно близькі, хоча і спостерігається незначне перевищення за вмістом органічної речовини (до 60,0 мг О/дм³ замість 50,0 мг О/дм³ і за аміаком сольовим 1,5–5,0 мг/дм³).

Буде спостерігатися невідповідність за сольовим складом – перевищення за хлоридами, сульфатами і загальною мінералізацією (табл. 7).

Однак, остання обставина не матиме суттєвого значення, оскільки є дані, що коропові успішно вирощуються при солоності води до 10,0 г/дм³.

Характеристика доочищеної води і придатність її для зрошення. Доочищена на реконструйованому комплексі стічна вода (за аналогією з діючими об'єктами і результатами лабораторного моделювання) являє собою штучну екосистему із порівняно високим вмістом солей (до 3,0 г/дм³), сольовий склад – гідрокарбонатно-хлоридно-натрієвий, що формується на основі специфічності стоків. За вмістом органічних домішок вода порівняно чиста – БСК₅ – 32,2 мг О₂/дм³ (нефільтрована проба), ХСК – до 30,0 мг О/дм³. Передбачається порівняно сприятливий вміст біогенних сполук – азоту амонійного – до 3,0 мг/дм³, нітритного – до 20,0 мг/дм³, фосфатів – до 12,5 мг/дм³. Такі води не можуть бути скинуті прямою током у гідрографічну мережу. Утилізація їх може йти через розбавлення (1:3) або через використання для зрошення.

Аналіз зрошувальних якостей за вмістом біогенів показує, що вода придатна для зрошення пасовищ, сінокосів, вирощування коренеплодів, кукурудзи і зернових (при розбавленні 1:1). Без розбавлення і попередньої підготовки доочищена вода небезпечна можливістю осолонцювання (за натрієм), а також засолення (IV клас якості води за співвідношенням хлоридів до сульфатів і загальної мінералізації).

Можливе застосування для зрошення легких ґрунтів з промивним режимом.

Доочищення дренажних вод на біоплато. Дренажні води від зрошуваних сільськогосподарських угідь (10% від поливних вод)

мають досить високий рівень забруднень – органічних (ХСК – до 110 мг О/дм³, БСК₅ – 18,0 мг О₂/дм³), біогенних сполук – азот амонійний – до 10,0 мг/дм³, азот нітратний – до 32,0 мг/дм³, фосфати – до 11,0 мг Р/дм³, високу мінералізацію – до 3250 мг/дм³. Тому вони повинні підлягати біологічному доочищенню і стабілізації на біоплато – мілководному біоставка із заростями вищих повітряно-водних рослин – рогозу і очерету.

Таблиця 7

Показники хімічного складу води для ставків

Показники	Оптимум	Межа для коропових	Дослідні дані
1	2	3	4
Колірність в градусах	30,0–50,0		30,0–80,0
Розчинений кисень, мг О ₂ /дм ³	не менше 5,0–7,0	до 0,5–0,7 (заморні явища)	12,0–17,0
Вуглекислота, мг/дм ³	до 10,0	30,0	20,0
Сірководень, мг/дм ³	0	0,1	0,1
рН	7,0	6,5	8,0
Лужність, мг-екв/дм ³	1,8–2,0	2,5	10,0–12,0
Жорсткість загальна, мг-екв/дм ³	5,0–8,0	3,0–5,0	до 10,0
Окислюваність, мг О/дм ³	15,0–20,0	40,0	50,0–60,0
Азот альбуміноїдний, мг/дм ³	0,5–1,5	10,0–20,0	20,0–40,0
Аміак сольовий, мг/дм ³	0,5–1,0	1,5	5,0
Нітроти, мг/дм ³	0,5–1,5	15,0	1,0
Нітрати, мг/дм ³	1,0–2,0	до 30,0 (мінеральне живлення)	15,0
Фосфати, мг Р ₂ О ₅ /дм ³	0,1–0,4	0,5	10,0
Залізо, мг/дм ³	1,0–2,0	4,0–5,0	1,0
Хлориди, мг/дм ³	5,0–10,0	10,0	200,0
Сульфати, мг/дм ³	до 10,0	20,0–30,0	350,0
Солоність, %	до 1,0	1,5	3,0

Ефект доочищення досягається за рахунок:

- відстоювання;
- фізіологічного обміну в системі «вода – вищі водні рослини»;
- споживання забруднюючих речовин біообростаннями – перифітоном;

- бактеріальної деструкції.

Таблиця 8

Хімічний склад дренажних вод після зрошення доочищеними
стічними водами комплексу

№ з/п	Гідрохімічні характеристики	Розмірність	Значення
1	pH		6,5–6,8
2	Лужність	мг/дм ³	<u>11000 – 16000,0</u> 1350,0
3	Жорсткість	мг-екв/дм ³	<u>5,5 – 6,0</u> 5,7
4	Кальцій	мг/дм ³	<u>40,0 – 100,0</u> 70,0
5	Магній	мг/дм ³	<u>15,0 – 30,0</u> 22,5
6	Хлориди	мг/дм ³	<u>450,0 – 700,0</u> 575,0
7	Сульфати	мг/дм ³	<u>300,0 – 800,0</u> 550,0
8	Залізо	мг/дм ³	<u>0,5 – 1,0</u> 0,75
9	Калій, натрій	мг/дм ³	<u>750,0 – 900,0</u> 825,0
10	Органічна речовина ((ХСК)	мг О/дм ³	<u>45,0 – 110,0</u> 72,5
11	Мінералізація	мг/дм ³	<u>3000,0 – 3500,0</u> 3250,0
12	БСК ₅	мг О ₂ /дм ³	10,0 – 18,0
13	NH ₄ ⁺	мг N/дм ³	<u>2,0 – 10,0</u> 6,0
14	NO ₃ ⁻	мг N/дм ³	<u>20,0 – 32,0</u> 26,0
15	NO ₂ ⁻	мг N/дм ³	0,01 – 0,03 0,02
16	SO ₄ ²⁻	мг/дм ³	<u>8,0 – 11,0</u> 9,5

*ГОСТ 15.372-87 «Охорона природи. Гідросфера. Вода для рибоводних господарств. Загальні вимоги і норми»

Доочищена вода буде мати наступні характеристики – зниження за БСК₅, азотом амонійним, фосфатами – до регламентуючих характеристик якості вод побутового призначення; стабілізація

сольового складу (до 1,5–2,0 г/дм³), а також рН (7,5–8,5) (табл. 8). Враховуючи нерівномірність заростання (поява і становлення рослинних угруповань триває 2–3 роки), приймаємо 0,5 га на 1000 м³/добу стічних вод.

Розрахункова швидкість води на біоплато приймається 0,005 м/с.

Розміри біоплато і його характеристики розраховуються за його навантаженням і об'ємом води, що подається.

Вихідні дані для розрахунків:

Вміст органічної речовини за БСК₅ – 18,0 мг О₂/дм³.

Необхідний норматив для доочищення за БСК₅ – 3,0 мг О₂/дм³.

Об'єм води, що подається на доочищення – 1000 м³/добу (орієнтовно). Окислювальна потужність біоплато – $1,9 \cdot 10^{-4}$ г О₂/дм³.

Навантаження за органічною речовиною (Р) $P = 1000 \cdot (18 - 3) = 15000$ г О₂/добу або 0,174 г/сек.

Таблиця 9

Хімічний склад суміші відстояних і доочищених стічних вод
комплексу

№ з/п	Гідрохімічні характеристики	Розмірність	Значення		
			відстояна стічна вода	доочищена стічна вода	суміш 1:1
1	рН		7,8	8,0	7,9
2	Лужність	мг/дм ³	155,0	1260,0	1400,0
3	Жорсткість	мг-екв/дм ³	7,5	5,6	6,6
4	Кальцій	мг/дм ³	100,0	55,0	75,0
5	Магній	мг/дм ³	28,5	35,0	32,0
6	Хлориди	мг/дм ³	720,0	650,0	685,0
7	Сульфати	мг/дм ³	1270,0	605,0	937,0
8	Залізо	мг/дм ³	0,5	0,1	0,3
9	Калій, натрій	мг/дм ³	1012,0	850,0	931,0
10	Мінералізація	мг/дм ³	3537,0	2910,0	3224,0
11	ХСК	мг О/дм ³	420,0	80,0	250,0
12	БСК ₅	мг О ₂ /дм ³	490,0	32,2	261,1
13	Азот амонійний	мг N/дм ³	320,0	3,0	161,5
14	Азот нітратний	мг N/дм ³	1,0	20,0	10,5
15	Азот нітритний	мг N/дм ³	0	0,06	0,03
16	Фосфати	мг Р/дм ³	45,0	12,0	28,7

Таблиця 10

Хімічний склад доочищених стічних вод комплексу

№ з/п	Гідрохімічні характеристики	Розмірність	Значення
1	pH		7,2–8,0
2	Лужність	мг/дм ³	<u>1037,0 – 1500,0</u> 1263,0
3	Жорсткість	мг-екв/дм ³	<u>5,2 – 6,0</u> 5,6
4	Кальцій	мг/дм ³	<u>30,0 – 80,0</u> 55,0
5	Магній	мг/дм ³	<u>20,0 – 50,0</u> 35,0
6	Хлориди	мг/дм ³	<u>500,0 – 800,0</u> 650,0
7	Сульфати	мг/дм ³	<u>310,0 – 900,0</u> 605,0
8	Залізо	мг/дм ³	<u>0,05 – 1,0</u> 0,52
9	Калій, натрій	мг/дм ³	<u>88,0 – 1000,0</u> 940,0
10	Органічна речовина (ХСК)	мг О/дм ³	<u>60,0 – 100,0</u> 80,0
11	Мінералізація	мг/дм ³	<u>2600,0 – 3500,0</u> 3053,0
12	БСК ₅	мг О ₂ /дм ³	<u>15,0 – 50,0</u> 32,2
13	NH ₄ ⁺	мг N/дм ³	<u>1,0 – 5,0</u> 3,0
14	NO ₃ ⁻	мг N/дм ³	<u>10,0 – 30,0</u> 20,0
15	NO ₂ ⁻	мг N/дм ³	0,02 – 0,1 0,06
16	SO ₄ ²⁻	мг/дм ³	<u>10,0 – 15,0</u> 12,5

Примітка: значення мінімум – максимум/середнє

Таблиця 11

Класифікація зрошувальних якостей дренажних вод комплексу

№ з/п	Гідрохімічні характеристики	Показники якості води		
		очищеної	фактичні	норма
1	Сума іонів, мг/дм ³	3733,0	3250,0	1000,0
2	Натрій, калій, мг/дм ³	89,0	90,0	до 40,0
3	Хлориди, мг/дм ³ мг-екв/дм ³	650,0/18,3	550,0/16,2	-
4	Співвідношення іонів магнію і кальцію	1,0 : 1,7	1 : 3	-
5	Співвідношення іонів натрію і калію до кальцію	12,5 : 1,0	16,0 : 1,0	1 : 1
6	Мінералізація до кальцію і магнію (за сумою)	37,5 : 1,0	40,37 : 1,0	-
7	pH	8,0	7,8	-
8	Тип води	гідрокарбонатно-натрієвий		
9	Придатність води за ДЕСТ 25900-83	умовно придатна (з розбавленням)		
10	Небезпека осолонцювання	інтенсивна за натрієм		
11	Небезпека засолення	середня, IV клас якості води		

Технологічна схема доочищення стічних вод колишнього Калитянського свиногокомплексу та екологічна оцінка прийнятих рішень

1. Технологічна схема доочищення розрахована на надходження 3,0 тис. м³/добу стічних вод (враховуючи додаткове споживання води із накопичувачів). Нормативне надходження – 1,5 тис. м³/добу.

2. Час перебування води у водоростевому ставку – 2 тижні (глибина – 0,6 м).

3. Час перебування води в рачковому ставку – 2 тижні (глибина – 0,8 м).

4. Площа дзеркала водоростевих ставків складає
 $(14 \cdot 3000) / 0,6 = 69300 \text{ м}^2$ (7,0 га).

Приймаємо 14 ставків площею 0,5 га кожний.

5. Площа водного дзеркала рачкових ставків складає:
 $(14 \cdot 3000) / 0,8 = 52500 \text{ м}^2$ або 5,25 га.

Приймаємо 11 ставків площею 0,5 га кожний.

6. Ставок для розведення риб, глибина – 2,5 м. Приймаємо наповнення за сезон очищення 150 днів.

$$(150 \cdot 300) / 2 = 450000 / 2 = 22,5 \text{ га.}$$

7. Водойма чистої води – приймаємо об'ємом 70% від об'єму ставків для розведення риб, тобто 450000 м³.

8. При глибині 4,0 м площа його становить

$$450000 / 4 = 112500 \text{ або } 11,25 \text{ га.}$$

9. Площа біоплато разом з водоймою чистої води – при надходженні 3,0 тис. м³ стічних вод за добу складає:

$$3,0 \cdot 0,5 \text{ га} = 1,5 \text{ га.}$$

10. Маточний ставок для інокулювання водоростей – один площею 0,2 га.

11. Маточний ставок для розвитку дафній – один площею 0,1 га. Прийнята технологічна схема показана на рис. 2.

Екологічна оцінка прийнятих рішень. Територію, на яку впливає функціонування свиногокплексу, можна віднести до зони екологічного лиха. Умовами оздоровлення середовища є:

- безстічне виробництво;
- очищення дренажних вод;
- утилізація доочищеної води при вирощуванні малька коропа.

Для зниження негативного впливу на довкілля необхідно:

1. Понизити вміст NaCl, NaHCO₃ в стічній воді, що скидається і яка надходить на очищення.

2. Включити контур для перехоплення дренажних ґрунтових вод від полів фільтрації з метою їх очищення на біоплато.

Для підвищення ефективності очищення і його оптимізації необхідно:

- включити аерацію води на водоростевих і рачкових ставках;
- для забезпечення сольового режиму доочищення (Ca²⁺, Mg²⁺)

потрібно розглянути можливість вапнування стічних вод, що надходять на очищення, 10% вапновим молоком з розрахунку 2 мл на 1 л стоків (20 л на 1 тис. м³ за добу), а також додавання доломітового борошна в рачкові ставки (рис. 3).

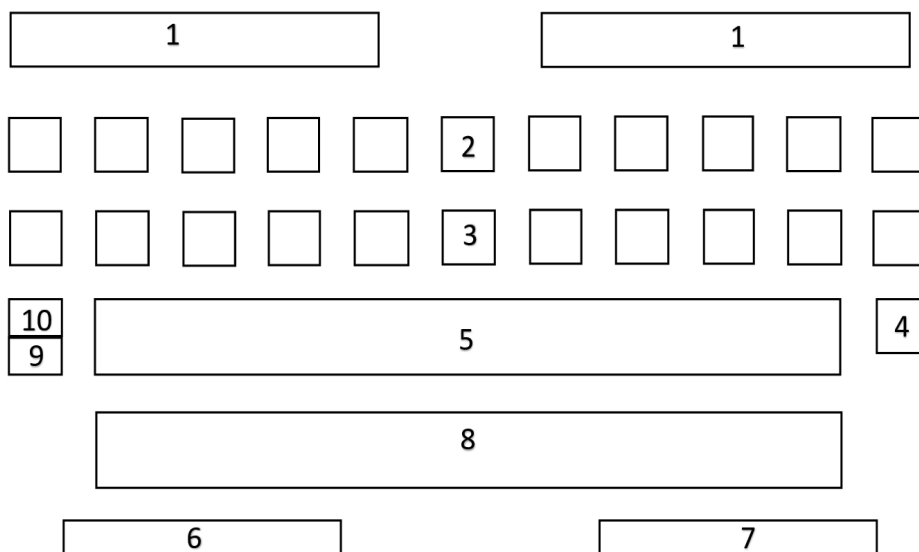


Рис. 3. Робоча схема доочищення стічних вод на Калитянському свинокомплексі при подачі 3,0 тис. м³ стічних вод на добу:
1 – накопичувач стічних вод; 2 – водоростевий ставок; 3 – рачковий ставок;
4 – компресорна; 5 – рибоводна водойма; 6 – поля зрошення; 7 – біоплато;
8 – водойма чистої води; 9 – маточний водоростевий ставок; 10 – маточний рачковий ставок

Примітка: після двоступеневої системи первинного очищення на аеротенках

Таблиця 12

Порівняння оцінки використання безстічної та стічної систем
відведення та утилізації стоків

№ з/п	Характеристики	Безстічна система	Стічна система
1	Відведення території під системи очищення	відсутнє	значне
2	Утилізація очищеної води для зрошення агрокультур	відсутнє	можливе
3	Утилізація відходів під вирощування сільськогосподарських культур	100%	відсутнє
4	Утилізація очищеної води під рибництво	відсутнє	можливо

продовження табл. 12

5	Збагачення кормової бази аборигенної іхтіофауни природних водойм	відсутнє	формується значне
6	Забруднення водойм	відсутнє	помірне
7	Економічний індекс, грн/т	7000,0	600,0–700,0
8	Затрати робочої сили	незначні, сезонні	значні, через очищення біомаси та домішок на водорослево-рачкових ставках

Низька продуктивність кормової бази (зернові культури) у басейнах річок України через відсутність використання органічних добрив (гною, гноївки).

В умовах малих фермерських господарств (до 500 голів ВРХ) на досвіді фермерів Канади можливе використання рідкої фракції для утилізації відходів: накопичення у відстійниках, гомогенізація у весняний період, використання ємностей для накопичення стоків та їх транспортування до сільськогосподарських угідь, наявність шлангів для внесення рідкої фракції під оранку. Для зниження тиску техніки на ґрунт і бажаного розпушення ґрунту проводиться внесення удобрювальних сумішей та використання зернових культур.

Висновки. 1. Стічні води тваринницьких комплексів містять значні домішки біогенних елементів, які можуть бути нейтралізовані при ґрунтових методах очищення, особливо при малих об'ємах стоків у малих фермерських господарствах, як органо-мінеральні добрива. Одноразово стічні води будуть звільнятися від гельмінтних, вірусних і бактеріальних забруднень. 2. При великих об'ємах стічних вод, що утворюються під час застосування гідравлічних методів видалення відходів на тваринницьких комплексах, у зимовий період доцільним є їх накопичення. Це дає змогу у весняно-літній період здійснювати біологічне очищення в системі водорослево-рачкових ставків із подальшим використанням очищеної води для зрошення сільськогосподарських угідь, у рибництві або для скиду в річкову мережу чи через біоплато. Разом з тим, збагачуватиметься кормова база аборигенної іхтіофауни. 3. Враховуючи значну кормову базу, що формується за рахунок зоопланктону та мікроводоростей, у очищених скидних водах можливе вирощування смітної риби як корму для кларієвого сома або виготовлення рибного борошна як складової частини для комбікормів. 4. Використання замкнутого циклу

очищення стічних вод тваринницьких комплексів дозволяє фермерам Канади підтримувати вміст гумусу у ґрунтах близько 14%.

1. Моніторинг природокористування та стратегія реабілітації порушених річкових і озерних екосистем / Гриб Й. В., Клименко М. О., Сондак В. В. та ін. Рівне – Вінниця, 2015. 486 с. 2. Гриб Й. В., Лаврик М. В., Мерешко А. І., Якубовський К. Б. Буферна ємність річкових екосистем в умовах господарського освоєння басейнів. *Гідробіологічний журнал*. 1993. № 5, Т. 29. С. 3–16. 3. Кульський Л. А., Даль В. В. Проблеми чистої води. К. : Наукова думка, 1974. 229 с. 4. Відновна іхтіоекологія / за ред. д.б.н. Гриба Й. В., Сондака В. В. Рівне : Волинські обереги, 2007. 630 с. 5. Гриб Й. В., Клименко М. О., Сондак В. В., Гринюк В. І., Войтишина Д. Й. Відродження екосистем трансформованих басейнів річок та озер. Рівне : НУВГП, 2012. 246 с.

REFERENCES:

1. Monitorynh pryrodokorystuvannya ta stratehiia rehabilitatsii porushenykh richkovykh i ozernykh ekosystem / Hryb Y. V., Klymenko M. O., Sondak V. V. ta in. Rivne – Vinnytsia, 2015. 486 s. 2. Hryb Y. V., Lavryk M. V., Mereshko A. I., Yakubovskiy K. B. Buferna yemnist richkovykh ekosystem v umovakh hospodarskoho osvoienня baseiniv. *Hidrobiolohichnyi zhurnal*. 1993. № 5, T. 29. S. 3–16. 3. Kul'skiy L. A., Dal V. V. Problemy chystoi vody. K. : Naukova dumka, 1974. 229 s. 4. Vidnovna ikhtioekolohiia / za red. d.b.n. Hryba Y. V., Sondaka V. V. Rivne : Volynski oberehy, 2007. 630 s. 5. Hryb Y. V., Klymenko M. O., Sondak V. V., Hryniuk V. I., Voityshyna D. Y. Vidrozhennia ekosystem transformovanykh baseiniv richok ta ozer. Rivne : NUVHP, 2012. 246 s.

Hryb Y. V. [1; ORCID ID: 0000-0002-8158-2342],

Doctor of Biological Sciences, Professor,

Trotsiuk V. S.

Candidate of Agricultural Sciences (Ph.D.), Associate Professor,

Kovalchuk S. V. [2; ORCID ID: 0009-0006-2546-8349],

Candidate of Agricultural Sciences (Ph.D.),

Chairman of the Cycle Commission,

Voityshyna D. Y.

Applicant

¹National University of Water and Environmental Engineering, Rivne

²SSU «Rivne Technical Professional College of NUWEE», Rivne

TREATMENT AND DISPOSAL OF WASTEWATER FROM LIVESTOCK COMPLEXES IN AGRO-ECOSYSTEMS

According to the Ukrainian-Canadian cooperation program for the

improvement of the Dnipro River basin, a comparative assessment of the effectiveness, cost-effectiveness and profitability of methods for cleaning and recycling waste from livestock complexes in Canada and Ukraine was carried out. According to the method of Canadian farmers, liquid waste is accumulated with its subsequent mechanized application under plowing with control of the content of mineral phosphorus in the soil. In Ukraine, large livestock complexes practice cleaning the liquid fraction of wastewater in biological structures (aerotanks) with subsequent accumulation of treated water in settling tanks until the temperature rises in the spring-summer period with subsequent cleaning in algae-crustacean ponds and the use of grown zooplankton biomass for feeding carp fry, and the treated water is supplied for irrigation and stabilization on a bioplateau before being released into the river network.

The development of livestock farming is a necessary condition for supplying the population with protein (meat and dairy products), using about 30% of the gross harvest of feed grain during grazing. In modern conditions, the main direction of its development in Ukraine is stall keeping, which requires the use of significant areas of land for growing agricultural crops. However, the implementation of this program requires solving the problem of waste disposal, especially when creating large livestock complexes. In world practice, providing the population with protein of animal origin is implemented by the principle of keeping cattle in regulated stall conditions with a ratio of one head of cattle to an area equivalent to 1 hectare of agricultural land. Waste is accumulated in containers and applied in the spring under arable land during plowing as organic fertilizers, which is typical for farm livestock in Canada.

In Ukraine, the creation of large livestock complexes with hydraulic waste removal, their accumulation in settling tanks and purification in the system of algae-crustacean ponds is used, which creates additional problems with land drainage and surface water pollution. When wastewater is purified in such a system, it is fed to the utilization of biomass of live feed in fish farming or for irrigation of agricultural lands. In case of excess of such water, it is fed to the bioplateau and subsequently to the river network.

To activate the processes of biological purification of wastewater, brood ponds with introduced cultures of microalgae *Chlorella* and zooplankton (*Daphnia*) are used.

Taking into account the possibility of the presence of pathogenic microorganisms, viruses and helminth eggs in the discharge waters, it is recommended to use them for irrigation of agricultural crops in hydraulic methods of wastewater disposal. This will once again contribute to the compensation of water content in the river network with increased water evaporation. However, in small farms, direct application of liquid waste under

plowing is historically justified, which reduces the impact on the aquatic environment.

In modern conditions of depletion of the natural food base of flowing river systems due to flow regulation and channel straightening, the use of algae-crustacean ponds for wastewater treatment is a promising direction for the revival of species diversity of populations and productivity of aboriginal ichthyofauna. At the same time, harmful impurities and biogenic compounds as causes of eutrophication of surface waters will be removed from the aquatic environment.

Keywords: livestock complexes; wastewater; treatment; utilization; aquatic environment.

Отримано: 30 жовтня 2025 року
Прорецензовано: 6 листопада 2025 року
Прийнято до друку: 28 листопада 2025 року

Змієвська О. Г. [1; ORCID ID: 0009-0004-4043-6578],
старший викладач

¹Національний університет водного господарства та природокористування, м. Рівне

АНАЛІЗ ВПЛИВУ ГАЛУЗІ ТВАРИННИЦТВА НА НАВКОЛИШНЄ СЕРЕДОВИЩЕ

Виконано аналіз екологічних проблем у галузі тваринництва. Проаналізовано чинні дослідження з цієї проблеми. Виділено основні напрями прояву негативного впливу галузі тваринництва на екологічний стан довкілля. Розглянуто, яким чином тваринницькі підприємства впливають на водні ресурси, ґрунт, клімат. При цьому проаналізовано напрями зменшення негативного впливу тваринницької галузі на природне середовище. Зокрема відмічено, що для України, де значного розвитку набули невеликі фермерські господарства, що спеціалізуються на розведенні худоби та птиці, актуальним є запровадження правового врегулювання використання гною на невеликих площах з метою зменшення заражень ґрунту й живих організмів.

Ключові слова: тваринництво; вплив на довкілля; викиди; забруднення; очищення.

Вступ. Україна є одним з ключових аграрних виробників Європи, а тваринництво відіграє стратегічно важливу роль у її економіці та забезпеченні продовольчої безпеки. Протягом останніх років спостерігається тенденція до інтенсифікації та концентрації виробництва, що, з одного боку, підвищує економічну ефективність, а з іншого – значно посилює тиск на навколишнє середовище. Екологічні аспекти діяльності тваринницьких комплексів набувають все більшого значення для їх сталого розвитку, особливо в умовах набуття чинності Угоди про асоціацію між Україною та ЄС та необхідності імплементації вимог європейського законодавства [1].

Аналіз останніх досліджень. За даними Продовольчої та сільськогосподарської організації ООН (FAO), на частку тваринництва припадає близько 14,5% усіх антропогенних викидів у світі [1].

Основними газами, згідно з дослідженнями [2], є: метан (CH₄), який має потенціал глобального потепління (ПГП) у 28–36 разів вищий за CO₂ за 100 років. Основне джерело метану – ентеральна

ферментація у жуйних тварин (корови, вівці), а також анаеробне розкладання гною при його зберіганні.

Оксид азоту (N_2O): має ПГП у 265–298 разів вищий за CO_2 . Утворюється переважно в процесах нітрифікації та денітрифікації в ґрунтах та гної.

Дослідження, викладені в [2] довели, що викиди вуглецю від тваринництва нерівномірно розподіляються по регіонам в Китаї, що доводить вплив різноманітних факторів на цей процес. Доведено, що викиди зростають не прямо пропорційно до нарощування поголів'я, але й значним чином залежать від технологій годівлі, способу утримання тварин та управління відходами.

Ще один авторський колектив китайських дослідників [3] на основі глибокого аналізу викидів вуглецю в тваринницькій галузі у трьох північно-східних провінціях встановив, що процес формування викидів є багатокритеріальним. На зміну об'ємів викидів впливають зміни в місцевій політиці, технологічний прогрес та ринковий попит. Зокрема, просування та застосування інтелектуальних технологій селекції та технологій використання гною не тільки підвищили ефективність виробництва для фермерів, але й значно знизили інтенсивність викидів вуглецю на одиницю продукції. Крім того, через глобальне потепління, екстремальні погодні явища в північних регіонах зменшилися викиди, що сприяло розумному веденню низьковуглецевого тваринництва.

У роботах [4; 5] авторами доводиться, що худоба сприяє зміні клімату, викидаючи парникові гази, або безпосередньо (наприклад, внаслідок кишкової ферментації, управління гноєм), або опосередковано (наприклад, внаслідок діяльності з виробництва кормів та зміни землекористування, включаючи вирубку лісів).

Дослідженням, спрямованим на пошуки шляхів зменшення негативного впливу галузі тваринництва на навколишнє середовище присвячені роботи [6–10].

Зменшення викидів з приміщень для тварин автори [6] розглядають як один із шляхів зменшення викидів аміаку від худоби. Це може означати зменшення кількості тварин шляхом зменшення кількості ферм чи кількості тварин на ферму, або зменшення викидів на ферму за допомогою технічних заходів та заходів управління фермами. Більшість цих заходів мають суттєвий вплив на сільськогосподарський сектор. Тому важливо, щоб стратегії скорочення викидів підкріплювалися чітким розумінням їхньої

ефективності, результативності та просторового впливу на концентрацію аміаку в навколишньому середовищі. Тому автори поставили за мету свого дослідження оцінку того, як різні сценарії скорочення викидів аміаку в приміщенні для тварин впливають на просторові закономірності рівнів аміаку в навколишньому середовищі, пов'язаних з худобою, у природних зонах у регіоні з високою щільністю худоби. Було проаналізовано різноманітні сценарії дій, спрямованих на скорочення викидів азоту. Зокрема автори пропонують зменшувати викиди за рахунок зміни технологій, управлінських рішень, зміни обладнання тваринницьких приміщень, наприклад удосконалення системи підлогового покриття, що буде відокремлювати сечу та фекалії, встановлення очищувачів повітря, коригування вмісту білка в раціоні та покращення методів прибирання.

У роботах [7; 10] автори наголошують на актуальності запровадження автоматизованого контролю за викидами на тваринницьких комплексах. Стверджують, що лише інтеграція та аналітика даних щодо викидів дадуть можливість кліматичного управління у тваринництві та створять умови для оптимізації використання ресурсів. Ці технології дозволяють моніторити фактори навколишнього середовища, вчасно виявляти ризики, пов'язані зі зміною клімату, та внести зміни у існуючі технології.

Аналіз чинних досліджень виявив, що сільськогосподарська галузь пов'язана з використанням природних ресурсів. Сільське господарство – великий і постійно діючий механізм збереження та відтворення живих природних ресурсів, який повинен функціонувати з урахуванням вимог екологічної безпеки.

Постановка завдання. Метою роботи є аналіз можливих негативних впливів аграрно-тваринницького сектору на навколишнє середовище та перспективних напрямів їхнього зменшення.

Виклад основного матеріалу. У сучасних умовах аграрно-тваринницький сектор залишається одним із джерел забруднення ґрунтів та інших складових навколишнього середовища.

Насамперед тваринницькі ферми та комплекси є джерелами забруднення водних об'єктів. Ця галузь є однією з найбільш «водозатратних» у сільському господарстві. Близько 30% світових запасів питної води витрачається саме на забезпечення потреб тваринництва. Для отримання лише 1 кг яловичини може знадобитися до 15 тисяч літрів води. Вода використовується для напування худоби, для прибирання виробничих приміщень і цехів, для обслуговування

транспорту та обладнання. Натомість виробництво рослинних продуктів вимагає значно менше води. Наприклад, для отримання 1 кг сої потрібно приблизно 2 тисячі літрів [11].

Окрім використання водних ресурсів у тваринництві, стічні води ферм, які містять гній та залишки хімічних добрив, забруднюють річки й озера. Витоки сприяють значному погіршенню якості води, руйнують природні екосистеми, спричиняють втрату біорізноманіття. Така вода посилює загальний водний дефіцит, роблячи воду непридатною для споживання.

З метою очищення та раціональної утилізації тваринницьких стоків застосовують очисні споруди, які включають етапи поділу фракції, відстою та біологічного очищення. Загальна структура очисної споруди стічних вод на фермі великої рогатої худоби згідно з [11] подана на рисунку.

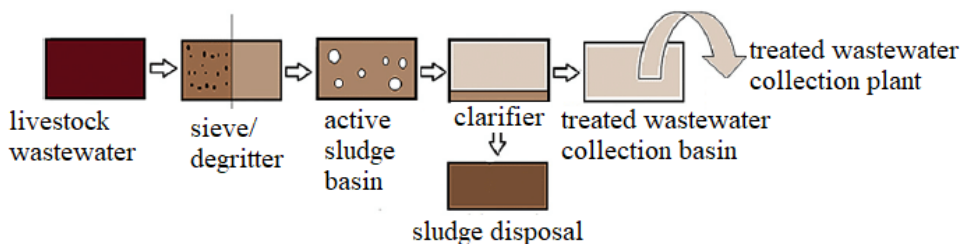


Рисунок. Традиційна структура очисної споруди стічних вод на фермі великої рогатої худоби [11]

Відповідно до вищенаведеної схеми, система очищення стічних вод тваринництва зазвичай включає наступні етапи:

1. Попередня обробка. Сміттєзбиральний агрегат: відокремлює грубі матеріали, такі як корми та тверді відходи. На цьому етапі відокремлення важких частинок відбувається у первинному відстійнику, а плаваючого жиру – у жировловлювачі.
2. Первинне очищення, яке передбачає використання хімікатів для прискорення процесу осадження.
3. Вторинне (біологічне) очищення. На цьому етапі застосовують аеробні реактори, такі як MBBR, SBR або активований мул. У випадках, коли органічне навантаження дуже високе, використовуються системи UASB або септики.
4. Остаточне очищення передбачає фільтрування. З цією метою застосовують піщані фільтри або фільтри тонкої очистки. На цьому

етапі проводять також дезінфекцію. З цією метою застосовують хлор, озон або ультрафіолетове випромінювання для дезінфекції стічних вод.

5. Управління шламом – згущення шламу, перетравлення шламу, а також сушка шламу.

Переваги використання системи очищення стічних вод тваринництва: захист навколишнього середовища, запобігання забрудненню води та ґрунту.

Варто також відмітити недоліки очищення:

- під час відведення на поля стічних вод, що пройшли хлорування, залишковий хлор негативно впливає на ріст і розвиток рослин;
- використання полів фільтрації та зрошення потребує значних земельних площ і при цьому не забезпечує достатнього рівня знезараження.

Другий негативний фактор впливу тваринництва на навколишнє середовище – гній. За умови розвитку органічного землеробства гній стає популярним джерелом органічних речовин, він заробляється в ґрунт і є перспективним органічним добривом. Але таке цінне органічне добриво може стати серйозним забруднювачем навколишнього середовища. Це пояснюється тим, що гній є джерелом понад 100 видів збудників хвороб тварин.

Особливо небезпечним вважається рідкий і напіврідкий гній, що отримується при безпідстилковому утриманні тварин. Патогенна мікрофлора в такому гною залишається протягом тривалого часу. З урахуванням цього парламент Німеччини ухвалив закон, який забороняє внесення гною та гноївки в ґрунт з 15 листопада по 15 лютого, тобто в період, коли його утилізація мікроорганізмами ґрунту значно зменшена через знижену температуру [12].

Для знезараження та утилізації рідкого гною поблизу великих тваринницьких комплексів розташовують поля фільтрації або поля зрошення, які найчастіше забруднюються і надовго виводяться із землекористування.

В Україні значного розвитку набули невеликі фермерські господарства, які спеціалізуються на розведенні худоби або птиці. Незначні земельні площі таких господарств виключають можливість створення полів фільтрації, тому є потреба у правовому врегулюванні використання гною на невеликих площах з метою зменшення заражень ґрунту й живих організмів.

Тваринницькі ферми, особливо великі тваринницькі комплекси, є значними джерелами забруднення атмосферного повітря у радіусі до 3 км. Встановлено, що у повітрі вміст пилу, аміаку та мікроорганізмів перевищує гранично допустимі концентрації у 4–7 разів [13]. З метою вирішення проблеми активно проводяться дослідження щодо впровадження у вентиляційні системи різноманітних фільтрів і спеціальних пристроїв для очищення повітря, яке викидається назовні [14; 15].

Ще один напрям впливу тваринництва на навколишнє середовище – це його значний вклад у формування проблеми глобального потепління.

ФАО встановила, що на домашню худобу припадає близько 18% загального обсягу викидів парникових газів – більше, ніж виробляє транспортний сектор. Частка тваринництва у антропогенних викидах вуглекислого газу становить приблизно 9%, і переважно це зумовлено розширенням пасовищ та розорюванням земель під вирощування кормових культур [16].

Слід також зауважити, що тваринницька галузь генерує значні обсяги інших парникових газів із вищим потенціалом глобального потепління: до 37% антропогенного метану, що переважно утворюється в результаті кишкової ферментації у жуйних тварин, та близько 65% антропогенної закиси азоту, основним джерелом якої є продукти життєдіяльності тварин [17].

Висновок. Тваринництво – ключовий фактор сталого розвитку аграрно-промислового комплексу України, який сприяє продовольчій безпеці країни, розвитку харчової галузі. Важливою задачею галузі тваринництва є зменшення впливу на довкілля та підвищення ефективності використання ресурсів.

Для вирішення такої задачі необхідно:

- розробляти та запроваджувати новітні системи підтримки мікроклімату в тваринницьких приміщеннях, що забезпечить в них повітрообмін, який не допускати накопичення в навколишньому середовищі пилу й шкідливих газів;
- реконструкція (будівництво) сучасних систем накопичення та збереження гною та встановлення систем їхнього знезараження;
- запровадити правове врегулювання функціонування тваринницьких виробництв;
- запроваджувати інноваційні методи організації виробничих процесів, які ґрунтуються на цифрових технологіях, що дозволить

збирати інформацію щодо функціонування виробництва на всіх етапах у режимі реального часу, виявляти відхилення, та запроваджувати зміни.

1. Directive (EU) 2024/1785 of the European Parliament and of the Council of 24 April 2024 amending Directive 2010/75/EU of the European Parliament and of the Council on industrial emissions (integrated pollution prevention and control) and Council Directive 1999/31/EC on the landfill of waste (Text with EEA relevance). URL: <http://data.europa.eu/eli/dir/2024/1785/oj> (дата звернення: 10.10.2025).
2. R. Du, T. He, A. Khan, M. Zhao. Carbon emissions changes of animal husbandry in China: Trends, attributions, and solutions. *A spatial shift-share analysis, Science of The Total Environment*. 2024. Vol. 929, P. 172490. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172490>.
3. C. Wei, Jiaqi Li, W. Xu, Y. Sha, Yongli Qu. Temporal and spatial dynamics of carbon emissions in animal husbandry and their influencing factors: A case study of three provinces in Northeast China. *Journal of Cleaner Production*. 2025. Vol. 508. P. 145418. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2025.145418>.
4. W. Wang, F. Duan, Y. Wang, Q. Ruan, C. Bang An. Integration of animal husbandry and millet agriculture in Bronze Age East-central Eurasia revealed by faunal stable isotopes at the Jirentai Goukou site, Xinjiang. *Journal of Archaeological Science*. 2024. Vol. 170. P. 106037. <https://doi.org/10.1016/j.jas.2024.106037>.
5. J.-L. Peyraud, J.-F. Hocquette. Towards a balanced view of livestock: Benefits of grazing farming systems to produce meat. *Livestock Science*. 2025. Vol. 302. P. 105829. <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2025.105829>.
6. D. van Wijk, C. R. Raben, H. J. Erbrink, D. J. J. Heederik. Wietske Dohmen, Effects of different ammonia emission reduction strategies from livestock farming on ambient ammonia concentrations in nature areas: a series of scenario analyse. *Atmospheric Environment*. 2025. Vol. 28. P. 100370. <https://doi.org/10.1016/j.aeaoa.2025.100370>.
7. A. Nsabiyeze, M. Zhang, J. Li, Q. Zhao, X. Zhang. Precision livestock farming for climate-resilient livestock management: a review of real-time monitoring and decision support systems. *Journal of Cleaner Production*. 2025, Vol. 524, p. 146454. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2025.146454>.
8. A. Marino, T. Fry. Political ecologies of livestock predation: Agrarian change, farming subjectivities and human-wildlife conflict in the European Uplands. *Geoforum*. 2025. Vol. 161. P. 104271. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2025.104271>.
9. L. Darmet, C. Barnaud. What is the future of pastoral livestock farming in the context of climate change? An environmental justice analysis of contested discursive justifications of pastoralism in the Pyrenees. *Journal of Rural Studies*. 2025. Vol. 117. P. 103654. <https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2025.103654>.
10. L. Zhu, X. Yang, Y. Xian, W. Jiang, X. Pu, et all. Empowering Precision Livestock Farming: Artificial Intelligence Applications in Animal Genomic Breeding and Multi-Dimensional Phenotypic Measurement. *Smart Agricultural Technology*. 2025. Vol. 161(3). P. 101655. <https://doi.org/10.1016/j.atech.2025.101655>.
11. Ivanciu P. M., Ungureanu N., Vladut V., Biris S.-S., Zabava Șt. Types of treatment plants for livestock wastewater. *Research People and Actual Tasks on Multidisciplinary Sciences : 6th International Conference*. At: Lozenec, Bulgaria. 12–15 June 2019.
12. S.-A. Siddiqui, D.- N. Adli, W.- S. Nugraha, B. Yudhistira, et all. RETRACTED: Social, ethical, environmental, economic and

technological aspects of rabbit meat production – A critical review. *Heliyon*. 2024. Vol. 10, Issue 8. P. 29635. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e29635>. **13.** Borl'ee F., Yzermans C. J., Aalders B., Rooijackers J. et al. Air pollution from livestock farms is associated with airway obstruction in neighboring residents. *Am. J. Respir. Crit. Care Med.* 2017. Vol. 196. Pp. 1152–1161. <https://doi.org/10.1164/rccm.201701-00210C>. **14.** A. Paliy, O. Biloivan, S. Michalchenko, I. Korkh, O. Pavlichenko. Sanitation of air in livestock facilities. *The Scientific and Technical Bulletin of the Institute of Animal Science NAAS of Ukraine*. 2024. Pp. 219–230. <https://doi.org/10.32900/2312-8402-2024-132-219-230>. **15.** O. F. Dovbnenko. Technical and technological aspects of the use of the air purification system in livestock premises. *Mechanics and automatics of agroindustrial production*. 2023. DOI: 10.37204/2786-7765-2023-2-19 **16.** UNFCCC. Decision 1/CP.21: Adoption of the Paris Agreement; Retrieved on 12 September 2023. URL: <https://unfccc.int/files/home/application/pdf/decision1cp21.pdf> (дата звернення: 10.10.2025). **17.** Fuglestad J., Rogelj J., Millar R. J., Allen M., Boucher O., Cain M., et al. Implications of possible interpretations of “greenhouse gas balance” in the Paris Agreement. *Philosophical Transactions of the Royal Society*. 2018. Vol. 376 (2119). P. 20160445. <https://doi.org/10.1098/rsta.2016.0445>

REFERENCES:

1. Directive (EU) 2024/1785 of the European Parliament and of the Council of 24 April 2024 amending Directive 2010/75/EU of the European Parliament and of the Council on industrial emissions (integrated pollution prevention and control) and Council Directive 1999/31/EC on the landfill of waste (Text with EEA relevance). URL: <http://data.europa.eu/eli/dir/2024/1785/oj> (data zvernennia: 10.10.2025). **2.** R. Du, T. He, A. Khan, M. Zhao. Carbon emissions changes of animal husbandry in China: Trends, attributions, and solutions. *A spatial shift-share analysis, Science of The Total Environment*. 2024. Vol. 929, P. 172490. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172490>. **3.** C. Wei, Jiaqi Li, W. Xu, Y. Sha, Yongli Qu. Temporal and spatial dynamics of carbon emissions in animal husbandry and their influencing factors: A case study of three provinces in Northeast China. *Journal of Cleaner Production*. 2025. Vol. 508. P. 145418. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2025.145418>. **4.** W. Wang, F. Duan, Y. Wang, Q. Ruan, C. Bang An. Integration of animal husbandry and millet agriculture in Bronze Age East-central Eurasia revealed by faunal stable isotopes at the Jirentai Goukou site, Xinjiang. *Journal of Archaeological Science*. 2024. Vol. 170. P. 106037. <https://doi.org/10.1016/j.jas.2024.106037>. **5.** J.-L. Peyraud, J.-F. Hocquette. Towards a balanced view of livestock: Benefits of grazing farming systems to produce meat. *Livestock Science*. 2025. Vol. 302. P. 105829. <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2025.105829>. **6.** D. van Wijk, C. R. Raben, H. J. Erbrink, D. J. J. Heederik. Wietske Dohmen, Effects of different ammonia emission reduction strategies from livestock farming on ambient ammonia concentrations in nature areas: a series of scenario analyse. *Atmospheric Environment*. 2025. Vol. 28. P. 100370. <https://doi.org/10.1016/j.aeaoa.2025.100370>. **7.** A. Nsabiyeze, M. Zhang, J. Li, Q. Zhao, X. Zhang. Precision livestock farming for climate-resilient livestock management: a review of real-time monitoring and decision support systems. *Journal of Cleaner*

Production. 2025, Vol. 524, p. 146454. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2025.146454>.
8. A. Marino, T. Fry. Political ecologies of livestock predation: Agrarian change, farming subjectivities and human-wildlife conflict in the European Uplands. *Geoforum*. 2025. Vol. 161. P. 104271. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2025.104271>.
9. L. Darmet, C. Barnaud. What is the future of pastoral livestock farming in the context of climate change? An environmental justice analysis of contested discursive justifications of pastoralism in the Pyrenees. *Journal of Rural Studies*. 2025. Vol. 117. P. 103654. <https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2025.103654>
10. L. Zhu, X. Yang, Y. Xian, W. Jiang, X. Pu, et al. Empowering Precision Livestock Farming: Artificial Intelligence Applications in Animal Genomic Breeding and Multi-Dimensional Phenotypic Measurement. *Smart Agricultural Technology*. 2025. Vol. 161(3). P. 101655. <https://doi.org/10.1016/j.atech.2025.101655>.
11. Ivanciu P. M., Ungureanu N., Vladut V., Biris S.-S., Zabava Șt. Types of treatment plants for livestock wastewater. *Research People and Actual Tasks on Multidisciplinary Sciences : 6th International Conference*. At: Lozenec, Bulgaria. 12–15 June 2019.
12. S.-A. Siddiqui, D.-N. Adli, W.- S. Nugraha, B. Yudhistira, et al. RETRACTED: Social, ethical, environmental, economic and technological aspects of rabbit meat production - A critical review. *Heliyon*. 2024. Vol. 10, Issue 8. P. 29635. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e29635>.
13. Borl'ee F., Yzermans C. J., Aalders B., Rooijackers J. et al. Air pollution from livestock farms is associated with airway obstruction in neighboring residents. *Am. J. Respir. Crit. Care Med*. 2017. Vol. 196. Pp. 1152–1161. <https://doi.org/10.1164/rccm.201701-0021OC>.
14. A. Paliy, O. Biloivan, S. Michalchenko, I. Korkh, O. Pavlichenko. Sanitation of air in livestock facilities. *The Scientific and Technical Bulletin of the Institute of Animal Science NAAS of Ukraine*. 2024. Pp. 219–230. <https://doi.org/10.32900/2312-8402-2024-132-219-230>.
15. O. F. Dovbnenko. Technical and technological aspects of the use of the air purification system in livestock premises. *Mechanics and automatics of agroindustrial production*. 2023. DOI: 10.37204/2786-7765-2023-2-19
16. UNFCCC. Decision 1/CP.21: Adoption of the Paris Agreement; Retrieved on 12 September 2023. URL: <https://unfccc.int/files/home/application/pdf/decision1cp21.pdf> (data zvernennia: 10.10.2025).
17. Fuglestad J., Rogelj J., Millar R. J., Allen M., Boucher O., Cain M., et al. Implications of possible interpretations of “greenhouse gas balance” in the Paris Agreement. *Philosophical Transactions of the Royal Society*. 2018. Vol. 376 (2119). P. 20160445. <https://doi.org/10.1098/rsta.2016.0445>

Zmiievska O. H. [1; ORCID ID: 0009-0004-4043-6578],

Senior Lecturer

¹National University of Water and Environmental Engineering, Rivne

ANALYSIS OF THE IMPACT OF THE ANIMAL HUSBANDRY INDUSTRY ON THE ENVIRONMENT

The livestock sector of the agro-industrial complex is currently one of the main sources of soil and other environmental pollution. The main factors

of negative impact include: waste and wastewater from livestock complexes, farms and poultry farms; the use of agrochemicals and pesticides; the activities of processing enterprises; and inadequate control over large-scale agricultural facilities. Taken together, this means that the state of land resources and the environment in rural areas needs to be restored. Analysis of current research has shown that the practice of operating livestock complexes has caused significant environmental pollution and negatively affected the living conditions of the population. Therefore, protecting the environment from pollution and preventing infectious, invasive and other diseases in humans and animals are directly related to the implementation of measures to create effective systems for the collection, removal, storage, disinfection and rational use of manure and manure effluents. The article highlights the main areas of negative impact of the livestock industry on the ecological state of the environment. The article examines how livestock enterprises affect water resources, soil and climate. It also analyses ways to reduce the negative impact of the livestock industry on the natural environment. In particular, it is noted that for Ukraine, where small farms specialising in livestock and poultry breeding have developed significantly, it is important to introduce legal regulation of manure use on small areas in order to reduce soil and living organism contamination. Livestock farms, complexes and enterprises engaged in the processing of agricultural products must be equipped with the necessary sanitary protection zones and treatment facilities. Their purpose is to prevent pollution of soil, surface and groundwater, water catchment areas and atmospheric air.

Keywords: animal husbandry; environmental impact; emissions; pollution; purification.

Отримано: 11 листопада 2025 року
Прорецензовано: 17 листопада 2025 року
Прийнято до друку: 28 листопада 2025 року

Клименко Л. В. [1; ORCID ID: 0000-0001-9030-0506],

К.С.-Г.Н., доцент

¹Національний університет водного господарства та природокористування, м. Рівне

АНАЛІЗ ТА ОЦІНКА РІВНЯ ЗАБРУДНЕННЯ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ м. РІВНОГО

У статті проведений аналіз динаміки і рівнів забруднення атмосферного повітря міста впродовж 2008–2020 років за величинами сумарних викидів, стаціонарних та пересувних джерел. Установлено, що динаміка змін сумарних викидів та стаціонарних і пересувних джерел описується параболою четвертого порядку при коефіцієнтах детермінації 0,59; 0,41; 0,68 відповідно.

Виявлено перевищення середньорічних концентрацій забруднюючих речовин у повітрі міста: у 2008 році діоксиду азоту, фенолу та аміаку 4,6; 2,3; 3,5 ГДК відповідно; у 2011 році формальдегіду, фенолу, фтористого водню 3,3; 3,3; 2,6 ГДК відповідно; у 2017 році формальдегіду та фтористого водню, концентрації яких перевищували ГДК у 2,3 і 1,8 разів відповідно.

Щорічно до атмосфери міста надходить від 2,3 до 0,214 тис. т оксиду вуглецю; від 1,15 до 0,4 тис. т пилу; від 1,0 до 0,359 тис. т діоксиду азоту; від 0,30 до 0,08 тис. т діоксиду сірки.

Зростання обсягів викидів забруднюючих речовин до атмосферного повітря впливало на показник індексу забруднення атмосфери (ІЗА). Динаміка змін цього показника впродовж 2000–2018 років описується параболою третього порядку при коефіцієнті детермінації 0,58. Показник ІЗА змінювався в діапазоні від 7,05 до 14,2 одиниць.

Ключові слова: аналіз; атмосферне повітря; забруднюючі речовини; параболічні залежності; сумарні викиди; стаціонарні джерела; пересувні джерела; індекс забруднення атмосфери.

Постановка проблеми. Загальновідомо, що у життєдіяльності людини повітря є основною умовою існування. При цьому слід зазначити, що нормальна життєдіяльність людини потребує повітря відповідної чистоти, оскільки присутність в ньому забруднюючих речовин, які перевищують допустимі рівні забруднень, негативно впливає на її організм. На сьогодні у більшості великих і середніх міст з високою концентрацією промислових підприємств та експлуатацією

великої кількості автотранспортних засобів, забруднення атмосферного повітря досягло значення, що перевищує показники ГДК за основними забруднювачами, що спричиняє підвищення рівня захворюваності населення [1–3].

Основними забруднювачами атмосферного повітря міст є стаціонарні та пересувні джерела, від яких надходять забруднюючі речовини, що найбільше впливають на організм людини й навколишнє середовище, а саме: пил, діоксид сірки, діоксид азоту, оксиди азоту, оксиди вуглецю, сірководень, фенол, аміак, формальдегід, залізо, мідь, марганець, нікель, свинець, хром і цинк [4–7].

Установлено, що на динаміку викидів шкідливих речовин в атмосферне повітря міст впливають екологічні процеси, а саме: використання замість газу інших видів палива, експлуатація фізично зношеного обладнання, експлуатація автотранспорту з терміном використання понад 10 років [1].

Водночас мало вивченими залишаються завдання, пов'язані з впливом забруднення атмосферного повітря на стан екологічної сфери міста та окремих видів захворювань населення.

Мета дослідження полягає у проведенні аналізу та оцінки стану атмосферного повітря міста, а також встановлення впливу обсягів викидів на стан екологічної сфери.

Об'єктом дослідження є процеси, що протікають в екологічній сфері міста.

Предмет досліджень – показники, що характеризують стан атмосферного повітря міста.

Методи дослідження. Використано методи: аналізу, синтезу, узагальнення порівнянь даних, отриманих Рівненським обласним центром гідрометеорології, даних Головного управління статистики області, а також методів кореляційного та регресійного аналізів.

Аналіз останніх досліджень та публікацій. Відомо, що основною причиною незадовільного стану міст є зростаюча дія антропогенних факторів. Внаслідок впливу цих факторів у містах створюється потужний виробничий комплекс, розвинута транспортна інфраструктура та міжміське сполучення, які формують газові викиди забруднюючих речовин до атмосфери і завдають шкоду як природі, так і здоров'ю населення [8].

Функціонування та розвиток автомобільного, залізничного та авіаційного транспорту прогресуючи негативно впливають не лише на

забруднення атмосфери міст, але й забруднюють поверхневі та підземні води, ґрунтовий покрив, рослинний світ [9–10].

За даними досліджень [3] на долю викидів від автотранспорту у м. Рівному припадає 70% хімічного та 90% шумового забруднення від сумарного.

Виникає потреба контролю за забрудненням атмосферного повітря міст стаціонарними та пересувними джерелами, які здатні спричиняти не лише гострі та хронічні отруєння, але й загострення деяких хвороб, зокрема, алергії, злоякісних пухлин, лейкозів, анемії, серцево-судинних захворювань [11].

Результати досліджень. На сьогодні у м. Рівному функціонує багато великих та малих підприємств різного виробничого профілю: легкої і хімічної, деревообробної, харчової промисловості, виробництва будівельних матеріалів та котельні. Більшість із них розташовані на околицях міста і компактно, окрім того, утворюються невеликі за розмірами промислові підприємства, які належать переважно до 4 і 5 класів шкідливості і не всі вони мають санітарно-захисні зони (СЗЗ). Підприємство ПрАТ «Рівнеазот» та «Волиньцемент», філія ПАТ «Дікергофф Цемент Україна», які належать до I класу шкідливості, розташовані за межами міста на відстані більше 10 км. Водночас у місті експлуатується понад 70 тисяч одиниць автотранспорту. Діючі промислові підприємства, котельні й автотранспорт викидають щорічно до атмосфери міста близько 150 шкідливих забруднюючих речовин, які належать до різних класів шкідливості і негативно впливають на рівень захворюваності населення [2].

Установлено, що величини сумарних викидів забруднюючих речовин до атмосфери міста впродовж 1966–2019 років змінювались хвилеподібно. Низький рівень сумарних викидів мав місце у 1966–1999 роках, коли до атмосфери надходило від 13,4 до 12,4 тис. т забруднюючих речовин. З 2000 року, вслід за поживавленням економічної активності у місті зросли обсяги сумарних викидів до 18 тис. т, які на період 2007 року досягли максимальних величин (19,6 тис. т). У наступний період спостерігається різке зниження сумарних викидів з 19,64 до 15,3 тис. т, яке тривало до 2009 року. Впродовж наступних років відслідковується повільне зростання сумарних викидів забруднюючих речовин у повітряне середовище міста з 15,6 у 2010 р. до 17,0 тис. т у 2014 році. Це зростання, на нашу

думку, пов'язане зі збільшенням викидів від пересувних джерел (рис. 1).

На підставі регресійного кореляційного аналізу встановлено, що динаміка сумарних викидів забруднюючих речовин до атмосфери міста описується параболою четвертого порядку, яка при коефіцієнті детермінації $R^2 = 0,5495$ має вигляд:

$$y = 0,0007x^4 + 0,026x^3 + 0,2313x^2 + 0,2534x + 11,896, \quad (1)$$

де y – сумарні викиди забруднюючих речовин в атмосферне повітря міста, тис. т; x – рік визначення (1996–2017 рр.).

Одночасно здійснювали аналіз викидів забруднюючих речовин в атмосферне повітря міста від стаціонарних джерел (рис. 1).

Як видно з рисунку 1, динаміці викидів забруднюючих речовин від стаціонарних джерел притаманні також хвилеподібні зміни.

З 1996 по 1999 рік мав місце період зростання величезних викидів з 4,14 до 5,6 тис. т. Після 1999 року настає період скорочення обсягів викидів від стаціонарних джерел до величини 4,2 у 2002 р. і 12,1 тис. т у 2009 р. З 2010 року обсяг викидів дещо зростає досягає величини 5,9 у 2011 році та 4,4 тис. т у 2014 році, а потім впродовж 2015–2019 років знову зменшується до величини 2,8 тис. т у 2017 році (рис. 1).

Установлено, що динаміка викидів забруднюючих речовин до атмосфери міста стаціонарними джерелами описується параболою четвертого порядку, яка при коефіцієнті детермінації $R^2 = 0,4152$ має вигляд:

$$y = 40,0004x^4 + 0,0015x^3 - 0,1959x^2 - 0,787x + 3,844, \quad (2)$$

де y – викиди забруднюючих речовин в атмосферне повітря міста стаціонарними джерелами, тис. т; x – рік визначення (1996–2017 рр.).

Зменшення обсягів викидів від джерела впродовж 2011–2012 років обумовлюється зниженням обсягів та об'єктів виробництва, насамперед ПрАТ «Рівнеазот». Одночасно у місті спостерігається зростання обсягів викидів від пересувних джерел, на долю яких у містах України припадає від 30 до 70% загальних викидів в атмосферу.

Аналіз динаміки викидів забруднюючих речовин в атмосферне повітря міста впродовж 1996–2015 рр. засвідчує наявність їх хвилеподібних змін (рис. 1).

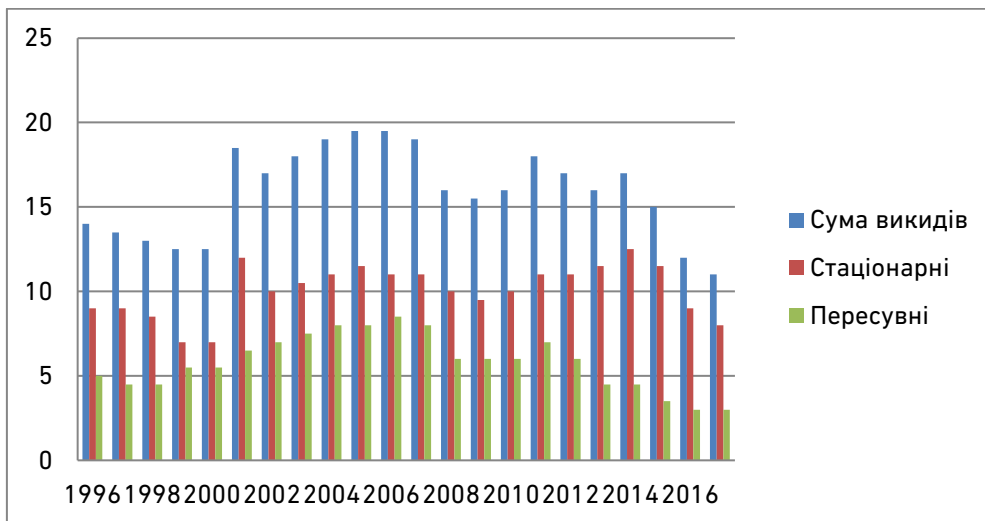


Рис. 1. Динаміка викидів забруднюючих речовин в атмосферне повітря

Як видно з рис. 1, низький рівень викидів від пересувних джерел мав місце у період з 1996 по 1999 роки, коли до атмосфери міста надходило від 9,3 до 6,8 тис. т забруднюючих речовин. З 2000 року, вслід за зростанням кількості одиниць автотранспорту, обсяги викидів від пересувних джерел стали стрімко зростати і в окремі роки досягли у місті значень 16,2 тис. т, що становить 83,5% від сумарних викидів.

Згідно з проведеним кореляційним аналізом встановлено, що динаміка викидів забруднюючих речовин від пересувних джерел до атмосфери міста описується параболою четвертого порядку, яка при коефіцієнті детермінації: $R^2 = 0,681$ має вигляд:

$$y = 0,0013x^4 - 0,0499x^3 + 0,5436x^2 - 1,0758x + 8,7342, \quad (3)$$

де y – викиди забруднюючих речовин в атмосферне повітря міста пересувними джерелами, тис. т; x – рік визначення (1996–2017 рр.).

При цьому слід зазначити, що зменшення викидів забруднюючих речовин від пересувних джерел у період з 2007 до 2015 років свідчать, швидше за все, не про реальне їх скорочення, а про недосконалість методів їх обчислення. Підтвердженням цьому є рішення, що у 2016–2017 роках розробка цього показника непередбачена планом державних статистичних досліджень і спостережень.

Одночасно нами здійснювався аналіз стану атмосферного повітря м. Рівне за даними спостережень Рівненського обласного центру з гідрометеорології на 3-х стаціонарних постах і перехрестях

вулиць. У пробах вимірювались концентрації 10-ти забруднюючих речовин, які суттєво впливають на захворюваність людини: пилу, двоокису сірки, двоокису азоту, окису азоту, окису вуглецю, сірководню, фенолу, аміаку, формальдегіду, бензопірену, а також важких металів.

Вміст основних забруднюючих речовин в атмосферному повітрі міста Рівне за 2008, 2011 та 2017 роки представлений у табл. 1.

Таблиця 1

Середньорічні і максимальні концентрації забруднюючих речовин
(в кратності ГДК) в атмосферному повітрі м. Рівне [5–7]

Забруднюючі речовини	Клас небезпеки	Середньорічна концентрація			Максимальна разова концентрація		
		Роки			Роки		
		2008	2011	2017	2008	2011	2017
Пил	3	1,0	0,7	0,6	1,4	1,6	1,4
Діоксид сірки	3	0,1	1,0	0,04	0,1	0,2	0,16
Діоксид азоту	3	4,6	0,6	1,03	4,3	2,1	1,25
Оксид азоту	3	1,8	0,3	0,35	0,7	0,2	0,41
Оксид вуглецю	4	0,4	0,5	0,30	3,4	2,6	1,8
Сірководень	2	Не регламентується			4,1	2,25	
Фенол	2	2,3	3,3	1,0	3,9	8,2	3,0
Фтористий водень	2	1,8	2,6	1,8	3,4	9,4	1,75
Хлористий водень	2	0,2	0,2	0,23	4,3	4,7	2,0
Аміак	4	3,05	0,4	0,07	3,4	1,6	0,27
Формальдегід	2	2,0	3,3	2,3	0,4	3,6	1,17

Як видно з табл. 1, у 2008 році середньорічні концентрації забруднюючих речовин в основному не перевищували ГДК, за винятком діоксиду азоту, фенолу та аміаку, середньорічні концентрації яких становлять 4,6; 2,3 та 3,5 відповідно. У тому ж таки році максимальні концентрації забруднюючих речовин у дні при несприятливих природних умовах досягали значень в кратності ГДК: за пилом – 1,4; діоксидом сірки – 0,1; діоксидом азоту – 4,3; оксидом азоту – 0,7; оксидом вуглецю – 3,4; фенолом – 3,9; хлористим воднем – 4,3; аміаком – 3,4; формальдегідом – 0,4.

Впродовж року максимальні значення середньомісячних концентрацій фенолу спостерігались у червні-липні – від 2,3 до

2,2 ГДК, максимальний рівень середньомісячних концентрацій формальдегіду був встановлений у серпні (2,0 ГДК). У 2008 році середньомісячні концентрації забруднюючих речовин коливались в таких межах: пилу 0,4–1,0 ГДК; хлористого водню 0–0,1 ГДК; оксиду азоту 0,1–0,8 ГДК; двоокису сірки 0,04–0,09 ГДК; оксиду вуглецю 0,4–0,5 ГДК; хлористого водню 0,04–0,2 ГДК, відповідно вони не перевищували ГДК.

Концентрації важких металів протягом 2008 року також не перевищували ГДК, а середньорічна концентрація бензопірену становила величину 0,28 ГДК.

Рівень забруднення атмосферного повітря згідно з індексом забруднення атмосферного повітря (ІЗА) у 2008 році дорівнював 6,2 одиниці й обумовлювався підвищеним середньорічним вмістом фенолу, аміаку, двоокису азоту, формальдегіду і пилу. Загальний рівень забруднення атмосферного повітря в м. Рівному оцінюється у 2008 році як підвищений.

Як видно з табл. 1, 2, у 2011 році середньорічні концентрації забруднюючих речовин не перевищували значень ГДК, за винятком формальдегіду, фенолу, фтористого водню, концентрації яких досягали значень: 3,3; 3,3; 2,6 ГДК відповідно. Максимальні концентрації забруднюючих речовин у дні несприятливих погодних умов (дні без опадів, туман) досягали таких значень: за пилом – 1,6; діоксидом азоту – 2,1; оксидом вуглецю – 2,6; сірководнем – 4,1; фенолом – 8,2; фтористим воднем – 4,9; хлористим воднем – 4,7; аміаком – 1,6; формальдегідом – 3,6 ГДК відповідно.

Протягом року забруднення атмосферного повітря відмічається підвищеним рівнем середньомісячних концентрацій фенолу в межах 1,9–5,3 ГДК при середньорічних концентраціях 3,3 ГДК. Найвищі значення середньомісячних концентрацій фенолу спостерігались у травні та серпні – 2,3 та 4,7 ГДК. Максимальні разові концентрації фенолу досягали значень 8,1–8,2 ГДК. Спостерігався у 2011 році підвищений вміст концентрації фтористого водню, середньомісячні його концентрації досягали значень 1–4,8 ГДК максимальних концентрацій, найбільших значень фтористого водню досягали у квітні та липні – 4,9 та 4,7 ГДК.

Протягом 2011 року середньомісячні концентрації забруднюючих речовин коливались в наступних межах: за пилом – 0,2–1,2; діоксидом азоту – 0,3–1,0; оксидом вуглецю – 0,3–0,7; аміаком

– 0,3; хлористого водню – 0,04–0,5; оксиду азоту – 0,1–0,4; діоксиду сірки – 0,03–0,1 ГДК, сірководню – 0,002–0,008 мг/м³ (табл. 1, 2).

Концентрація важких металів протягом 2011 року в атмосферному повітрі не перевищувала значень ГДК, а середньорічна концентрація бензопірену досягла значень 0,33 ГДК, що більше, ніж у 2008 році.

Таблиця 2

Вміст основних забруднюючих речовин в атмосферному повітрі
м. Рівне

Забруднюючі речовини	Клас небезпеки	Середньодобові ГДК	Середньорічна концентрація			Максимально разові ГДК	Максимальна з разових концентрацій		
			Роки				Роки		
			2008	2011	2017		2008	2011	2017
Пил	3	0,15	0,15	0,10	0,09	0,5	0,7	0,8	0,7
Діоксид сірки	3	0,005	0,005	0,003	0,002	0,5	0,05	0,076	0,078
Діоксид азоту	3	0,04	0,184	0,025	0,041	0,2	0,365	0,411	0,25
Оксид азоту	3	0,06	0,108	0,017	0,021	0,4	0,28	0,135	0,164
Оксид вуглецю	4	3,0	1,2	1,46	0,89	5,0	17	13	9,0
Сірководень	2	Не регламентується						0,033	0,018
Фенол	2	0,03	0,007	0,01	0,003	0,01	0,039	0,082	0,03
Фтористий водень	2	0,5	0,009	0,01	0,009	0,02	0,068	0,097	0,035
Хлористий водень	2	0,2	0,04	0,043	0,046	0,2	0,86	0,936	0,4
Аміак	4	0,04	0,14	0,014	0,003	0,2	0,68	0,527	0,053
Формальдегід	2	0,003	0,006	0,01	0,007	0,035	0,07	0,125	0,041

Рівень забруднення атмосферного повітря згідно з ІЗА у 2011 році становив 14,2 одиниць і значно збільшився у порівнянні з 2008 роком (на 8 одиниць). Зростання ІЗА обумовлено середньорічним вмістом формальдегіду, фенолу, фтористого водню. Загальний рівень

забруднення атмосферного повітря м. Рівного у 2011 році оцінюється як дуже високий.

У 2017 році середньорічні концентрації забруднюючих речовин в атмосферному повітрі міста не перевищували нормативів, за винятком формальдегіду та фтористого водню, концентрація яких перевищувала ГДК у 2,3 та 1,8 рази відповідно (табл. 1).

При несприятливих погодних умовах (штиль, дні без опадів) максимальна концентрація забруднюючих речовин досягала значень за пилом – 1,4 ГДК, діоксидом азоту – 1,25 ГДК, оксидом вуглецю – 1,8 ГДК, сірководнем – 2,25 ГДК, фенолом – 3,0 ГДК, фтористим воднем – 1,75 ГДК, хлористим воднем – 1,99 ГДК, формальдегідом – 1,17 ГДК.

Максимальні з разових концентрацій у 2017 році спостерігались у межах від 0,16 ГДК діоксиду сірки до 1,4 ГДК пилу 13,0 ГДК фенолу (табл. 1).

Протягом року середньомісячні концентрації забруднюючих речовин у 2017 році були нижчими у порівнянні з 2008–2011 роками. Концентрації фенолу досягали значень у літній період 1,7 ГДК, а у зимовий лише 0,4 ГДК. Вміст середньомісячних концентрацій фтористого водню досягав значень 1,8 ГДК. Концентрації оксиду вуглецю не перевищували значень 0,2–0,95 ГДК, оксиду азоту становили 0,2–0,5 ГДК, діоксиду сірки змінювались в межах від 0,02 до 0,06 ГДК, хлористого водню становили 0,05–0,4 ГДК, аміаку змінювались в межах від 0,05 до 0,3 ГДК. Концентрація важких металів у повітрі міста у 2017 році не перевищувала значень ГДК.

Рівень забруднення атмосферного повітря міста згідно з індексом забруднення (ІЗА) у 2017 році досягнув значень 7,66 і оцінюється як підвищений.

Здійснювався аналіз динаміки викидів в атмосферне повітря найпоширеніших речовин (табл. 3).

Як видно з табл. 3, в атмосферу міста щорічно надходить найбільша кількість оксиду вуглецю – від 2,3 до 0,214 тис. т. На другому місці за обсягами викидів знаходиться пил – від 1,15 до 0,4 тис. т та діоксид азоту – від 1,0 до 0,359 тис. т. Обсяги викидів до атмосфери міста діоксиду сірки коливаються від 0,30 до 0,08 тис. т.

При цьому слід зазначити, що значні обсяги оксиду вуглецю в атмосфері зумовлені інтенсивністю потоків автотранспорту вулицями міста. За нашими спостереженнями в центрі міста інтенсивність потоку автотранспорту досягає значень від 1 тис. од. до 1,5 тис. од. На

інших вулицях інтенсивність потоків автотранспорту дещо нижча, що становить величини від 0,42 до 0,05 тис. од.

Таблиця 3

Динаміка викидів в атмосферне повітря
найпоширеніших речовин у м. Рівному

Роки спосте режень	Стаціона- рні джерела, тис. т	Стаціонарні джерела				Пересувні джерела, тис. т
		Пил	Діоксид сірки	Діоксид азоту	Діоксид вуглецю	
2000	4,2	0,66	0,30	0,75	2,30	14,4
2001	3,4	0,50	0,15	0,80	1,90	13,4
2002	4,2	0,60	0,12	0,73	2,24	13,9
2003	3,8	0,75	0,11	0,80	1,69	15,1
2004	3,5	0,90	0,10	0,86	1,13	16,2
2005	3,3	0,69	0,10	0,95	0,97	16,2
2006	3,9	0,94	0,10	0,90	1,18	15,5
2007	4,4	1,15	0,07	0,90	1,43	15,2
2008	3,9	1,0	0,10	0,80	1,0	11,8
2009	2,1	0,4	0,10	0,50	0,50	11,2
2010	4,5	0,8	0,09	1,0	1,30	11,1
2011	5,9	0,9	0,13	0,97	1,30	12,1
2012	4,7	0,8	0,1	0,80	0,8	12,2
2013	4,04	0,9	0,12	0,70	0,57	11,8
2014	4,4	0,73	0,09	0,70	0,65	12,6
2015	3,7	0,67	0,08	0,62	0,53	12,2
2016	3,17	0,67	0,09	0,51	0,40	*
2017	2,8	0,68	0,09	0,41	0,31	*
2018	2,61	0,659	0,105	0,359	0,214	*
2019	4,14	0,81	0,08	0,73	0,39	*
2020	3,75	0,79	0,07	0,81	0,42	*

Примітка: * – викиди від пересувних джерел з 2016 року не встановлюються, оскільки це не передбачено планом державних статистичних спостережень.

Відповідно, за концентрацією розсіювання оксиду вуглецю при ГДК 5 мг/м³, виявлені зони найвищого забруднення атмосферного повітря міста, де зафіксована найбільша інтенсивність потоків автотранспорту. Це перехрестя вулиць Чорновола і Соборної, де перевищення ГДК досягло значень понад 2,5 та східна частина міста з перевищенням ГДК до 2,5. В інших частинах міста концентрація СО не перевищувала значень від 0,8 до 1,4 ГДК.

Зростання обсягів викидів забруднюючих речовин до атмосферного повітря міста впливало на показник індексу забруднення атмосфери (ІЗА). Як свідчать дані досліджень, динаміка зміни цього показника впродовж 1998–2017 років описується параболою третього порядку при коефіцієнті детермінації $R^2 = 0,0659$, яка має вид:

$$y = -0,0099x^3 + 0,3227x^2 - 2,8877x + 14,078, \quad (4)$$

де y – показник ІЗА; x – рік визначення (1998–2017 рр.).

У динаміці ІЗА виявлені хвилеподібні зміни (рис. 2).

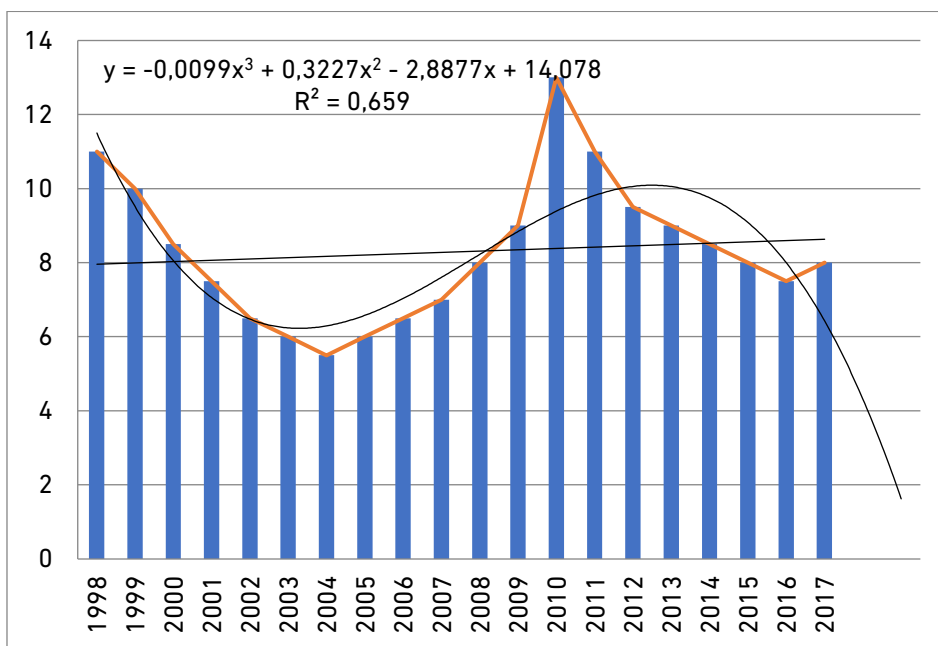


Рис. 2. Динаміка забруднення атмосферного повітря м. Рівного за показником ІЗА

Так, з 1998 до 2004 року простежується поступове зменшення цього показника з суттєвим його зростанням у наступний період до 2011 року та поступове зниження до 2017 року. При цьому було встановлено, що основними забруднюючими речовинами, які визначають рівень показника ІЗА є фенол, формальдегід, фтористий водень, пил, оксид вуглецю, оксид азоту.

Висновки. Щорічні сумарні викиди забруднюючих речовин до атмосферного повітря міста впродовж 1996–2017 років коливалися в межах від 12,4 до 19,7 тис. т, серед яких на долю стаціонарних джерел припадало від 2,1 до 5,9 тис. т, а на долю пересувних – від 6,8 до 16,2 тис. т.

Перевищення середньорічних концентрацій забруднюючих речовин в атмосферному повітрі міста спостерігається за наступними інгредієнтами (в кратності ГДК): формальдегіду – від 2,0 до 3,3; фенолу – від 2,3 до 3,3; фтористого водню – від 1,8 до 2,6, а за максимально разових концентрацій за пилом – від 1,4 до 1,6; оксидом азоту – від 4,3 до 2,1; оксидом вуглецю – від 3,4 до 2,6; фенолом – від 3,9 до 8,2; фтористим воднем – від 3,4 до 4,9; хлористим воднем – від 4,3 до 4,7; аміаком – від 3,4 до 1,6; формальдегідом – від 0,4 до 3,6.

Рівень забруднення атмосферного повітря міста згідно з показником ІЗА впродовж 2008–2017 років змінювався в діапазоні від 6,05 до 11,9, а у 2011 році було досягнуто найвищого значення – 14,2. Основними забруднюючими речовинами, які визначають рівень показника ІЗА є фенол, формальдегід, фтористий водень, пил, оксид вуглецю, оксид азоту.

1. Бойчук Ю. В. Екологія і охорона навколишнього середовища : навч. посіб. для студентів вузів. Суми, 2002. 294 с.
2. Клименко М. О., Прищеп А. М. Оцінювання стану м. Рівне за показниками екологосоціального моніторингу : монографія / за ред. Прищепи А. М. Рівне : НУВГП, 2014. 53 с.
3. Клименко М. О., Лико Д. В., Прищеп А. М., Каськів М. В. Оцінювання стану м. Рівне за показниками цитогенетичного моніторингу : монографія. Рівне : НУВГП, 2018. 187 с.
4. Клименко О. М. Аналіз та оцінка рівня забруднення атмосферного повітря басейну р. Горинь. *Вісник НУВГП. Сільськогосподарські науки*. 2013. Вип. 1(61). С. 40–50
5. Доповідь про стан навколишнього природного середовища Рівненській області у 2008 р. / за ред. Колодича П. Д., Чуба В. І. Рівне, 2009. 220 с.
6. Доповідь про стан навколишнього природного середовища в Рівненській області у 2011 р. / за ред. Колодича П. Д. Рівне, 2012. 280 с.
7. Доповідь про стан навколишнього природного середовища в Рівненській області у 2017 р. Рівне, 2018. 280 с.
8. Залеський І. І., Клименко М. О. Екологія людини : підручник. К. : Видавничий центр «Академія», 2005. 288 с.
9. Гутаревич Ю. Ф., Зеркалов Д. В., Говорун А. Г., Корпач А. О., Мержиєвська Л. П.

Екологія та автомобільний транспорт : навч. посіб. К. : Арістей, 2006. 292 с.
10. О. І. Запорожець, С. В. Бойченко, О. Л. Матвєєва, С. Й. Шаманський, Т. І. Дмитруха, С. М. Маджд. Транспортна екологія : навч. посіб. К. : НАУ, 2017. 507 с.
11. Клименко М. О., Прищепа А. М., Вознюк Н. М. Моніторинг довкілля : підручник. Київ : Видавничий центр «Академія», 2006. 360 с.

REFERENCES:

- 1.** Boichuk Yu. V. Ekolohiia i okhorona navkolyshnoho seredovyscha : navch. posib. dlia studentiv vuziv. Sumy, 2002. 294 s.
- 2.** Klymenko M. O., Pryshchepa A. M. Otsiniuvannia stanu m. Rivne za pokaznykamy ekolohosotsialnoho monitorynhu : monohrafiia / za red. Pryshchepy A. M. Rivne : NUVHP, 2014. 53 s.
- 3.** Klymenko M. O., Lyko D. V., Pryshchepa A. M., Kaskiv M. V. Otsiniuvannia stanu m. Rivne za pokaznykamy tsytohenetychnoho monitorynhu : monohrafiia. Rivne : NUVHP, 2018. 187 s.
- 4.** Klymenko O. M. Analiz ta otsinka rivnia zabrudnennia atmosferного povitria baseinu r. Horyn. *Visnyk NUVHP. Silskohospodarski nauky*. 2013. Vyp. 1(61). S. 40–50.
- 5.** Dopovid pro stan navkolyshnoho pryrodnoho seredovyscha Rivnenskii oblasti u 2008 r. / za red. Kolodycha P. D., Chuba V. I. Rivne, 2009. 220 s.
- 6.** Dopovid pro stan navkolyshnoho pryrodnoho seredovyscha v Rivnenskii oblasti u 2011 r. / za red. Kolodycha P. D. Rivne, 2012. 280 s.
- 7.** Dopovid pro stan navkolyshnoho pryrodnoho seredovyscha v Rivnenskii oblasti u 2017 r. Rivne, 2018. 280 s.
- 8.** Zaleskyi I. I., Klymenko M. O. Ekolohiia liudyny : pidruchnyk. K. : Vydavnychiy tsentr «Akademiiia», 2005. 288 s.
- 9.** Hutarevych Yu. F., Zerkalov D. V., Hovorun A. H., Korpach A. O., Merzhyievska L. P. Ekolohiia ta avtomobilnyi transport : navch. posib. K. : Aristei, 2006. 292 s.
- 10.** О. І. Запорожцет, С. В. Боиченко, О. Л. Матвєєва, С. Й. Шаманський, Т. І. Дмитруха, С. М. Маджд. Транспортна екологія : навч. посіб. К. : НАУ, 2017. 507 с.
- 11.** Klymenko M. O., Pryshchepa A. M., Vozniuk N. M. Monitorynh dovkillia : pidruchnyk. Kyiv : Vydavnychiy tsentr «Akademiiia», 2006. 360 s.

Klymenko L. V. [1; ORCID ID: 0000-0001-9030-0506],

Candidate of Agricultural Sciences (Ph.D.), Associate Professor

¹*National University of Water and Environmental Engineering, Rivne*

ANALYSIS AND ASSESSMENT OF THE ATMOSPHERIC AIR LEVEL OF POLLUTION IN RIVNE

The analysis of dynamics and level of atmospheric air pollution of the city within the years 2008–2017 as to the values of summary emissions and stationary and mobile sources was carried out.

It is known that the main reason for the unsatisfactory state of cities is the growing impact of anthropogenic factors. As a result of the influence of these factors, a powerful production complex, developed transport infrastructure and intercity connections are created in cities, which form gas

emissions of pollutants into the atmosphere and cause harm to both nature and the health of the population.

It is ascertained that dynamics of summary emissions and stationary and mobile sources variations is described by parabolas of the fourths order with determination coefficients 0,59; 0,41; 0,68 correspondingly.

The exceeding of average annual concentrations of pollutants in the air of the city was revealed: in 2008 they were nitrogen dioxide, phenol and ammonium, correspondingly 4,6; 2,3; 3,5 (Maximum Admissible Concentration), in 2011 they were formaldehyde, phenol, fluoric hydrogen, correspondingly 3,3; 3,3; 2,6 (Maximum Admissible Concentration), in 2017 they were formaldehyde and fluoric hydrogen, the concentration of which increased Maximum Admissible Concentration in 2,3; 1,8 times correspondingly.

Annually the city atmosphere gets from 2,3 to 0,214 thousand tons of carbon oxide; from 1,15 to 0,4 thousand tons of dust; from 1,0 to 0,359 thousand tons of nitrogen dioxide; from 0,30 to 0,08 thousand tons of sulfur dioxide.

The increase of the amount of pollutants emission into atmospheric air affected the index atmospheric pollution.

The dynamics of this index variation within the years 2000–2018 is described by parabola of the third order with the determination coefficient 0,58. The index atmosphere pollution underwent changes in the diapason from 7,05 to 14,2 units. The main pollutants that determine the level of the ISA indicator are phenol, formaldehyde, hydrogen fluoride, dust, carbon monoxide, and nitrogen oxide.

Keywords: analysis; atmospheric air; pollutants; parabolic dependencies; summary emissions; stationary sources; mobile sources; index of atmosphere pollution.

Отримано: 11 листопада 2025 року
Прорецензовано: 18 листопада 2025 року
Прийнято до друку: 28 листопада 2025 року

УДК 633.2:613.4(477)

<https://doi.org/10.31713/vs420258>

Клименко М. О. [1; ORCID ID: 0000-0003-0892-0648],

д.с.-г.н., професор,

Варжель О. В. [1; ORCID ID: 0009-0007-0309-0733],

доктор філософії, старший викладач,

Рабешко Я. І. [1; ORCID ID: 0009-0005-7262-9603],

аспірант

¹Національний університет водного господарства та природокористування, м. Рівне

ПОРІВНЯЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА ВМІСТУ МІКРОЕЛЕМЕНТІВ В СІНІ РІЗНОТРАВ'Я ВИРОЩЕНОГО НА РІЗНИХ ТИПАХ ҐРУНТІВ ЗОНИ ЛІСОСТЕПУ УКРАЇНИ

У статті здійснено порівняльну характеристику вмісту мікроелементів у сіні різнотрав'я вирощеного на різних типах ґрунтів зони Лісостепу.

Ґрунтовий покрив басейну річки представлений світло-сірими, темно-сірими опідзоленими легкосуглинковими та чорноземами опідзоленими легкосуглинковими ґрунтами, які сформувалися на лесах і характеризується: вмістом гумусу сірі-лісові від 2,1 до 2,4%, чорноземи від 2,8 до 3,1%, кислотністю сірих-лісових ґрунтах від 5,3 до 6,2%, чорноземах від 6,5 до 6,8% од. рН. Вміст азоту легкогідролізованого змінювався у межах від 92 до 140 мг/кг і від 137 до 154 мг/кг, рухомого фосфору від 183 до 210 мг/кг та 300 мг/кг, обмінного калію від 62 до 75 мг/кг та 148 мг/кг відповідно до типів досліджуваних ґрунтів.

Вміст досліджуваних мікроелементів у світло-сірих, темно-сірих і чорноземних ґрунтах у міру зростання їхньої кількості склав наступний ряд: кадмій < мідь < цинк < свинець. За рівнями забруднення мікроелементами досліджувані ґрунти оцінюються: за вмістом свинцю (1,5–2,2 мг/кг) як помірний; за вмістом цинку (5–9 мг/кг) як слабкий; за вмістом міді (1,0–1,9 мг/кг) як слабкий; за вмістом кадмію (0,2 мг/кг) як помірний.

Розраховані коефіцієнти шкідливості мікроелементів у досліджуваних ґрунтах були нижчими за гранично допустимі рівні 1,0 і коливались у межах: за свинцем 0,26–0,20; кадмієм 0,18–0,07; міддю 0,048–0,043; цинком 0,029–0,016.

Вміст мікроелементів у сіні з різнотрав'я у міру їх зростання склав наступний ряд: кадмій < свинець < мідь < цинк. У сіні вміст міді коливається у межах 1,38 мг/кг, 4,76 мг/кг, 3,51 мг/кг і не досягає оптимальних значень,

а вміст цинку досягає значень 19,73 мг/кг, 16,0 мг/кг, 19,21 мг/кг, що засвідчує про добру його якість для споживання тваринами. Величини коефіцієнтів біологічного поглинання важких металів з досліджуваних ґрунтів за свинцем змінювались у діапазоні 0,8–1,97, а за кадмієм 0,58–1,2, що свідчить про низьку здатність різнотрав'я до накопичення токсикантів. Значно вищу поглинальну здатність різнотрав'я засвідчило до міді 9,52–33,52 і цинку 23,36–53,36.

Ключові слова: мікроелементи; різнотрав'я; коефіцієнти шкідливості; світло-сірі, темно-сірі, лісові, чорноземи опідзолені ґрунти; коефіцієнти біологічного поглинання.

Вступ. Відомо, що між рослинами і середовищем їх росту і розвитку ґрунтом існує безперервний взаємозв'язок, зумовлений наявністю обміну речовин. Вищі рослини через кореневі системи здатні поглинати макро- і мікроелементи з ґрунтового розчину, або ґрунтових колоїдів. Для забезпечення оптимального живлення рослини поглинають з ґрунту переважну більшість із відомих хімічних елементів, однак найважливішими з них є до 25 елементів, а саме: азот, фосфор, калій, кальцій, сірка, магній, марганець, цинк, залізо, мідь, кобальт, бор, хром та інші.

Установлено, що орні землі зони Лісостепу України вважаються придатними для одержання екологічно безпечної сільськогосподарської продукції, яку використовують для виготовлення продуктів харчування, або відгодівлі худоби, якщо вміст в них рухомих форм мікроелементів відповідає (рівням) показникам забезпеченості: підвищеного вмісту міді 0,21–0,3 мг/кг, цинку 20–24 мг/кг нижня межа, а верхньою межею слід приймати високий вміст міді до 0,5 мг/кг; цинку 24 мг/кг, що вилучаються ацетатно-буферним розчином (рН = 4,8).

Виникає потреба встановлення залежності вмісту деяких мікроелементів в сіні з різнотрав'я від їх вмісту в орних землях зони Лісостепу.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. За даними публікацій науковців важкі метали і мікроелементи поглинаються в основному рослинами з ґрунту через кореневі системи, певним чином перерозподіляються по органам, а також компонентах біогеоценозу [1–3]. Коливання вмісту важких металів і мікроелементів у рослинах обумовлюється з одного боку індивідуальними особливостями рослин, а з іншого запасами рухомих їх сполук та окислювально-

відновними процесами у ґрунтах [4]. Найбільша кількість важких металів і мікроелементів надходить до ґрунтів з опадами та при внесенні органічних і мінеральних добрив [5] Luo et al., 2019. За даними досліджень Zhao et al., 2015 [6] підкислення ґрунту в межах $\text{pH} = 6$ супроводжується утворенням нерозчинних комплексів міді з фульвокислотами, що призводить до накопичення їх у ґрунтах до токсичних для біологічних систем рівнів. Численні дослідження засвідчують, що рівень токсичності ґрунтів, забруднених важкими металами і мікроелементами визначається як валовим їх вмістом, так і рухливими формами, які беруть активну участь у біогенній міграції [7] Khan et al., 2019.

Згідно з публікаціями [8; 9] Emam et al., 2021; Razanov et al., 2023, поява токсикантів (важких металів і надлишкового вмісту мікроелементів) часто (відбувається) відслідковується вздовж ланцюгів живлення, а саме: ґрунт – рослина – людина; ґрунт – рослина – тварина – людина. Накопичені у ланцюгах живлення важкі метали і мікроелементи понад ГДК знижують якісні характеристики та безпечність сировини, з якої виготовляють продукти харчування [10] Zhen et al., 2020.

Поряд з цим слід зазначити, що у сірих лісових і чорноземах опідзолених ґрунтах зони Лісостепу при агрохімічних обстеженнях виявляються масиви, поля, з низькими показниками вмісту важких металів і мікроелементів, зумовленого з одного боку кислою реакцією ґрунтового розчину, а з іншого – низькою ємністю катіонного обміну та відсутністю надходження їх до ґрунтів з опадами та мінеральними добривами [11].

Нижчий за ГДК вміст важких металів і особливо мікроелементів у кислих ґрунтах з низьким вмістом гумусу обумовлює мале надходження їх до ланцюгів живлення ґрунт – рослина – людина і зниження якості і врожайності сільськогосподарських культур в тому числі і кормів для тваринництва [11].

У зв'язку з цим виникає потреба у вивченні рівня забруднення сірих лісових та чорноземів опідзолених ґрунтів важкими металами і мікроелементами та особливостей накопичення їх у ланцюгах живлення ґрунт – рослина.

Мета роботи полягала у проведенні порівняльної характеристики вмісту мікроелементів в сіні різнотрав'я вирощеного на різних типах ґрунтів зони Лісостепу. Досягнення мети передбачало вивчення наступних завдань: оцінити вміст мікроелементів у світло-сірих,

темно-сірих лісових чорноземних ґрунтах; визначити вміст мікроелементів в сіні різнотрав'я вирощеного на цих ґрунтах; визначити коефіцієнти шкідливості і біологічного поглинання мікроелементів сіном з різнотрав'ям.

Об'єкти дослідження – процеси міграції мікроелементів з ґрунту до зеленої маси представленої різнотрав'ям з розподілом видів рослин: злаків 13%, бобових 2%, різнотрав'я 85%.

Предмет досліджень – показники вмісту мікроелементів свинцю, кадмію, міді, цинку в ґрунтах, в сіні різнотрав'я, коефіцієнти шкідливості і біологічного поглинання мікроелементів.

Методи і методики досліджень. При проведенні досліджень використовувалися методи системного аналізу, порівнянь, узагальнень. Визначення вмісту мікроелементів у ґрунті і сіні з різнотрав'я проводили за загальноприйнятими методиками у Рівненській філії державної установи Інституту охорони ґрунтів України. Вміст рухомих форм мікроелементів свинцю, кадмію, міді, цинку визначали в естрагуючому ацетатно-амонійному буферному розчині з рН = 4,8 атомно-абсорційним методом (ДСТУ 4770.9:2007; 4770.3:2007; 4770.6:2007; 4770.5:2007).

Коефіцієнт шкідливості мікроелементів визначали за формулою:

$$H = A / ГДК, \quad (1)$$

де H – коефіцієнт шкідливості мікроелемента, од.; A – фактичний вміст мікроелемента в ґрунті, мг/кг; $ГДК$ – гранично-допустима концентрація мікроелемента згідно ДСТУ, мг/кг.

Коефіцієнт біологічного поглинання мікроелементів (КБП) визначали за формулою:

$$КБП = C_p / C_r, \quad (2)$$

де C_p – вміст мікроелемента в рослинницькій продукції, мг/кг; C_r – вміст мікроелемента у ґрунті, мг/кг.

Результати досліджень. Ґрунтовий покрив зони Лісостепу України представлений світло-сірими, темно-сірими опідзоленими легкосуглинковими та чорноземами опідзоленими легкосуглинковими ґрунтами, які характеризуються вмістом гумусу, а саме: у світло-сірих ґрунтах – від 2,1% до 2,4%; темно-сірих – від 2,3% до 2,4%; чорноземах опідзолених – від 2,8% до 3,1%. Кислотність ґрунтового розчину у світло-сірих ґрунтах коливається в межах рН від 5,3 до 5,9; темно-сірих – від 5,7 до 6,2; чорноземах опідзолених – від 6,5 до 6,8.

Вміст азоту, що легко гідролізується, у цих ґрунтах змінювався у діапазонах: у світло-сірих ґрунтах – від 115 до 140 мг/кг, темно-сірих – від 92 до 134 мг/кг, чорноземах опідзолених – від 137 до 154 мг/кг. Вміст рухомого фосфору у цих ґрунтах був значно вищий і досягав значень у світло-сірих і темно-сірих ґрунтах на рівні 210 і 183 мг/кг, а чорноземах опідзолених – 300 мг/кг. Вміст обмінного калію був значно нижчим і становив у світло-сірих ґрунтах величини лише 65–69 мг/кг, темно-сірих 62–75 мг/кг, а чорноземах опідзолених 101–148 мг/кг.

Для оцінювання стану ґрунтового покриву та якості сіна з різнотрав'я було проведено відбір проб ґрунту і різнотрав'я на земельних ділянках з традиційною системою землеробства у трьох населених пунктах трьох районів.

Порівняльний аналіз вмісту мікроелементів у верхніх шарах гумусових горизонтів світло-сірих, темно-сірих і чорноземних ґрунтах найвищу концентрацію свинцю і найменшу кадмію (табл. 1).

Таблиця 1

Вміст мікроелементів у ґрунтах зони Лісостепу України

I. Світло-сірі і сірі опідзолені легкосуглинкові ґрунти

(с. Орестів, Здолбунівський р-н)

Назва мікроелементів, мг/кг		Роки				Середнє
		2016	2017	2018	2019	
1	Свинець	1,62	1,52	1,61	1,56	1,58 ± 0,031
2	Кадмій	0,11	0,14	0,12	0,13	0,125 ± 0,003
3	Мідь	0,14	0,16	0,13	0,15	0,145 ± 0,0031
4	Цинк	0,54	0,48	0,52	0,47	0,502 ± 0,011

II. Темно-сірі опідзолені легкосуглинкові ґрунти

(с. Забороль, Рівненський р-н)

Назва мікроелементів, мг/кг		Роки				Середнє
		2016	2017	2018	2019	
1	Свинець	1,19	1,21	1,22	1,09	1,18 ± 0,026
2	Кадмій	0,11	0,11	0,10	0,11	0,108 ± 0,003
3	Мідь	0,12	0,17	0,14	0,14	0,142 ± 0,004
4	Цинк	0,67	0,71	0,61	0,61	0,67 ± 0,02

продовження табл. 1

III. Чорноземи опідзолені слабо деградовані легкосуглинкові ґрунти (с. Оженіно, Острозький р-н)

Назва мікроелементів, мг/кг		Роки				Середнє
		2017	2018	2019	2020	
1	Свинець	1,37	1,31	1,33	1,21	1,31 ± 0,033
2	Кадмій	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10 ± 0,0026
3	Мідь	0,17	0,13	0,11	0,11	0,13 ± 0,0025
4	Цинк	0,28	0,36	0,39	0,40	0,36 ± 0,008

Як видно з табл. 1, вміст досліджуваних мікроелементів у світло-сірих, темно-сірих і чорноземних ґрунтах у міру зростання їхньої кількості склав наступний ряд: кадмій < мідь < цинк < свинець. Вміст мікроелементів у гумусному горизонті цих ґрунтів становив: свинцю у світло-сірих ґрунтах 1,58 мг/кг, темно-сірих 1,18 мг/кг, чорноземах 1,31 мг/кг; цинку – 0,502 мг/кг, 0,67 мг/кг, 0,36 мг/кг; міді – 0,145 мг/кг, 0,142 мг/кг, 0,13 мг/кг; кадмію – 0,125 мг/кг, 0,108 мг/кг, 0,10 мг/кг відповідно у цих ґрунтах. За рівнями забруднення мікроелементами досліджувані ґрунти оцінюються за свинцем (1,5–2,2 мг/кг) як помірний; за цинком (5–9 мг/кг) як слабкий; за міддю (1,0–1,9 мг/кг) як слабкий; за кадмієм (0,2 мг/кг) як помірний. За помірних і слабких рівнів вмісту мікроелементів у ґрунтах зони Лісостепу формується їх дефіцит для живлення сільськогосподарських культур.

Поряд з цим, ми вивчали коефіцієнт шкідливості важких металів і мікроелементів у світло-сірих, темно-сірих і чорноземах опідзолених ґрунтах (табл. 2).

Як видно з табл. 2, вміст важких металів і мікроелементів у досліджуваних ґрунтах не перевищував гранично допустимі концентрації (ГДК), які становили: Pb – 6,0 мг/кг, Cd – 0,7 мг/кг, Cu – 3,0 мг/кг, Zn – 23,0 мг/кг. Зокрема, у чорноземних опідзолених ґрунтах вміст свинцю був нижчим за ГДК у 4,58 рази; у світло-сірих у 3,8 рази. Вміст кадмію у чорноземах був нижчим за ГДК у 7 разів, а у світло-сірих ґрунтах у 3,8 рази. Вміст міді у цих ґрунтах був меншим у 23,1 і 20,7 рази, а за вмістом цинку у 63,9 і 45,8 рази відповідно. Коефіцієнти шкідливості (ризик) Pb, Cd, Cu і Zn у світло-сірих, темно-сірих і чорноземних ґрунтах були нижчими за граничні значення 1,0.

Найбільша різниця за вмістом важких металів Pb і Cd була встановлена у світло-сірих ґрунтах, а мікроелементів Cu і Zn у світло-

сірих і темно-сірих ґрунтах у порівнянні з чорноземними ґрунтами.

Таблиця 2

Коефіцієнти шкідливості мікроелементів
($M \pm m$, $n = 12$)

	ГДК мг/кг	Світло-сірий опідзолений		Темно-сірий опідзолений		Чорнозем опідзолений	
		Вміст у ґрунті	Коефі- цієнт ризiku	Вміст у ґрунті	Коефі- цієнт ризiku	Вміст у ґрунті	Коефі- цієнт ризiku
Pb	6,0	1,58±0,031	0,263	1,18±0,026	0,197	1,31±0,033	0,218
Cd	0,7	0,125±0,003	0,178	0,108±0,003	0,154	0,10±0,0026	0,07
Cu	3,0	0,145±0,0031	0,048	0,142±0,004	0,047	0,13±0,0025	0,043
Zn	23,0	0,502±0,01	0,022	0,67±0,02	0,029	0,36±0,008	0,016

Дефіцит або нестача мікроелементів у ґрунтах буде впливати на поглинання їх рослинами та формування якості вирощеної продукції (табл. 3). Як видно з табл. 3, вміст досліджуваних мікроелементів у сіні з різнотрав'я вирощеного на світло-сірих, темно-сірих і чорноземних ґрунтах у міру зростання їхньої кількості склав наступний ряд: кадмій < свинець < мідь < цинк.

Таблиця 3

Вміст мікроелементів у сіні з різнотрав'я вирощеного у зоні Лісостепу

I. На світло-сірих і сірих опідзолених легкосуглинкових
ґрунтах (с. Орестів, Здолбунівський р-н)

Назва мікро- елементів, мг/кг		Роки				Середнє
		2016	2017	2018	2019	
1	Свинець	1,42	1,44	1,50	1,44	1,45 ± 0,04
2	Кадмій	0,08	0,06	0,06	0,09	0,072 ± 0,002
3	Мідь	1,52	1,30	1,31	1,59	1,38 ± 0,04
4	Цинк	18,73	19,0	19,04	22,14	19,73 ± 0,41

II. На темно-сірих опідзолених легкосуглинкових ґрунтах
(с. Забороль, Рівненський р-н)

Назва мікро- елементів, мг/кг		Роки				Середнє
		2016	2017	2018	2019	
1	Свинець	2,43	2,28	2,31	2,27	2,32 ± 0,046
2	Кадмій	0,13	0,11	0,12	0,13	0,122 ± 0,003
3	Мідь	4,07	5,0	4,96	5,0	4,76 ± 0,14
4	Цинк	15,91	16,0	16,02	16,07	16,0 ± 0,32

продовження табл. 3

III. На чорноземах опідзолених слабо деградованих
легкосуглинкових ґрунтах (с. Оженіно, Острозький р-н)

Назва мікро- елементів мг/кг		Роки				Середнє
		2017	2018	2019	2020	
1	Свинець	0,98	1,0	1,09	1,12	1,05 ± 0,023
2	Кадмій	0,12	0,11	0,12	0,12	0,12 ± 0,0024
3	Мідь	3,5	3,48	3,40	3,27	3,51 ± 0,08
4	Цинк	19,3	19,28	19,16	19,09	19,21 ± 0,36

Накопичення міді і цинку у сіні з різнотрав'я, у кількостях, що перевищує вміст важких металів свинцю і кадмію, обумовлюється їх необхідністю для споживання рослинами. При цьому слід зазначити, що нестача міді в ґрунті зумовлює захворювання рослин на «білу плямистість», а нестача діє на тварин лише тоді коли її вміст у сухій речовині, яку вони поїдають, становить величину, що не перевищує 8 мг/кг. Отже сіно з різнотрав'я вирощене на світло-сірій, темно-сірих і чорноземних ґрунтах, при вмісті в них міді 1,38 мг/кг; 4,76 мг/кг; 3,51 мг/кг відповідно може негативно впливати на здоров'я тварин і якість тваринницької продукції (молока, м'яса).

За умов високого вмісту у ґрунтах рухомих форм фосфору 183–300 мг/кг, за рахунок внесення фосфорних добрив, може мати явище «зникнення» з ґрунту доступного цинку, що обумовить зменшення надходження його до сіна з різнотрав'я. Незважаючи на загрозу «зникнення» рухомих форм цинку у світло-сірих, темно-сірих і чорноземних ґрунтах вміст цинку у сіні досягнув значень 19,73 мг/кг, 16,0 мг/кг, 19,21 мг/кг відповідно, що може свідчити про добру його якість для споживання тваринами.

Одночасно для встановлення зв'язку в системі ґрунти – рослинні угруповання ми визначали коефіцієнти біологічного поглинання (КБП) за співвідношенням вмісту мікроелементів у сіні з різнотрав'я і вмісту їх у ґрунті (табл. 4). Як видно з таблиці 4, коефіцієнти біологічного поглинання важких металів різнотрав'ям з досліджуваних ґрунтів за свинцем досягав значень 0,92; 1,97; 0,8 за кадмієм 0,58; 1,13; 1,2 відповідно, що свідчить про низьку здатність різнотрав'я до поглинання токсикантів. Значно вищу поглинальну здатність засвідчило різнотрав'я до поглинання міді і цинку з ґрунту.

Величини КБП за міддю у різнотрав'ї з досліджуваних ґрунтів змінювалися у межах 9,52; 33,52; 27,0, а за цинком 39,3; 23,88; 53,36 відповідно, що засвідчує високу здатність різнотрав'я до засвоєння рухомих форм цих мікроелементів з ґрунтів зони Лісостепу.

Таблиця 4

Коефіцієнти біологічного поглинання сіном з різнотрав'я
мікроелементів

I. Світло-сірі і сірі опідзолені легкосуглинкові ґрунти
(с. Орестів, Здолбунівський р-н)

Назва мікро- елементів, мг/кг		Роки				Середнє
		2016	2017	2018	2019	
1	Свинець	0,88	0,95	0,93	0,92	0,92
2	Кадмій	0,73	0,43	0,50	0,69	0,58
3	Мідь	10,86	8,12	10,0	9,27	9,52
4	Цинк	34,68	39,58	36,62	47,11	39,3

II. Темно-сірі опідзолені легкосуглинкові ґрунти
(с. Забороль, Рівненський р-н)

Назва мікро- елементів, мг/кг		Роки				Середнє
		2016	2017	2018	2019	
1	Свинець	2,04	1,88	1,89	2,08	1,97
2	Кадмій	1,18	1,0	1,20	1,18	1,13
3	Мідь	33,92	29,41	35,43	35,71	33,52
4	Цинк	23,75	22,53	23,22	26,34	23,88

III. Чорноземи опідзолені слабо деградовані легкосуглинкові ґрунти
(с. Оженіно, Острозький р-н)

Назва мікро- елементів, мг/кг		Роки				Середнє
		2017	2018	2019	2020	
1	Свинець	0,72	0,76	0,82	0,92	0,80
2	Кадмій	1,20	1,10	1,20	1,20	1,20
3	Мідь	20,59	26,77	30,91	29,73	27,0
4	Цинк	68,93	53,56	49,13	47,72	53,36

Висновки

1. Установлено, що забезпечення світло-сірих, темно-сірих опідзолених лісових і чорноземних опідзолених ґрунтів важкими металами свинцем, кадмієм і мікроелементами міддю і цинком, в

середньому за 2016–2020 роки була слабкою або помірною: Pb – 1,58; 1,18; 1,31 мг/кг; Cd – 0,125; 0,108; 0,10 мг/кг; Cu – 0,143; 0,142; 0,13 мг/кг; Zn – 0,502; 0,67; 0,36 мг/кг відповідно до цих ґрунтів.

2. Коефіцієнти шкідливості важких металів і мікроелементів у світло-сірих, темно-сірих опідзолених лісових і чорноземних опідзолених ґрунтах були нижчими за ГДК і змінювалися у межах для цих ґрунтів, а саме за свинцем – 0,263; 0,197; 0,216, за кадмієм – 0,178; 0,154; 0,07, за міддю – 0,048; 0,047; 0,043, за цинком – 0,022; 0,029; 0,016.

3. Сіно з різнотрав'я за вмістом міді 1,38 мг/кг, 4,76 мг/кг, 3,51 мг/кг вирощене на досліджуваних ґрунтах не досягає оптимальних значень 8,0 мг/кг і може негативно діяти і впливати на захворюваність тварин і якість тваринницької продукції молока і м'яса, а за вмістом цинку досягало рівнів 19,73 мг/кг, 16,0 мг/кг, 19,21 мг/кг, що свідчить про добру якість сіна.

4. Коефіцієнти біологічного поглинання свідчать про високу здатність різнотрав'я до споживання міді 9,52; 33,52; 27,0 та цинку – 39,3; 23,88; 53,36 і низьку до важких металів свинцю – 0,90; 1,97; 0,8 та кадмію – 0,58; 1,13; 1,2 відповідно до досліджуваних ґрунтів.

1. Вернадський В. І. Біосфера. М., 1971. С. 165–183. 2. Городній М. М. та ін. Агрохімія : підручник. ТОВ «Алефа». 2003. 778 с. 3. Бондар Г. О., Торхова Н. А., Зленко І. Б. Порівняльна характеристика вмісту деяких мікроелементів в едафотонах та рослинах природних і штучних екосистемах. *Екологічні питання співіснування людина-рослина* : матеріали Всеукраїнської науково-практичної конференції. К. : Центр екологічної освіти та інформатики, 2009. С. 297. 4. Клименко М. О., Борисюк Б. В., Колесник Т. М. Збалансоване використання земельних ресурсів : навч. посіб. Херсон : ОЛДІ-ПЛЮС, 2014. 552 с. 5. Luo L., Ma Y., Zhang S., Wei D., Zhu Y. An inventory of trace element inputs to agricultural soils in China. *Journal of Environmental Management*. 2009. Vol. 90(8). P. 2524–2530. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.01.011>. 6. Zhao F. J., Ma Y., Zhu Y. G., Tang Z., McGrath S. P. Soil Contamination in China: Current Status and Mitigation Strategies. *Environmental Science & Technology*. 2015. Vol. 49. P. 750–759. <https://doi.org/10.1021/es5047099>. 7. Khan S., Naushad M., Lima E. C., Zhang S., Shaheen S. M., Rinklebe J. Global soil pollution by toxic elements: Current status and future perspectives on the risk assessment and remediation strategies – A review. *Journal of Hazardous Materials*. 2019. Vol. 417. P. 126039. 8. Емам В. В. М., Соліман К. М. Геопросторовий аналіз, ідентифікація джерела, стан забруднення, оцінка екологічного ризику та ризику для здоров'я важких металів у сільськогосподарських ґрунтах міста Каллін. Єгипет. *Стохастичне дослідження навколишнього середовища та оцінка ризиків*. Вип. 11. С. 1264. <https://doi.org/10.1007/s00477-021-02097-8>. 9. Разанов С. Ф., Ткачук О. П. Інтенсивна хімізація землі – як передумова забруднення зернової продукції швидкорізальними металами. *Технологія виробництва і переробки продукції тваринництва*. 2017. Вип. 1(134). С. 70–75. 10. Razanov S., Husak O., Hnativ P., Dydiv A.,

Bakhmat O., Stepanchenko V., Pryshchepa A., Shcherbachuk V., Mazurak O. The influence of the moisture level of gray forest soil on the accumulation of Pb, Cd, Zn, Cu in spring barley grains. *Journal of Ecological. Engineering*. 2023. Vol. 24(7). C. 285–292. <https://doi.org/10.12911/22998993/164747>. **11.** Serhii Razanov, Viktoriia Melnyk, Lyudmyla Symochko, Andrii Dydiv, Oksana Vradii, Volodymyr Balkovskyi, Petro Khirivskyi, Natalia Panas, Lysak Halyna, Olha Koruniak. Agroecological Assessment Of Gray Forest Soils Under Intensive Horticulture. *International Journal of Ecosystems and Ecology Science (IJEES)*. 2022. Vol. 12(3). P. 459–464. <https://doi.org/10.31407/ijeess12.4>. **12.** Razanov S., Piddubna A., Hutsol G., Simochko L., Kovaleva S., Bakhmat M., Bakhmat O. Estimation of Heavy Metals Accumulation By Vegetables In Agroecosystems As One Of the Main Aspects In Food Security. *International Journal of Ecosystems and Ecology Science (IJEES)*. 2022. Vol. 12(3), P. 159–164. <https://doi.org/10.31407/ijeess12.320>. **13.** Razanov Serhii; Tkachuk Oleksandr; Lebedieva Natalia; Shkatula Yuri; Polishchuk Mikhaylo; Melnyk Maryna; Krektun Bohdan; Razanova Alla. Phytoremediation of heavy metal contamination by perennial legumes. *International Journal of Environmental Studies*. 2023. Vol. 81, Issue 1. Pp. 216–222. <https://doi.org/10.1080/00207233.2023.2296764>. **14.** Zheng S., Wang Q., Yuan Y., Sun W. Human health risk assessment of heavy metals in soil and food crops in the Pearl River Delta urban agglomeration of China. *Food Chemistry*. 2020. Vol. 316(1-3). P. 126213. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2020.126213>. **15.** Паламарчук Р. П., Городиська І. М., Безноска І. В. Вміст мікроелементів у дерново-підзолистому ґрунті та основний продукції культур п'ятипільної сівозміни залежно від норм удобрення. *Вісник НУБГП. Сер. Сільськогосподарські науки*. 2025. Вип. 2 (110). С. 239–251.

REFERENCES:

1. Vernadskyi V. I. Biosfera. M., 1971. S. 165–183. **2.** Horodnii M. M. ta in. Ahrokhimiia : pidruchnyk. TOV «Alefa». 2003. 778 s. **3.** Bondar H. O., Torkhova N. A., Zlenko I. B. Porivnialna kharakterystyka vmistu deiakykh mikroelementiv v edafotonakh ta roslinakh pryrodnykh i shtuchnykh ekosystemakh. *Ekolohichni pytannia spivisnuvannia liudyna-roslyna : materialy Vseukrainskoi naukovo-praktychnoi konferentsii*. K. : Tsentral'noyi osvity ta informatyky, 2009. S. 297. **4.** Klymenko M. O., Borysiuk B. V., Kolesnyk T. M. Zbalansovane vykorystannia zemelnykh resursiv : navch. posib. Kherson : OLDI-PLIUS, 2014. 552 s. **5.** Luo L., Ma Y., Zhang S., Wei D., Zhu Y. An inventory of trace element inputs to agricultural soils in China. *Journal of Environmental Management*. 2009. Vol. 90(8). P. 2524–2530. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.01.011>. **6.** Zhao F. J., Ma Y., Zhu Y. G., Tang Z., McGrath S. P. Soil Contamination in China: Current Status and Mitigation Strategies. *Environmental Science & Technology*. 2015. Vol. 49. P. 750–759. <https://doi.org/10.1021/es5047099>. **7.** Khan S., Naushad M., Lima E. C., Zhang S., Shaheen S. M., Rinklebe J. Global soil pollution by toxic elements: Current status and future perspectives on the risk assessment and remediation strategies – A review. *Journal of Hazardous Materials*. 2019. Vol. 417. P. 126039. **8.** Emam V. V. M., Soliman K. M. Heoprostorovi analiz, identyfikatsiia dzherela, stan zabrudnennia, otsinka ekolohichnoho ryzyku ta ryzyku dlia zdorovia vazhkykh metaliv u silskohospodarskykh gruntakh mista Kallin. Yehypet. *Stokhastychne doslidzhennia navkolyshnoho seredovyshcha ta otsinka ryzykiv*. Vyp. 11. S. 1264. <https://doi.org/10.1007/s00477-021-02097-8>. **9.** Razanov S. F., Tkachuk O. P. Intensyvna khimizatsiia zemli – yak peredumova

zabrudnennia zernovoi produktsii shvydkorizalnymy metalamy. *Tekhnolohiia vyrobnytstva i pererobky produktsii tvarynnytstva*. 2017. Vyp. 1(134). S. 70–75.

10. Razanov S., Husak O., Hnativ P., Dydiv A., Bakhmat O., Stepanchenko V., Pryshchepa A., Shcherbachuk V., Mazurak O. The influence of the moisture level of gray forest soil on the accumulation of Pb, Cd, Zn, Cu in spring barley grains. *Journal of Ecological Engineering*. 2023. Vol. 24(7). C. 285–292. <https://doi.org/10.12911/22998993/164747>.

11. Serhii Razanov, Viktoriia Melnyk, Lyudmyla Symochko, Andrii Dydiv, Oksana Vradii, Volodymyr Balkovskyi, Petro Khirivskyi, Natalia Panas, Lysak Halyna, Olha Koruniak. Agroecological Assessment Of Gray Forest Soils Under Intensive Horticulture. *International Journal of Ecosystems and Ecology Science (IJEES)*. 2022. Vol. 12(3). P. 459–464. <https://doi.org/10.31407/ijeess12.4>.

12. Razanov S., Piddubna A., Hutsol G., Simochko L., Kovaleva S., Bakhmat M., Bakhmat O. Estimation of Heavy Metals Accumulation By Vegetables In Agroecosystems As One Of the Main Aspects In Food Security. *International Journal of Ecosystems and Ecology Science (IJEES)*. 2022. Vol. 12(3), P. 159–164. <https://doi.org/10.31407/ijeess12.320>.

13. Razanov Serhii; Tkachuk Oleksandr; Lebedieva Natalia; Shkatula Yuri; Polishchuk Mikhaylo; Melnyk Maryna; Krektun Bohdan; Razanova Alla. Phytoremediation of heavy metal contamination by perennial legumes. *International Journal of Environmental Studies*. 2023. Vol. 81, Issue 1. Pp. 216–222. <https://doi.org/10.1080/00207233.2023.2296764>.

14. Zheng S., Wang Q., Yuan Y., Sun W. Human health risk assessment of heavy metals in soil and food crops in the Pearl River Delta urban agglomeration of China. *Food Chemistry*. 2020. Vol. 316(1–3). P. 126213. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2020.126213>.

15. Palamarchuk R. P., Horodyska I. M., Beznosko I. V. Vmist mikroelementiv u dernovo-pidzolystomu grunti ta osnovnii produktsii kultur piatypilnoi sivozminy zalezho vid norm udobrennia. *Visnyk NUVHP. Ser. Silskohospodarski nauky*. 2025. Vyp. 2 (110). S. 239–251.

Klymenko M. O. [1; ORCID ID: 0000-0003-0892-0648],

Doctor of Agricultural Sciences, Professor,

Varzhel O. V. [1; ORCID ID: 0009-0007-0309-0733],

Ph.D., Senior Lecturer

Rabeshko Ya. I. [1; ORCID ID: 0009-0005-7262-9603],

Post-graduate Student

¹National University of Water and Environmental Engineering, Rivne

MICROELEMENT CONTENT IN MIXED-GRASS HAY GROWN ON FOREST-STEPPE SOILS

In the article, the data of research on the comparative assessment of microelement content in mixed-grass hay grown on light-gray, dark-gray, and podzolized chernozem soils of the Forest-Steppe zone are analyzed.

The soil cover of the river basin is represented by light gray and dark gray podzolized loamy soils, as well as podzolized loamy chernozems formed on loess. These soils are characterized by the following: humus content in gray forest soils ranges from 2.1 to 2.4%, and in chernozems from 2.8 to 3.1%; soil acidity (pH) in gray forest soils varies from 5.3 to 6.2, while in chernozems from 6.5 to 6.8. The content of easily hydrolyzable nitrogen ranged from 92 to 140 mg/kg and from 137 to 154 mg/kg, available phosphorus from 183 to 210 mg/kg and up to 300 mg/kg, and exchangeable potassium from 62 to 75 mg/kg and up to 148 mg/kg, respectively, according to the studied soil types.

It was established that the content of the studied microelements in these soils formed the following sequence by increasing concentration: cadmium < copper < zinc < lead. According to contamination levels, the soils were evaluated as follows: by lead content (1.5–2.2 mg/kg) — moderate; by zinc content (5–9 mg/kg) — low; by copper content (1.0–1.9 mg/kg) — low; by cadmium content (0.2 mg/kg) — moderate.

The calculated toxicity coefficients of microelements were below the maximum permissible level of 1.0 and had the following ranges: for lead 0.26–0.20; for cadmium 0.18–0.07; for copper 0.048–0.043; for zinc 0.029–0.016.

The content of microelements in mixed-grass hay formed the following sequence by increasing levels: cadmium < lead < copper < zinc. Copper content (1.38–4.76 mg/kg) did not reach optimal values, while zinc content (16.0–19.73 mg/kg) indicated good nutritional quality for animal consumption. The biological absorption coefficients of heavy metals varied within 0.8–1.97 for lead and 0.58–1.2 for cadmium, which confirms the low ability of mixed-grass vegetation to accumulate toxicants. Much higher absorption capacity was recorded for copper (9.52–33.52) and zinc (23.36–53.36).

Keywords: microelements; mixed-grass hay; toxicity coefficients; light-gray and dark-gray forest soils; podzolized chernozems; biological absorption coefficients.

Отримано: 28 жовтня 2025 року
Прорецензовано: 12 листопада 2025 року
Прийнято до друку: 28 листопада 2025 року

Клименко М. О. [1; ORCID ID: 0000-0003-0892-0648],

д.с.-г.н., професор,

Статник І. І. [1; ORCID ID: 0000-0001-7007-7319],

к.с.-г.н., доцент,

Вознюк Н. М. [1; ORCID ID: 0000-0001-9947-4027],

к.с.-г.н., професор,

Ліхо О. А. [1; ORCID ID: 0000-0001-5991-5035],

к.с.-г.н., професор

¹Національний університет водного господарства та природокористування, м. Рівне

ІНДЕКС БІОГЕННОГО ЗАБРУДНЕННЯ РІЧКИ ПРИП'ЯТЬ ЯК ІНСТРУМЕНТ МОНІТОРИНГУ ПРОСТОРОВО-ЧАСОВИХ ЗМІН ГІДРОЕКОСИСТЕМИ

У статті обґрунтовано придатність індексу біогенного забруднення (NPI) як інструменту моніторингу просторово-часових змін гідроекосистеми р. Прип'ять. Метою досліджень було оцінити багаторічну динаміку біогенного навантаження та виокремити ділянки з підвищеним внеском сполук азоту й фосфору за даними державного моніторингу Держводагентства України. Використано гідрохімічні спостереження 2005–2020 рр. у створах 702, 616, 570 та 60 км від гирла. NPI розраховували за концентраціями нітратів і фосфатів із нормуванням на гранично допустимі рівні ВООЗ (50 мг/дм³ для NO₃⁻ та 5 мг/дм³ для PO₄³⁻) і класифікували за шкалою екологічного стану поверхневих вод на основі індексу біогенного забруднення. Аналіз розподілу концентрацій показав, що для верхніх створів 702 км і 616 км характерні ширший діапазон та поодинокі піки нітратів до 9–10 мг/дм³, тоді як у нижчих за течією створах (570 км і 60 км від гирла) концентрації нітратів виявилися більш стабільні, а в створі 60 км було відмічено підвищену варіабельність із максимумами до 6–7 мг/дм³. Найвищі концентрації фосфатів і найбільша мінливість зафіксовані у створі 702 км (до 0,75–0,78 мг/дм³); для 616 і 570 км властиві низькі медіанні рівні (0,05–0,08 мг/дм³) з епізодичними піками до 0,5–0,7 мг/дм³, тоді як у створі 60 км максимуми переважно не перевищували 0,3 мг/дм³. У більшості років значення NPI були низькими й відповідали відсутності або слабкому біогенному забрудненню. За шкалою рівнів забруднення поверхневих вод, індекс здебільшого не перевищував 1,4 (відмінний стан), а перехід до 1,5–1,6 зафіксовано лише у створі 616 км у 2005 р. Теплові карти показали сплеск NPI у створі 702 км (2011–2013 рр.)

та підвищення у створах 570 і 60 км у 2020 р., що може бути важливо з огляду оцінки евтрофікаційних ризиків.

Ключові слова: нітрати; фосфати; багаторічний моніторинг; якість поверхневих вод; евтрофікаційні ризики.

Вступ. Поверхневі води річок є одним із найбільш уразливих компонентів природного середовища до антропогенного навантаження, оскільки акумулюють наслідки змін у межах водозбору. Ці зміни відбуваються внаслідок урбанізації, інтенсивного землекористування, скидів недостатньо очищених стічних вод, трансформації заплав і руслових процесів. Одним із ключових чинників, що визначає напрям і швидкість деградаційних змін річкових гідроекосистем, є біогенне навантаження, пов'язане з надходженням сполук азоту та фосфору. Надлишок біогенів посилює ризики евтрофікації, впливає на кисневий режим, активізує розвиток фітопланктону та перифітону, змінює трофічну структуру й функціональну стійкість водних угруповань, що в підсумку проявляється як трансформація гідроекосистеми.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. У практиці моніторингу якості вод значні масиви первинних даних (концентрації окремих форм азоту та фосфору, супутні гідрохімічні показники) не завжди забезпечують достатню наочність для порівняння різних ділянок русла і різних періодів спостережень [1]. У цьому контексті індексні підходи мають перевагу як інструменти інтеграції інформації та стандартизації оцінювання, що дозволяє виявляти просторово-часові закономірності, формувати зрозумілі узагальнення для управлінських рішень і порівнювати результати між створами та роками спостережень [2; 3].

Оціночні індекси використовуються у різних аспектах оцінки якості поверхневих вод. Наприклад, індекси якості води агрегуються з кількох параметрів і зазвичай використовуються в класифікації якості поверхневих вод. При цьому, у світі для оцінки якості поверхневих вод використовується понад 35 індексів якості води, з яких 82% розроблені для оцінки якості води річок [4].

Індекси трофічного стану водойм розраховуються з концентрацій різних поживних речовин, необхідних для водоростей та бактерій, і використовуються для оцінки рівнів евтрофікації озер та водосховищ. Наприклад, індекс трофічного стану Карлсона широко використовується для досліджень евтрофікації завдяки своїй простоті

та легкості доступу до базових даних, що робить його особливо популярним у дослідженнях із обмеженими даними [5; 6]. Однак, у окремих роботах зазначається, що він надає лише узагальнене уявлення про евтрофікацію та не містить кількісного опису біомаси та накопичення цвітіння водоростей [7]. Натомість, емпіричні моделі для оцінки виробництва біомаси, такі як вертикально узагальнена модель виробництва (VGPM), вимагають великих та складних даних, що обмежує її практичне застосування в регіонах з обмеженими ресурсами [8; 9].

З огляду на те, що більшість поширених індексних підходів історично орієнтовані або на загальну класифікацію якості води, або на оцінку трофічного стану малопроточних водойм, їх пряме перенесення на річкові системи має методичні обмеження [10]. Для річок, де визначальними є руслові процеси, різка сезонність стоку, роль заплави та мозаїчність джерел надходження поживних речовин, більш прикладного значення набувають індикатори, здатні інтегрувати форми азоту й фосфору та відображати градієнти біогенного навантаження у просторі й часі. У цьому контексті індекс біогенного забруднення є доцільним інструментом саме для річкового моніторингу, оскільки забезпечує порівнянність між створами та роками спостережень і дозволяє виокремлювати ділянки з підвищеним внеском антропогенних чинників у живлення евтрофікаційних процесів [11].

Мета, завдання та методики проведення досліджень. Річка Прип'ять є одним із ключових водотоків Полісся та важливою складовою басейнової гідрологічної системи, в межах якої поєднуються природні передумови чутливості до евтрофікаційних процесів і різнотипні антропогенні впливи, пов'язані з водокористуванням та ландшафтною трансформацією [12]. Відповідно, актуальним є застосування інструментів, які дозволяють не лише фіксувати поточний стан, а й відслідковувати довготривалі тенденції та просторову диференціацію біогенного навантаження. Саме тому метою цього дослідження стало застосування індексу біогенного забруднення для моніторингу просторово-часових змін гідроекосистеми річки Прип'ять на основі багаторічних гідрохімічних спостережень, із виявленням ділянок підвищеного біогенного навантаження та оцінкою довготривалих тенденцій його трансформації.

Для аналізу було використано офіційні дані спостережень, відібрані з матеріалів і баз даних Держводагентства, за відповідними створами моніторингової мережі: р. Прип'ять 702 км, 616 км, 570 км та 60 км від гирла (2005–2020 рр.).

Рівні біогенного забруднення визначали з врахуванням концентрації у воді азоту нітратного та фосфатів [13]:

$$NPI = \frac{C_N}{MAC_N} + \frac{C_P}{MAC_P}, \quad (1)$$

де NPI – індекс забруднення біогенними речовинами; C_N та C_P – фактична концентрація нітратів і фосфатів у досліджуваній воді, відповідно; MAC_N та MAC_P – максимальна (гранично-допустима) концентрація нітратів та фосфатів у поверхневих водах, прийнята стандартами ВООЗ (50 мг/дм³ для нітратів та 5 мг/дм³ для фосфатів).

Значення індексу оцінювали за рівнями забруднення біогенними речовинами: ≤ 1 – немає забруднення; $>1 \leq 3$ – помірне забруднення; $>3 \leq 6$ – значне забруднення; > 6 – дуже сильне забруднення.

Виклад основного матеріалу дослідження. Аналіз просторових відмінностей та мінливості концентрацій нітрат-іонів у поверхневих водах р. Прип'ять (рис. 1) свідчить, що у створах 702 км і 616 км спостерігається ширший діапазон значень та наявність поодиноких високих концентрацій до 9–10 мг/дм³. Очевидно, що тут мають місце епізодичні періоди підвищеного надходження сполук азоту.

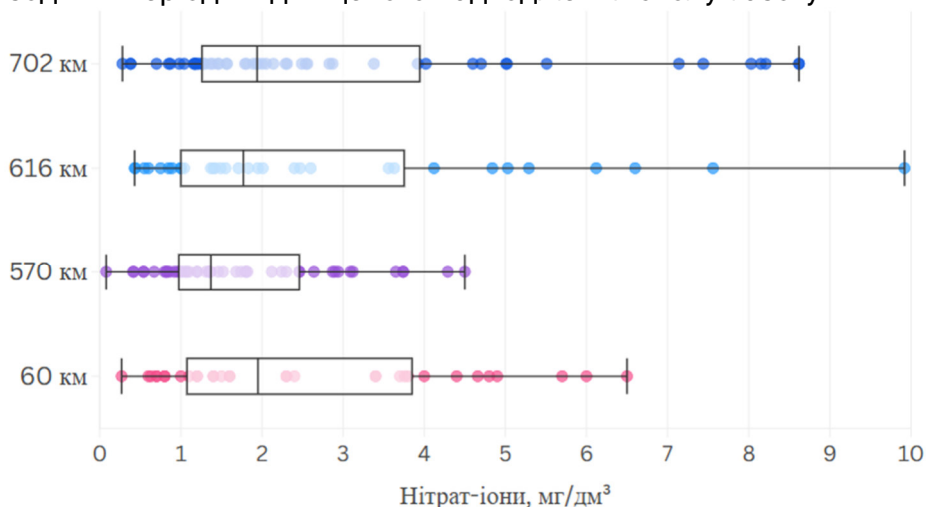


Рис. 1. Розподіл концентрацій нітрат-іонів (NO_3^- , мг/дм³), у створах р. Прип'ять за багаторічний період спостережень

Створ 570 км характеризується найвужчим інтервалом і відносно стабільними значеннями. Для створу 60 км відзначається підвищена варіабельність і поява значень до 6–7 мг/дм³, що може вказувати на посилення антропогенного впливу у нижній частині річки або на різні гідрологічні умови у роки спостережень. Загалом медіанні значення у всіх створах є близькі, однак різняться амплітуда коливань і частота екстремальних концентрацій.

Найвищі концентрації та найбільша варіабельність фосфатів спостерігаються в створі 702 км. Їх медіана і міжквартильний інтервал зміщені вправо порівняно з іншими створами, а також наявні численні високі значення до 0,75–0,78 мг/дм³, що свідчить про часті епізоди підвищеного фосфатного навантаження (рис. 2).

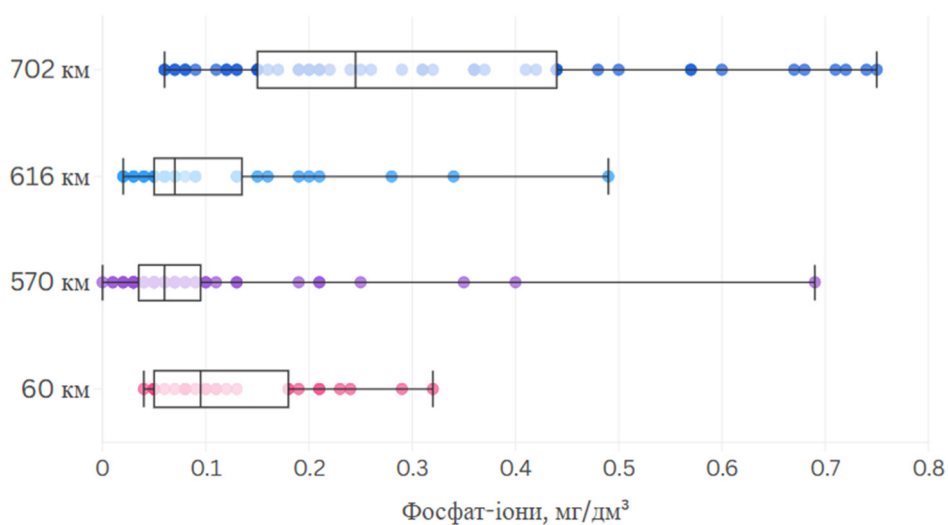


Рис. 2. Розподіл концентрацій фосфат-іонів (PO_4^{3-} , мг/дм³), у створах р. Прип'ять за багаторічний період спостережень

Створи 616 км і 570 км характеризуються переважно низькими рівнями з медіаною близько 0,05–0,08 мг/дм³, однак для них чітко видно поодинокі піки. Зокрема, у створі 616 км до 0,5 мг/дм³ та у створі 570 км до 0,7 мг/дм³. Це вказує на епізодичні періоди, коли концентрації різко зростали. У створі 60 км характерні помірні концентрації і менша частота екстремальних значень. Тут міжквартильний діапазон ширший, ніж у створах 616 км і 570 км, але максимуми переважно не перевищують 0,3 мг/дм³. Загалом цей створ демонструє відносно стабільніші умови без дуже високих сплесків. Взагалі, за концентраціями фосфатів у воді р. Прип'ять, найвиразніше

виділяється створ 702 км, який можна охарактеризувати як ділянку з підвищеним і нестабільним фосфатним режимом.

Результати розрахунків індексів біогенного забруднення у чотирьох створах р. Прип'ять було зображено у вигляді теплових карт, де інтенсивність забарвлення відображає зростання значень індексу в межах кожного створу (рис. 3). Для кожного підграфіка задано власний діапазон шкали NPI, тому міжстворові порівняння за насиченістю кольору слід інтерпретувати з урахуванням різних максимумів шкали.

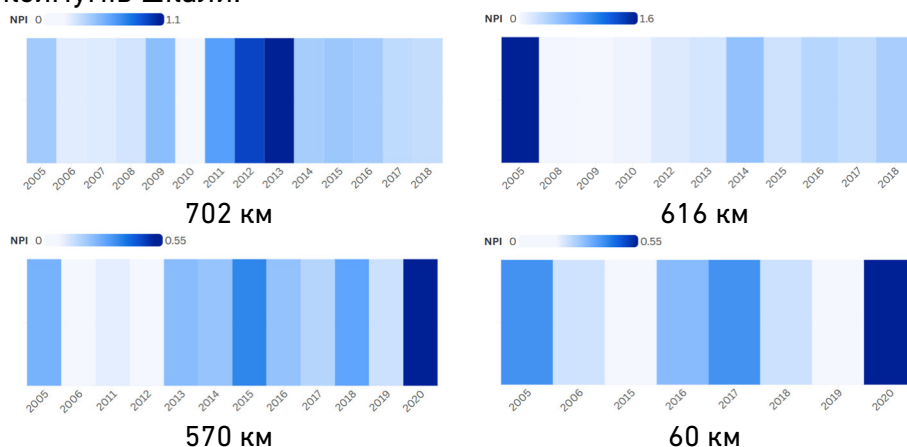


Рис. 3. Багаторічна динаміка індексу біогенного забруднення (*NPI*) у створах р. Прип'ять

Загалом у всіх створах переважають низькі значення *NPI*, а основні відмінності пов'язані з наявністю окремих пікових років. Так, у створі 702 км спостерігається виразний короточасний період підвищення *NPI* у 2011–2013 рр. з максимумом у 2012–2013 рр. (шкала до 1,1), після чого у 2014–2018 рр. фіксується спад і відносна стабілізація на нижчому рівні.

Для створу 616 км характерна найбільша амплітуда змін у межах усього набору створів (шкала до 1,6). Максимальне значення припадає на 2005 р., тоді як у 2008–2010 рр. індекс є мінімальним, а у 2012–2018 рр. відзначаються помірні коливання з локальним підсиленням у середині періоду.

У створі 570 км (шкала до 0,55) після переважно низьких значень у ранні роки спостережень помітне підвищення простежується у 2015 р. та повторне зростання наприкінці ряду з максимумом у 2020 р., що вказує на епізодичне посилення біогенного навантаження.

Подібний характер має і створ 60 км (шкала до 0,55). Тут відносно підвищене значення *NPI* фіксується у 2005 р., далі спостерігаються нижчі рівні, а у 2016–2017 рр. відмічається повторне зростання з подальшим зниженням у 2018 р. та максимальним значенням у 2020 р.

З позицій якісної інтерпретації за шкалою екологічного стану поверхневих вод, значення *NPI* у більшості років не перевищують межі 1,4, що відповідає відмінному стану, тоді як для створу 616 км у 2005 р. індекс досягає 1,5–1,6, тобто переходить у перехідний стан від відмінного до доброго. Випадки стійкого зміщення до нижчих категорій, зокрема «добрий», «задовільний» тощо, за проаналізований часовий період не простежувалось.

Отже, для верхньої частини р. Прип'ять (створи 702 км та 616 км) динаміку *NPI* у цілому можна охарактеризувати як переважно стабільну на низькому (відмінному) рівні з епізодичними короточасними підвищеннями. Це може бути пов'язано з подієвим характером надходження біогенних речовин у межах водозбору (дифузний змив із сільськогосподарських і забудованих територій, локальні точкові впливи), а також міжрічними відмінностями гідрологічного режиму, які визначають інтенсивність винесення та трансформації сполук азоту і фосфору (коливання водності, паводкові та повеневі явища, залучення заплавних і болотних комплексів) [14].

Для нижньої частини (створи 570 км і 60 км) динаміка *NPI* також загалом відповідає низькому рівню біогенного навантаження з переважанням відмінного якісного стану, однак характеризується більш виразними міжрічними коливаннями та появою підвищених значень у кінці ряду спостережень. Така ситуація може бути зумовлена накопичувальним ефектом басейнового стоку вздовж течії, зростанням частки дифузного надходження з водозбору, а також посиленням ролі внутрішньорічкових процесів (вивільнення фосфору з донних відкладів, ресуспензія, трансформація форм азоту) за умов низької водності та збільшення часу водообміну [15].

З практичної точки зору, така просторово-часова структура *NPI* підкреслює необхідність фокусування управлінських заходів не лише на «середніх» рівнях забруднення, а й на контролі подієвих піків, оскільки саме короточасні підвищення біогенів можуть запускати евтрофікаційні реакції, погіршувати кисневий режим та сприяти розвитку водоростей у чутливі сезони.

Висновки. Загальна картина біогенного забруднення вздовж р. Прип'ять за індексом NPI свідчить про переважно сприятливий стан води та відсутність стійкої деградації за досліджений багаторічний період, однак із наявністю виразних епізодичних «сплесків» біогенного навантаження в окремі роки та на окремих ділянках русла. У більшості спостережень значення NPI не виходять за межі 1,0–1,4, що відповідає відмінному екологічному стану за шкалою ТЗШ, а отже, фонові інтенсивності надходження біогенних сполук у річку здебільшого не формують умов для систематичного порушення трофічного режиму. Водночас просторовий профіль NPI не є монотонним уздовж течії. Різні створи демонструють різні типи часової мінливості, що відображає мозаїчність джерел надходження азоту і фосфору та неоднакову роль гідрологічних умов у трансформації й перенесенні біогенів. Оскільки ключовими ризиками виступають локальні та міжрічні коливання, ситуація потребує цільового аналізу та превентивного управління у «пікові» періоди концентрацій поживних речовин у поверхневих водах р. Прип'ять.

1. Lu J., Liu Y., Liu T., Shi X., et al. Hydrochemical characteristics and coupled driving mechanisms of fluoride enrichment in the Daihai Basin: Insights from hydrogeochemical methods and machine learning models. *Environmental Technology & Innovation*. 2025. Vol. 40. P. 104578. URL: <https://doi.org/10.1016/j.eti.2025.104578>.
2. Anyango G. W., Bhowmick G. D., Bhattacharya N. S. A Critical Review of Irrigation Water Quality Index and Water Quality Management Practices in Micro-Irrigation for Efficient Policy Making. *Desalination and Water Treatment*. 2024. Vol. 318(14). P. 100304. URL: <https://doi.org/10.1016/j.dwt.2024.100304>.
3. Chemeri L., Taussi M., Cabassi J., Nisi B., et al. A quality index-based methodological perspective to assess surface water geochemical evolution under global change and increasing anthropogenic pressures. *Environmental Research*. 2025. Vol. 287. P. 123149. URL: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2025.123149>.
4. Uddin M. G., Nash S., Olbert A. I. A review of water quality index models and their use for assessing surface water quality. *Ecological Indicators*. 2021. Vol. 122. P. 107218. URL: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107218>.
5. Suman A., Pk A., S A. Development and prediction of a robust multivariate trophic state index for the classification of lentic water bodies. *Results in Engineering*. 2023. Vol. 20. P. 101586. URL: <https://doi.org/10.1016/j.rineng.2023.101586>.
6. Karpowicz M., Kuczyńska-Kippen N., Stugocki Ł., Czerniawski R., et al. Trophic status index discrepancies as a tool for improving lake management: insights from 160 Polish lakes. *Science of The Total Environment*. 2025. Vol. 981. P. 179581. URL: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.179581>.
7. Badamian M. R., Noori R., Jun C., Bateni S. M., et al. New insights on biomass production in lakes: Integration of Carlson trophic state index and vertically generalized production model. *Ecological Indicators*. 2025. Vol. 174. P. 113450. URL: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2025.113450>.
8. Ishizaka J., Siswanto E., Itoh T., Murakami H., et al. Verification of vertically generalized production model and estimation of primary production in Sagami Bay,

Japan. *Journal of Oceanography*. 2007. Vol. 63, no. 3. P. 517–524. URL: <https://doi.org/10.1007/s10872-007-0046-1>. **9.** Lee Z., Marra J. F. The Use of VGPM to Estimate Oceanic Primary Production: A “Tango” Difficult to Dance. *Journal of Remote Sensing*. Vol. 2022. Article ID: 9851013. URL: <https://spj.science.org/doi/10.34133/2022/9851013>. (дата звернення: 10.10.2025). **10.** Makarewicz J. C., Rea E., Winslow M. J., Pettenski D., et al. A case study: Comparison and limitations of biological and chemical assessments of trophic state in four streams of the Genesee River watershed. *Journal of Great Lakes Research*. 2014. Vol. 40, no. 4. P. 1037–1047. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2014.08.005>. **11.** Бєдункова О., Кузнєцов П. Дослїдження органїчного забруднення поверхневих вод рїчки у зонї антропогенного впливу водного скиду. *Biota. Human. Technology*. 2025. № 1. С. 126–136. URL: <https://doi.org/10.58407/bht.1.25.7>. **12.** Boiaryn M., Biedunkova O., Netrobchuk I., Radzii V., et al. Assessment of ecological sustainability of the landscape of the Prypiat River basin within the Volyn region. *Scientific Horizons*. 2023. Vol. 26, no. 12. P. 99–111. URL: <https://doi.org/10.48077/scihor12.2023.99>. **13.** Liu Y., Zheng B. H., Fu Q., Wang L. J., Wang M. The Selection of Monitoring Indicators for River Water Quality Assessment. *Environmental Sciences*. 2011. Vol. 8. P. 129–139. URL: <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2012.01.013>. **14.** Pichura V. I., Potravka L. O., Rutta O. V. Agricultural determinants of biogenic pollution of surface waters in the Dnipro River basin. *Водні біоресурси та аквакультура*. 2023. Вип. 1(13), С. 152–174. URL: <https://doi.org/10.32851/wba.2023.1.12>. **15.** Magas N. Hydrochemical regime and ecological state of surface waters in the Syniukha River basin. *Environmental Problems*. 2025. Vol. 10, no. 1. P. 36–47. URL: <https://doi.org/10.23939/ep2025.01.036>.

REFERENCES:

1. Lu J., Liu Y., Liu T., Shi X., et al. Hydrochemical characteristics and coupled driving mechanisms of fluoride enrichment in the Daihai Basin: Insights from hydrogeochemical methods and machine learning models. *Environmental Technology & Innovation*. 2025. Vol. 40. P. 104578. URL: <https://doi.org/10.1016/j.eti.2025.104578>. **2.** Anyango G. W., Bhowmick G. D., Bhattacharya N. S. A Critical Review of Irrigation Water Quality Index and Water Quality Management Practices in Micro-Irrigation for Efficient Policy Making. *Desalination and Water Treatment*. 2024. Vol. 318(14). P. 100304. URL: <https://doi.org/10.1016/j.dwt.2024.100304>. **3.** Chemeri L., Taussi M., Cabassi J., Nisi B., et al. A quality index-based methodological perspective to assess surface water geochemical evolution under global change and increasing anthropogenic pressures. *Environmental Research*. 2025. Vol. 287. P. 123149. URL: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2025.123149>. **4.** Uddin M. G., Nash S., Olbert A. I. A review of water quality index models and their use for assessing surface water quality. *Ecological Indicators*. 2021. Vol. 122. P. 107218. URL: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107218>. **5.** Suman A., Pk A., S A. Development and prediction of a robust multivariate trophic state index for the classification of lentic water bodies. *Results in Engineering*. 2023. Vol. 20. P. 101586. URL: <https://doi.org/10.1016/j.rineng.2023.101586>. **6.** Karpowicz M., Kuczyńska-Kippen N., Ślugoński Ł., Czerniawski R., et al. Trophic status index discrepancies as a tool for improving lake management: insights from 160 Polish lakes. *Science of The Total Environment*. 2025. Vol. 981. P. 179581. URL: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.179581>. **7.** Badamian M. R., Noori R., Jun C., Bateni S. M., et al. New insights on biomass production in lakes: Integration of Carlson

trophic state index and vertically generalized production model. *Ecological Indicators*. 2025. Vol. 174. P. 113450. URL: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2025.113450>.
8. Ishizaka J., Siswanto E., Itoh T., Murakami H., et al. Verification of vertically generalized production model and estimation of primary production in Sagami Bay, Japan. *Journal of Oceanography*. 2007. Vol. 63, no. 3. P. 517–524. URL: <https://doi.org/10.1007/s10872-007-0046-1>.
9. Lee Z., Marra J. F. The Use of VGPM to Estimate Oceanic Primary Production: A “Tango” Difficult to Dance. *Journal of Remote Sensing*. Vol. 2022. Article ID: 9851013. URL: <https://spj.science.org/doi/10.34133/2022/9851013>. (data zvernennia: 10.10.2025).
10. Makarewicz J. C., Rea E., Winslow M. J., Pettenski D., et al. A case study: Comparison and limitations of biological and chemical assessments of trophic state in four streams of the Genesee River watershed. *Journal of Great Lakes Research*. 2014. Vol. 40, no. 4. P. 1037–1047. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2014.08.005>.
11. Biedunkova O., Kuznietsov P. Doslidzhennia orhanichnoho zabrudnennia poverkhnevyykh vod richky u zoni antropohennoho vplyvu vodnoho skydu. *Biota. Human. Technology*. 2025. № 1. S. 126–136. URL: <https://doi.org/10.58407/bht.1.25.7>.
12. Boiaryn M., Biedunkova O., Netrobchuk I., Radzii V., et al. Assessment of ecological sustainability of the landscape of the Prypiat River basin within the Volyn region. *Scientific Horizons*. 2023. Vol. 26, no. 12. P. 99–111. URL: <https://doi.org/10.48077/scihor12.2023.99>.
13. Liu Y., Zheng B. H., Fu Q., Wang L. J., Wang M. The Selection of Monitoring Indicators for River Water Quality Assessment. *Environmental Sciences*. 2011. Vol. 8. P. 129–139. URL: <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2012.01.013>.
14. Pichura V. I., Potravka L. O., Rutta O. V. Agricultural determinants of biogenic pollution of surface waters in the Dnipro River basin. *Vodni bioresursy ta akvakultura*. 2023. Vyp. 1(13), S. 152–174. URL: <https://doi.org/10.32851/wba.2023.1.12>.
15. Magas N. Hydrochemical regime and ecological state of surface waters in the Syniukha River basin. *Environmental Problems*. 2025. Vol. 10, no. 1. P. 36–47. URL: <https://doi.org/10.23939/ep2025.01.036>.

Klymenko M. O. [1; ORCID ID: 0000-0003-0892-0648]

Doctor of Agricultural Sciences, Professor,

Statnyk I. I. [1; ORCID ID: 0000-0001-7007-7319]

Candidate of Agricultural Sciences (Ph.D.), Associate Professor,

Vozniuk N. M. [1; ORCID ID: 0000-0001-9947-4027]

Candidate of Agricultural Sciences (Ph.D.), Professor,

Likho O. A. [1; ORCID ID: 0000-0001-5991-5035]

Candidate of Agricultural Sciences (Ph.D.), Professor

¹National University of Water and Environmental Engineering, Rivne

BIOGENIC POLLUTION INDEX OF THE PRIPYAT RIVER AS A TOOL FOR MONITORING SPATIAL-TEMPORAL CHANGES IN THE HYDRO ECOSYSTEM

The article substantiates the suitability of the nutrient pollution index (NPI) as a tool for monitoring spatiotemporal changes in the hydroecosystem

of the Pripjat River. The research aimed to assess the long-term dynamics of nutrient load and identify areas with increased contributions of nitrogen and phosphorus compounds, based on state monitoring data from the State Water Agency of Ukraine. Hydrochemical observations of 2005–2020 were used at sites 702, 616, 570, and 60 km from the mouth. The NPI was calculated from nitrate and phosphate concentrations normalized to the WHO maximum permissible levels (50 mg/dm^3 for NO_3^- and 5 mg/dm^3 for PO_4^{3-}) and classified according to the ecological state of surface waters using the nutrient pollution index. Analysis of the concentration distribution showed that the upper sections of 702 km and 616 km are characterized by a broader range and single nitrate peaks of up to $9\text{--}10 \text{ mg/dm}^3$, while in the downstream sections (570 km and 60 km from the mouth) nitrate concentrations were more stable, and in the 60 km section increased variability was noted with maxima of up to $6\text{--}7 \text{ mg/dm}^3$. The highest phosphate concentrations and the most significant variability were recorded in the 702 km section (up to $0.75\text{--}0.78 \text{ mg/dm}^3$); 616 and 570 km are characterized by low median levels ($0.05\text{--}0.08 \text{ mg/dm}^3$) with episodic peaks of up to $0.5\text{--}0.7 \text{ mg/dm}^3$. In comparison, in the 60 km section, maxima mostly did not exceed 0.3 mg/dm^3 . In most years, NPI values were low and corresponded to the absence or weak biogenic pollution. On the scale of surface water pollution levels, the index rarely exceeded 1.4 (excellent status), and the transition to 1.5–1.6 was recorded only at the 616 km section in 2005. Heat maps showed a spike in NPI at the 702 km section (2011–2013) and increases at the 570 and 60 km sections in 2020, which may be useful for assessing eutrophication risks.

Keywords: nitrates; phosphates; multi-year monitoring; surface water quality; eutrophication risks.

Отримано: 20 листопада 2025 року
Прорецензовано: 26 листопада 2025 року
Прийнято до друку: 28 листопада 2025 року

УДК 628*35:582

<https://doi.org/10.31713/vs4202510>

Клименко М. О. [1; ORCID ID: 0000-0003-0892-0648],

д.с.-г.н., професор,

Степаненко М. А. [1; ORCID ID: 0009-0007-1113-8450],

здобувач третього рівня вищої освіти

¹Національний університет водного господарства та природокористування, м. Рівне

ВИКОРИСТАННЯ ХЛОРЕЛИ ДЛЯ ОЧИЩЕННЯ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ ТА ПОКРАЩЕННЯ ЇХ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ

У статті узагальнено сучасні наукові дані щодо застосування мікроводоростей роду *Chlorella* як ефективного біотехнологічного інструмента для очищення різних типів водних об'єктів (комунальні, агропромислові та промислові стоки, малі річки і ставки) та одночасного відновлення їх екологічного стану. На підставі критичного огляду рецензованих джерел (інтервал 2018–2025 рр.) проаналізовано основні механізми фітореMediaції – асиміляцію розчинних форм азоту й фосфору, біосорбцію і біоаккумуляцію важких металів, адсорбцію та біотрансформацію фармацевтичних мікрозабруднювачів – а також фактори, що визначають ефективність цих процесів (температура, освітленість, C:N:P, HRT, режим газопостачання). Узагальнено діапазони ефективності видалення основних класів забруднювачів: загального азоту (TN) – орієнтовно 50–93%, загального фосфору (TP) – 60–97%, COD/BOD – 50–85% (варіювання залежно від конфігурації систем і умов експерименту). Окремо розглянуто придатність відкритих (HRAP, ставки) та закритих (фотобіореактори – PBR) технологічних схем, їхні переваги і обмеження для помірного клімату, а також інноваційні підходи (імобілізація, біофлокуляція, мікро-/нанопухирці, консорціальні культури), що підвищують продуктивність і полегшують збір біомаси. Проаналізовано ризики, пов'язані з накопиченням токсичних речовин у біомасі (важкі метали, залишкові фармакологічні сполуки), і запропоновано алгоритм безпечного поводження: моніторинг (ICP-MS, LC-MS/MS), критерії селекції для подальшого використання біомаси (агропродукція, переробка, енергетична утилізація). Стаття містить практичні рекомендації для адаптації технологій *Chlorella* до українських умов: застосування гібридних схем (PBR для холодного періоду + HRAP для теплої пори), відбір локальних штамів з підвищеною толерантністю, розробка пілотних програм з чіткими метриками ефективності (TN, TP, COD, енерговитрати на 1 м³). Наведено перелік пріоритетів для подальших досліджень: стандартизація протоколів, табличний синтез результатів,

попередній TEA/LCA, довготривалі польові експерименти у помірному кліматі. Практичне значення роботи полягає в інтегрованому підході – поєднанні біологічної очищення з управлінськими, технічними і нормативними заходами, що дозволяє підвищити ймовірність успішного впровадження фіторемедіації на основі *Chlorella* в умовах України.

Ключові слова: *Chlorella* spp.; фіторемедіація; очищення води; евтрофікація; фотобіореактор; біосорбція; важкі метали; антибіотики; біомаса; водні екосистеми.

Постановка проблеми. Забруднення поверхневих і підземних вод є однією з ключових екологічних загроз XXI століття, що прямо впливає на якість питної води, біорізноманіття водних екосистем і стійкість економічних галузей, пов'язаних з водними ресурсами. Інтенсивна урбанізація, нерегульовані скиди господарсько-побутових та промислових стічних вод, інтенсивне застосування мінеральних добрив і пестицидів у сільському господарстві спричиняють надходження у водні об'єкти надмірних кількостей азоту й фосфору, органічних забруднень, важких металів і фармацевтичних мікрозабруднювачів (зокрема антибіотиків) [2; 9]. Це призводить до евтрофікації, масових «цвітін» водоростей, дефіциту розчинного кисню, деградації водних біоценозів і зниження екосистемних послуг водойм.

В Україні ситуація ускладнюється нерівномірною інфраструктурою очисних споруд, застарілими технологіями на окремих підприємствах та сезонними навантаженнями на малі річки та озера, особливо у зонах інтенсивного сільськогосподарського використання. Часті випадки неповного або неякісного очищення стоків сприяють накопиченню забруднювачів у донних відкладеннях і біологічних ланцюгах, що створює довготривалі екологічні та санітарно-гігієнічні ризики. Одночасно існує потреба в технологіях очищення, які були б екологічно безпечними, енергоефективними, економічно життєздатними та адаптованими до кліматичних і організаційно-економічних умов України [12].

Сучасні хімічно-реагентні методи очищення, хоча й ефективні для певних класів забруднень, супроводжуються високими експлуатаційними витратами, утворенням вторинних побічних продуктів та складнощами щодо утилізації концентратів, тому особливо актуальним є розвиток біотехнологічних підходів, зокрема фіторемедіації за участі мікроводоростей, які поєднують очищення

води з відновленням екологічного статусу водойм і виробництвом цінної біомаси [4; 9].

Мікрододорості роду *Chlorella* привертають увагу як перспективний агент фітореMediaції через характерні біологічні риси: швидкий темп росту, високу продуктивність фотосинтезу, здатність інтенсивно засвоювати розчинені форми азоту та фосфору, а також зв'язувати (через біосорбцію чи біоаккумуляцію) іони важких металів та деякі органічні контамінанти [1; 5]. Однак для практичного впровадження таких підходів необхідно вирішити набір прикладних завдань: оптимізувати умови культивування для місцевих кліматичних режимів, визначити кінетику видалення різних класів забруднювачів у реальних стічних водах, розробити ефективні методи збору та безпечного використання/утилізації вилученої біомаси та адаптувати технологічні рішення до існуючої інфраструктури очисних споруд [12].

Отже, існує науково-практична потреба в систематичному дослідженні потенціалу *Chlorella* spp. для очищення водних об'єктів в умовах, наближених до українських, з урахуванням сучасних технологічних інструментів (фотобіореактори, іммобілізація, системи мікро-/нанопухирців, біофлокуляція, консорціальні підходи) та вимог щодо безпечного поводження з отриманою біомасою [9; 11]. Цей розділ визначає основу для подальшої постановки мети і завдань дослідження, спрямованих на розроблення практично застосовних рішень з очищення вод і відновлення екологічного стану водойм.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Огляд актуальних досліджень показує, що протягом останніх років наукова спільнота значно розширила експериментальні й оглядові напрацювання щодо застосування *Chlorella* spp. як ефективного біотехнологічного інструмента для очищення різних класів водних стоків. Лабораторні і пілотні дослідження підтверджують стабільну здатність культур *Chlorella* знижувати концентрації біогенних елементів: у численних роботах повідомляють про видалення загального азоту у межах приблизно 70–90% і загального фосфору до 85–97% за періоди культивування від 7 до 21 дня [1; 2; 3]. Одночасно відзначено помітне зниження органічного навантаження (COD/BOD) – типово 50–85% залежно від типу стоків і режимів культивування [1; 4]. Додавання CO₂, оптимізація освітлення та контроль режимів аерації суттєво підвищують продуктивність культури й швидкість очищення [1; 2].

Окремий напрям досліджень стосується елімінації фармацевтичних мікрозабруднювачів і антибіотиків: результати

виявилися гетерогенними і залежними від класу сполуки, початкових концентрацій та стану клітин; так, деякі антибіотики (наприклад, тетрацикліни) ефективно видаляються або метаболізуються хлорелою, тоді як інші сполуки потребують модифікацій системи (імобілізація, застосування мікро/нанопухирців) для отримання значущих показників елімінації [7; 8]. Щодо важких металів, *Chlorella vulgaris* демонструє високу біосорбційну й біоаккумуляційну здатність до іонів Pb, Cd, Cu, Zn, Ni тощо – у моноелементних експериментах видалення може сягати 65–99%, у мультиелементних системах ефективність зазвичай знижується через конкурентні взаємодії й можливу металеву токсичність, що впливає на ріст і фотосинтетичну активність водорості [5; 6].

Технологічно дослідження розмежовують відкриті системи (HRAP, ставки) і закриті фотобіореактори: перші дешевші у будівництві і простіші у масштабуванні, проте чутливі до кліматичних умов, контамінації та сезонності; другі дають кращий контроль параметрів і вищу продуктивність, але є капіталомісткими [2; 4]. Інноваційні підходи – імобілізація на матрицях, біофлокуляція (зокрема за участі грибних пелет *Aspergillus* для ініціації флокуляції), застосування мікро-/нанопухирців і посилена аерація – показали, що їхнє поєднання може значно полегшити збір біомаси, підвищити ефективність видалення забруднювачів і зменшити енергетичні витрати на операції відокремлення [2; 9]. Дослідження ролі консорціумів (мікробіодорості + бактерії, «фікосфера») підкреслюють синергійний ефект: бактерії доповнюють шляхи деградації органіки й підвищують стабільність системи, що сприяє більш повному очищенню реальних стічних вод [3; 10].

Разом з тим у доступній літературі виявлені ключові обмеження і прогалини: значна варіативність експериментальних протоколів (різні початкові концентрації забруднювачів, тривалість експериментів, режими освітлення і подачі CO₂) ускладнює порівняння й масштабування результатів; сезонність та помірний клімат знижують продуктивність відкритих систем у регіонах типу України, що вимагає адаптації (теплиці, сезонне планування) [12]; накопичення токсичних речовин у біомасі ставить питання безпечної утилізації або перед-переробки для використання в якості добрив/кормів [11]. Крім того, бракує довготривалих польових і верифікаційних пілотних дослідів у помірному кліматі та економічних оцінок життєвого циклу технологій для прийняття обґрунтованих інвестиційних рішень [9].

На підставі огляду цих джерел можна зробити висновок, що *Chlorella* spp. має реальний потенціал для інтеграції в системи очищення водойм і стічних вод за умови адаптації технологій до місцевих умов, стандартизації протоколів досліджень та розробки методик безпечного поводження з отриманою біомасою; пріоритетними напрямками подальших робіт є випробування локальних штамів у реальних стоках, оптимізація режимів культивування для помірного клімату, тестування комбінованих технологічних ланцюжків (консорціуми + іммобілізація + мікро/нанопухирці) та проведення економіко-екологічних оцінок для практичної імплементації в українських умовах [11].

Мета, завдання та методики проведення досліджень. Метою дослідження є комплексне узагальнення та систематизація сучасних наукових даних щодо застосування мікроводорості *Chlorella* spp. для очищення водних об'єктів і покращення їх екологічного стану з акцентом на адаптацію технологічних рішень до умов помірного клімату України.

Для досягнення цієї мети поставлено низку взаємопов'язаних завдань: систематичний огляд публікацій з відбором матеріалів, релевантних практичному застосуванню *Chlorella* у очистці стоків і водних екосистем; виділення та порівняння основних механізмів фітореMediaції (поглинання біогенів, біосорбція/біоаккумуляція важких металів, біодеградація органічних і фармацевтичних контамінантів) [1; 6; 7]; аналіз технологічних конфігурацій (відкриті HRAP/ставки, закриті фотобіореактори, іммобілізація, біофлокуляція, консорціальні підходи та інновації – мікро/нанопухирці, інтенсивна аерація) з точки зору ефективності, стійкості й можливості інтеграції в існуючу інфраструктуру очисних споруд [4; 10]; оцінка переваг і обмежень згаданих підходів у контексті сезонності, енергетичних і трудових витрат, а також безпеки подальшого використання отриманої біомаси [11; 12]; формування практичних рекомендацій для пілотних впроваджень і розробки методичних вказівок для українських умов. Оскільки в межах цієї роботи не передбачено проведення власних лабораторно-експериментальних дослідів, основні висновки та рекомендації сформовані на підставі критичного синтезу опублікованих даних, їхньої порівняльної інтерпретації та оцінки придатності для практичного впровадження в українських реаліях, з пропозиціями щодо пріоритетних напрямів для майбутніх пілотних випробувань і деталізованих техніко-економічних досліджень.

Виклад основного матеріалу дослідження. Збільшена увага до застосування мікроводоростей роду *Chlorella* обумовлена тим, що вони поєднують фотосинтетичне фіксування CO_2 з поглинанням поживних речовин, що робить їх ефективним інструментом очищення вод. На відміну від класичних технологій, фіторемедіація з використанням *Chlorella* не тільки видаляє N, P, органічні забруднювачі, важкі метали та мікрополіруючі агенти зі стоків, а й продукує біомасу з цінними метаболітами [4; 9]. Одночасно *Chlorella* асимілює великі об'єми CO_2 , що сприяє зменшенню викидів парникових газів під час очистки стічних і поверхневих вод [1]. Це поєднання екологічних і економічних переваг робить застосування *Chlorella* актуальним для сталих технологій водопідготовки.

Механізми видалення забруднень. *Chlorella* активно поглинає азотні та фосфорні сполуки: амонійний/нітратний азот і фосфати використовуються для біосинтезу білків, нуклеїнових кислот і клітинних структур. Дослідження показують, що *C. vulgaris* може видаляти ~90–95% амонійного та нітратного азоту й фосфору зі стічних вод; зокрема отримано до ~93% видалення NH_4^+-N і 89% $\text{PO}_4^{3--}\text{P}$ за 3 дні культивування [1]. Органічні забруднення (хімічне/біохімічне споживання кисню) також значно зменшуються: наприклад, спільне вирощування *Chlorella* забезпечило ~84% зниження COD разом із 95% видалення амонію та 97% фосфору протягом 5 діб [3]. Важкі метали поглинаються на поверхні клітин хлорели через взаємодію з функціональними групами стінки (карбоксили, аміно- і гідроксильні групи) [6]. Експериментально показано, що *C. vulgaris* видаляє 65–99% таких металів (Ni, Pb, Zn, Cd, Cu) за 3–7 діб культивування [5]. Фармацевтичні контамінанти (наприклад, антибіотики, гормони, НПЗП) частково видаляються комбінацією сорбції на клітинах і мікробної/алгальної трансформації. Так, хлорели демонстрували практично повне вилучення сульфаметоксазолу (до 99,3%) та ципрофлоксацину (100%) під час культивування [13], а інноваційна система з іммобілізованими клітинами і мікро-/нано-пухирцями забезпечувала понад 90% усунення хлорамфеніколу [8]. Таким чином, *Chlorella* поєднує фотосинтез з біологічним накопиченням і перетворенням широкого спектра забруднень, що робить її перспективним біоагентом для очищення вод.

Технологічні конфігурації. Системи вирощування *Chlorella* для очищення вод поділяються на відкриті (басейни, ставки, HRAP) і закриті (фотобіореактори) конструкції. Відкриті ставки та

високопродуктивні ставкові реактори (HRAP) є дешевшими у спорудженні і простими в масштабуванні, оскільки використовують природне освітлення та добре підходять для теплого клімату. Такі системи довели свою ефективність у певних роботах, проте вони чутливі до погодних умов, контамінації чужорідними видами й значних втрат води через випаровування [2; 9]. У закритих фотобіореакторах (наприклад, трубчастих або мембранних) параметри (освітленість, температура, газовий режим) контролюють спеціально, що підвищує стабільність процесу і концентрацію культури. Так, у мембранному фотобіореакторі з *C. vulgaris* отримано 93% видалення амонію та 89% фосфору при гідравлічному часі 3 доби [2]. Водночас закриті системи потребують вищих початкових інвестицій та витрат електроенергії (освітлення, перемішування, підігрів) і мають складнішу процедуру відділення біомаси від води [4]. Для наочного порівняння переваг і недоліків відкритих і закритих систем доцільно надати узагальнені показники в таблиці.

Таблиця

Порівняльна характеристика систем культивування *Chlorella* для
водоочищення

Характеристика	Відкриті системи (HRAP, Ставки)	Закриті фотобіореактори (PBR)
Капітальні витрати (CAPEX)	Низькі	Високі (матеріали, датчики, насоси)
Експлуатаційні витрати (OPEX)	Помірні (перемішування)	Високі (освітлення, термостатування)
Контроль параметрів	Низький (залежність від погоди)	Високий (повний контроль pH, T, світла)
Ризик контамінації	Високий (інші водорості, хижакі)	Низький (монокультура)
Втрати води	Значні (випаровування)	Мінімальні (замкнений цикл)
Продуктивність біомаси	Низька/Середня	Висока
Придатність для України	Сезонна (весна-осінь)	Цілорічна (при розміщенні у приміщенні/теплиці)

Інноваційні підходи. Сучасні дослідження фокусуються на підвищенні продуктивності й зручності систем. Імобілізація клітин *Chlorella* в полімерних матрицях або гелевих намистинах спрощує

рециркуляцію культури й покращує стабільність. Наприклад, поєднання іммобілізації *C. vulgaris* у гелевих намистинах з подачею мікро- та нанопухирців суттєво підвищувало перенесення кисню до клітин, що збільшувало їхню активність і видалення лікарських забрудників (сульфадіазину та хлорамфеніколу на 79,9% і 93,9% відповідно) [2]. Біофлокуляція шляхом додавання філаментозних грибів (наприклад, *Aspergillus niger*) або колоніальних водоростей дає можливість агрегувати клітини *Chlorella* у великі згустки. Оптимізовані грибні пелети (5–28 мм) забезпечували 100% флокуляцію *C. vulgaris* і водночас ~92% видалення амонію та фосфору у двоступеневому процесі з питомою подачею біотовару [2; 4]. Крім того, створюються консорціуми мікроводоростей і бактерій (або грибів) – змішані культури дають синергетичний ефект: наприклад, тристороння система *Chlorella*–бактерії досягла ~93,7% видалення загального азоту та 93,6% фосфору [3; 10]. Як показано в оглядах, такі мікс-культури вирощуються з вищим накопиченням біомаси і кращим видаленням поживних речовин порівняно з монокультурами. Усі ці інтегровані конфігурації демонструють значні переваги і перспективи для покращеного очищення вод [4].

Міжнародний досвід та адаптація до клімату України. Подібні технології успішно впроваджують у різних кліматичних зонах. Наприклад, у країнах Близького Сходу показано, що *Chlorella vulgaris* може видаляти майже 95% амонійного азоту й 97% фосфору з побутових стоків за 5 діб культивування [2]. В південній Європі проводили пілотні дослідження зимового культивування автохтонних штамів: у Італії взимку при середніх температурах $\approx 10^{\circ}\text{C}$ експеримент виявив значне зниження N та P у відстійниках води до нормативних значень, а також майже повне видалення кишкових паличок за кілька діб обробки [14]. Ці результати підкреслюють, що в помірному кліматі України потрібно обирати місцеві (морозостійкі) штами і налаштовувати параметри реактора (оптимальне гідравлічне навантаження, аерацію), аби забезпечити ефективність, порівнянну з експериментами в теплих регіонах [12].

Екологічні обмеження, безпека біомаси та масштабування. При всій перспективності *Chlorella*-систем необхідно враховувати обмеження. Великі відкриті ставки потребують чималої площі і можуть сприяти неконтрольованому розповсюдженню культури у навколишнє середовище; тому рекомендується використовувати автохтонні види й запобіжні заходи біобезпеки [12]. Безпека утвореної

біомаси є особливо важливою: адсорбовані на водоростях важкі метали та органічні контамінанти накопичуються в їх тканинах, що ускладнює подальше використання біомаси (наприклад, у харчових цілях) без додаткової очистки [11]. До того ж застосування хімічних флокулянтів може призвести до засмічення біомаси токсичними залишками. Збирання великої маси клітин також залишається технічно складним: традиційні методи (центрифугування, фільтрація) енерговитратні і дорогі. Однак оцінки показали, що у порівнянні з традиційними підходами мікрowodорості здатні суттєво знизити загальне енергоспоживання системи очищення води [9]. Отже, *Chlorella*-реактори мають високий потенціал для масштабування, але потребують оптимізації (в умовах України, особливо щодо сезонності, освітлення та аерації) і ретельного контролю та утилізації побічної біомаси.

Висновки. У роботі показано, що *Chlorella* spp. є перспективним і багатофункціональним агентом для очищення водних об'єктів завдяки синергії фотосинтетичної продуктивності, здатності до інтенсивної асиміляції біогенів та здатності сорбувати і частково трансформувати широкий спектр контамінантів. Літературні дані свідчать про значну варіабельність ефективності залежно від технологічної конфігурації і експлуатаційних умов: закриті фотобіореактори забезпечують більш стабільні і високі показники видалення при кращому контролі параметрів, тоді як відкриті HRAP є дешевшою, але сезонно залежною альтернативою. Інноваційні підходи – іммобілізація, біофлокуляція, застосування мікро/нанопухирців та використання консорціумів – підвищують продуктивність і зменшують енерговитрати на сепарацію, однак потребують додаткової валідації в польових умовах та оцінки життєвого циклу. Ключовим обмеженням є ризик накопичення токсичних речовин у біомасі, що визначає необхідність обов'язкового моніторингу й розробки чітких алгоритмів поводження з біомасою. Для адаптації технологій *Chlorella* до умов України доцільно впроваджувати гібридні пілотні установки, відбирати локальні штами з підвищеною толерантністю та виконувати попередній TEA/LCA. Майбутні дослідження мають бути спрямовані на стандартизацію експериментальних протоколів, довготривалу польову перевірку ефективності підходів у помірному кліматі та розробку нормативних вимог щодо безпечного використання отриманої біомаси. Поєднання біологічних технологій з комплексними управлінськими та

регуляторними заходами створює оптимальні передумови для сталого впровадження фітореMediaції на основі *Chlorella* як частини національної стратегії збереження і відновлення водних екосистем.

1. Kong W., Kong J., Ma J. et al. *Chlorella vulgaris* cultivation in simulated wastewater for biomass production, nutrient removal and CO₂ fixation simultaneously. *Journal of Environmental Management*. 2021. Vol. 284. P. 112070. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112070>.
2. Alazaiza M. Y. D., He S., Su D. et al. Sewage water treatment using *Chlorella vulgaris* for simultaneous nutrient separation and biomass production. *Separations*. 2023. Vol. 10(4). P. 229. URL: <https://doi.org/10.3390/separations10040229>.
3. Oruganti R. K., Katam K., Show P. L., Gadhamshetty V., Upadhyayula V. K. K. A comprehensive review on the use of algal-bacterial systems for wastewater treatment with emphasis on nutrient and micropollutant removal. *Environmental Technology Reviews*. 2022. URL: <https://doi.org/10.1080/21655979.2022.2056823>.
4. Goh P. S., Lau W. J., Ismail A. F. et al. Microalgae-enabled wastewater remediation and nutrient recovery through membrane photobioreactors: recent achievements and future perspective. *Membranes*. 2022. Vol. 12(11). P. 1094. URL: <https://doi.org/10.3390/membranes12111094>.
5. Kyratzopoulou E., Kyzaki N. et al. The efficiency of *Chlorella vulgaris* in heavy metal removal: a comparative study of mono- and multi-component metal systems. *Clean Technologies*. 2025. Vol. 7(2). P. 35. URL: <https://doi.org/10.3390/cleantechnol7020035>.
6. Mahlangu D., Mphahlele K., De Paola F., Mthombeni N. H. Microalgae-mediated biosorption for effective heavy metals removal from wastewater: a review. *Water*. 2024. Vol. 16(5). P. 718. URL: <https://doi.org/10.3390/w16050718>.
7. Escapa C., Coimbra R. N., Paniagua S., García A.I., Otero M. Nutrients and pharmaceuticals removal from wastewater by culture and harvesting of *Chlorella sorokiniana*. *Bioresource Technology*. 2015. Vol. 185. P. 175–181. URL: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.03.004>.
8. Chu Y., Wang X., Liu Z. et al. New insight into the concentration-dependent removal of multiple antibiotics by *Chlorella sorokiniana*. *Bioresource Technology*. 2023. Vol. 385. P. 129409. URL: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2023.129409>.
9. Abuhasseesh Y., Ghazal A. et al. Advances in *Chlorella* microalgae for sustainable wastewater treatment and bioproduction. *Chemical Engineering Journal Advances*. 2025. Vol. 22. P. 100715. URL: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2025.100715>.
10. Wirth R., Pap B., Böjti T. et al. *Chlorella vulgaris* and its phycosphere: understanding the bacterium–microalga interaction. *Frontiers in Bioengineering and Biotechnology*. 2020. Vol. 8. P. 557572. URL: <https://doi.org/10.3389/fbioe.2020.557572>.
11. Akca M. O., Saygın S. D., Bilgin A. et al. Harnessing *Chlorella vulgaris* for mucilage mitigation and wheat growth on fluvisol. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*. 2025. URL: <https://doi.org/10.1007/s42729-025-02559-w>.
12. Le T. A. T., Nguyen T. D. Potential of hospital wastewater treatment using locally isolated *Chlorella* sp. LH2 from cocoon wastewater. *Bioresources and Bioprocessing*. 2024. Vol. 11. P. 35. URL: <https://doi.org/10.1186/s40643-024-00748-6>.
13. Xiong Q., Liu Y.-S., Hu L.-X., Shi Z.-Q., Cai W.-W., He L.-Y., & Ying G.-G. Co-metabolism of sulfamethoxazole by a freshwater microalga *Chlorella pyrenoidosa*. *Water Research*. 2020. Vol. 175. P. 115656. URL: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115656>.
14. Benà E. et al. Winter Season Outdoor Cultivation of an Autochthonous *Chlorella*-

Strain in a Pilot-Scale Prototype for Urban Wastewater Treatment. *Water*. 2024. Vol. 16, Issue 18. P. 2635. URL: <https://doi.org/10.3390/w16182635>.

REFERENCES:

1. Kong W., Kong J., Ma J. et al. Chlorella vulgaris cultivation in simulated wastewater for biomass production, nutrient removal and CO₂ fixation simultaneously. *Journal of Environmental Management*. 2021. Vol. 284. P. 112070. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112070>.
2. Alazaiza M. Y. D., He S., Su D. et al. Sewage water treatment using Chlorella vulgaris for simultaneous nutrient separation and biomass production. *Separations*. 2023. Vol. 10(4). P. 229. URL: <https://doi.org/10.3390/separations10040229>.
3. Oruganti R. K., Katam K., Show P. L., Gadhamshetty V., Upadhyayula V. K. K. A comprehensive review on the use of algal-bacterial systems for wastewater treatment with emphasis on nutrient and micropollutant removal. *Environmental Technology Reviews*. 2022. URL: <https://doi.org/10.1080/21655979.2022.2056823>.
4. Goh P. S., Lau W. J., Ismail A. F. et al. Microalgae-enabled wastewater remediation and nutrient recovery through membrane photobioreactors: recent achievements and future perspective. *Membranes*. 2022. Vol. 12(11). P. 1094. URL: <https://doi.org/10.3390/membranes12111094>.
5. Kyratzopoulou E., Kyzaki N. et al. The efficiency of Chlorella vulgaris in heavy metal removal: a comparative study of mono- and multi-component metal systems. *Clean Technologies*. 2025. Vol. 7(2). P. 35. URL: <https://doi.org/10.3390/cleantechnol7020035>.
6. Mahlangu D., Mphahlele K., De Paola F., Mthombeni N. H. Microalgae-mediated biosorption for effective heavy metals removal from wastewater: a review. *Water*. 2024. Vol. 16(5). P. 718. URL: <https://doi.org/10.3390/w16050718>.
7. Escapa C., Coimbra R. N., Paniagua S., García A.I., Otero M. Nutrients and pharmaceuticals removal from wastewater by culture and harvesting of Chlorella sorokiniana. *Bioresource Technology*. 2015. Vol. 185. P. 175–181. URL: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.03.004>.
8. Chu Y., Wang X., Liu Z. et al. New insight into the concentration-dependent removal of multiple antibiotics by Chlorella sorokiniana. *Bioresource Technology*. 2023. Vol. 385. P. 129409. URL: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2023.129409>.
9. Abuhaseesh Y., Ghazal A. et al. Advances in Chlorella microalgae for sustainable wastewater treatment and bioproduction. *Chemical Engineering Journal Advances*. 2025. Vol. 22. P. 100715. URL: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2025.100715>.
10. Wirth R., Pap B., Böjti T. et al. Chlorella vulgaris and its phycosphere: understanding the bacterium-microalga interaction. *Frontiers in Bioengineering and Biotechnology*. 2020. Vol. 8. P. 557572. URL: <https://doi.org/10.3389/fbioe.2020.557572>.
11. Akca M. O., Saygın S. D., Bilgin A. et al. Harnessing Chlorella vulgaris for mucilage mitigation and wheat growth on fluvisol. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*. 2025. URL: <https://doi.org/10.1007/s42729-025-02559-w>.
12. Le T. A. T., Nguyen T. D. Potential of hospital wastewater treatment using locally isolated Chlorella sp. LH2 from cocoon wastewater. *Bioresources and Bioprocessing*. 2024. Vol. 11. P. 35. URL: <https://doi.org/10.1186/s40643-024-00748-6>.
13. Xiong Q., Liu Y.-S., Hu L.-X., Shi Z.-Q., Cai W.-W., He L.-Y., & Ying G.-G. Co-metabolism of sulfamethoxazole by a freshwater microalga Chlorella pyrenoidosa. *Water Research*. 2020. Vol. 175. P. 115656. URL: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115656>.
14. Benà E. et al. Winter Season Outdoor Cultivation of an Autochthonous Chlorella-

Klymenko M. O. [1; ORCID ID: 0000-0003-0892-0648],
Doctor of Agricultural Sciences, Professor,
Stepanenko M. A. [1; ORCID ID: 0009-0007-1113-8450],
Post-graduate Student

¹*National University of Water and Environmental Engineering, Rivne*

USE OF *CHLORELLA* (*CHLORELLA* SPP.) FOR THE REMEDIATION OF AQUATIC SYSTEMS AND IMPROVEMENT OF THEIR ECOLOGICAL STATUS

This article presents a systematic synthesis of contemporary scientific evidence on the use of microalgae of the genus *Chlorella* as an effective biotechnological tool for treating various types of water bodies (municipal, agro-industrial and industrial effluents, small rivers and ponds) and restoring their ecological status. Based on a critical review of peer-reviewed literature (2018–2025), the main mechanisms of phycoremediation are analyzed – assimilation of dissolved nitrogen and phosphorus species, biosorption and bioaccumulation of heavy metals, adsorption and biotransformation of pharmaceutical micropollutants – as well as the environmental and operational drivers of process efficiency (temperature, irradiance, C:N:P ratio, hydraulic retention time, gas supply regime). Consolidated efficacy ranges are reported for key pollutant classes: total nitrogen (TN) $\approx$ 50–93%, total phosphorus (TP) $\approx$ 60–97%, and COD/BOD $\approx$ 50–85%, with variability depending on system configuration and operating conditions. The suitability of open (HRAP, ponds) and closed (photobioreactors – PBR) technological configurations is discussed with respect to temperate climates, alongside innovations (immobilization, bioflocculation, micro/nanobubbles, algal-bacterial consortia) that increase productivity and facilitate biomass recovery. Risks associated with contaminant accumulation in biomass (heavy metals, residual pharmaceuticals) are assessed, and a safe-handling algorithm is proposed, including monitoring by ICP-MS and LC-MS/MS and decision criteria for biomass valorization routes (agronomic use, material or energy recovery). Practical recommendations are provided for adapting *Chlorella* systems to Ukrainian conditions: hybrid schemes (PBR in cold seasons + HRAP in warm seasons), selection of local tolerant strains, and pilot programs with explicit performance metrics (TN, TP, COD, energy consumption per m³). Priorities for future research are outlined: standardization of protocols, tabular data

synthesis, preliminary TEA/LCA, and long-term field trials in temperate climates. The article's practical value lies in its integrated approach, combining biological remediation with managerial, technical and regulatory measures to enhance the viability of *Chlorella*-based phycoremediation in Ukraine.

Keywords: *Chlorella* spp.; phycoremediation; water treatment; eutrophication; photobioreactor; biosorption; heavy metals; antibiotics; biomass; aquatic ecosystems.

Отримано: 22 жовтня 2025 року
Прорецензовано: 30 жовтня 2025 року
Прийнято до друку: 28 листопада 2025 року

Крамаренко І. В. [1; ORCID ID: 0009-0005-6231-5125],
юрист, засновник ініціативи «UA Громади»,
Копій Л. І. [2; ORCID ID: 0000-0001-6672-3904],
д.с.-г.н., професор,
Копій С. Л. [2; ORCID ID: 0000-0002-7322-7244],
к.с.-г.н., доцент,
Клименко О. М. [3; ORCID ID: 0000-0002-2047-8824],
д.с.-г.н., професор

¹«UA Громади»

²Національний лісотехнічний університет України, м. Львів

³Національний університет водного господарства та природокористування, м. Рівне

ІМПЛЕМЕНТАЦІЯ ВИМОГ РЕГЛАМЕНТУ (ЄС) 2023/1115 EUDR ("EU DEFORESTATION REGULATION") В УКРАЇНІ

У статті розглянуто Регламент Європейського Союзу щодо вирубки лісів (EUDR) як знакову політику, спрямовану на ліквідацію товарів, пов'язаних з вирубкою лісів.

Підкреслюється важливість лісових ресурсів України в контексті європейської інтеграції і сталого розвитку та висвітлюються сучасні виклики, з якими стикається лісове господарство.

Проаналізовано виконання Україною вимог директиви EU Deforestation Regulation (EUDR), а саме втілення норм, рішень та стандартів у реальні дії, закони та процеси в державі.

Україна є активним експортером деревини, аграрної сировини та продукції, що потрапляє під дію EUDR. Тому питання відповідності новим стандартам безпосередньо впливає на логістику та доступ українських товарів до європейського ринку.

Наведено основні вимоги регламенту EUDR, що встановлюють суворі правила для всіх операторів і трейдерів, які вперше вводять товари на ринок Європейського Союзу або експортують їх з нього. Всі такі компанії повинні провести належну перевірку (due diligence) – комплексну процедуру, що включає збір документів і даних про походження продукції, оцінку ризиків та вжиття заходів для їх мінімізації.

Наведено досвід країн ЄС з імплементації вимог EUDR у національне законодавство. Встановлено, що імплементація EUDR у державах-членах ЄС має різні темпи і рівні готовності. Незважаючи на те, що регламент діє напряду, національні системи контролю й процедури ще розгортаються.

Зазначено, що одним з ключових кроків в імplementації норм EUDR в Україні є впровадження ведення лісового господарства на принципах наближеного до природи лісівництва.

В цілому можна констатувати, що Україна має основу для імplementації вимог EUDR – є зацікавленість, є початкові технічні рішення, громадські ініціативи.

Ключові слова: імplementація; Регламент EUDR; лісові ресурси; логістичний ланцюг поставок; ринок ЄС.

Постановка проблеми. Опустелювання, зсуви, зникнення цілих видів рослин і зниження родючості ґрунту, прискорення глобального потепління – ось неповний перелік наслідків вирубки лісів.

Зміна клімату сьогодні визнається як одна з головних глобальних загроз, яка впливає і в майбутньому очікувано буде збільшувати свій вплив на лісові екосистеми [1; 2].

Біологічна продуктивність лісів є найвищою, вона зумовлює максимальні показники депонування вуглецю, використання води, акумулювання її запасів та збагачення атмосфери вологою і киснем [3; 4].

Ліси є важливим чинником розвитку держави, виступаючи стратегічним ресурсом економіки та одним із ключових елементів, що визначають рівень якості життя населення.

Інтенсивне зростання попиту на деревину на внутрішньому та зовнішньому ринках спричинило появу однієї з найбільш гострих проблем лісового господарства – самовільних рубок, наслідками яких є значні соціально-економічні та екологічні втрати.

У 2015 році Україна запровадила заборону (мораторій) на експорт необробленої деревини до ЄС з метою боротьби з незаконною вирубкою карпатських лісів [5]. Водночас Україна стала найбільшим експортером нелегальної деревини до Євросоюзу.

Масштаби зазначеної проблеми мають стійку тенденцію до зростання з року в рік, що зумовлює істотні матеріальні втрати для економіки держави та формує загрозу зниження рівня екологічної безпеки країни [6].

Отже, вивчення міжнародного досвіду, зокрема практик країн-членів Європейського Союзу, набуває особливої ваги для розроблення дієвої стратегії сталого розвитку лісового господарства України щодо запобігання зникнення чи деградації лісів в умовах глобальних кліматичних змін.

Аналіз останніх досліджень та публікацій. Міжнародний досвід

впровадження окремих складових сталого лісокористування в умовах зміни клімату, аналіз інструментів лісової політики та лісове законодавство європейських країн є предметом активних наукових досліджень вітчизняних учених Дубовіча І. А., Сенька Є. І., Польовського А. М., Полякової Л. В. та ін. [7–10].

Питання адаптації Українського лісового законодавства до законодавства Європейського Союзу розглядають у своїх працях Сторожук В. Ф., Юрчишин Н. Г., Печуляк В. П. та інші науковці і практики [11–14].

Принципи національної лісової політики і повнота їх реалізації у державах ЄС розглядаються у працях Синякевича І. М., Соловія І. П., Гончаренка Л. Ф., Дубовіча І. А., Лесюка Г. М. [15–17].

Україна активно вивчає та впроваджує ці практики, зокрема через співпрацю з європейськими експертами та проєкти, щоб гармонізувати своє законодавство та практики з вимогами ЄС, що є критично важливим для інтеграції на європейські ринки.

Мета дослідження полягає у вивченні міжнародного досвіду сталого ведення лісового господарства, зокрема практик країн – членів Європейського Союзу, щодо запобігання знеліснення чи деградації лісів в умовах глобальних кліматичних змін. Імплементация вимог регламенту (ЄС) 2023/1115EUDR та можливості його застосування для лісового господарства України.

Результати дослідження та їх обговорення. У контексті глобальних екологічних викликів, таких як деградація лісів, втрата біорізноманіття, зміна клімату, регулювання логістичних ланцюгів поставок стає одним із ключових інструментів в Європейському Союзі. Для боротьби з цією проблемою Євросоюз, один із світових лідерів зеленої політики, запропонував новий інструмент – регламент щодо запобігання вирубці лісів у глобальному масштабі (EUDR).

Він встановлює вимоги до товариств і суб'єктів, які виводять товари на ринок Європейського Союзу або експортують з нього, з тим, щоб запобігти імпорту або експорту продукції, пов'язаної зі знелісненням чи деградацією лісів [18].

Регламент EUDR (Reg (ЄС) 2023/1115) набрав чинності 29 червня 2023 року і передбачає, що оператори великих підприємств мають бути готові до 30 грудня 2025 року, а для мікро- та малих підприємств – до 30 червня 2026 року.

Держави-члени повинні створити відповідні органи контролю, системи перевірки, санкції за невиконання.

Основні положення та вимоги, що покладають на операторів, трейдерів і держави-члени, розподіляються наступним чином:

Цілі та охоплення

Регламент EUDR має на меті: запобігання допуску на ринок ЄС або експорту з нього товарів та продуктів, які походять із місць, що були предметом знеліснення після 31 грудня 2020 року або з виробництва, яке спричинило деградацію лісів.

Регламент також ставить за мету підвищення прозорості логістичних ланцюгів поставок, підзвітності операторів, та суворішого контролю за товарами, пов'язаними з ризиком знеліснення чи нелегального вирубування.

Об'єкти охоплення: певні товари та продукти та супутні продукти, що імпортуються або виводяться на ринок ЄС. Регламент поширюється на сім основних товарів і продукти, що їх містять, виготовлені з них: деревина, кава, какао, соя, пальмова олія, яловичина (включно з великою рогатою худобою та м'ясними продуктами), гума (натуральний каучук).

Також – похідні або супутні продукти цих категорій, наприклад: шкіра, меблі, папір, друкована продукція (деревина), шоколад (какао), кавові напої, олії, мийні засоби (пальмова олія), кормові добавки (соєві продукти), автомобільні шини (гума) тощо.

Вимоги до операторів і трейдерів

Оператор – це особа чи компанія, яка вперше виводить товар на ринок ЄС або експортує його з ЄС. Трейдер – особа, що поширює товар на ринку ЄС без першого виведення.

Оператор має провести комплексну «належну перевірку» (due diligence): збір інформації, документів та даних від постачальників (стаття 9), оцінка ризиків (стаття 10), вжиття заходів щодо зменшення ризиків (стаття 11) у випадку, коли ризик не можна вважати незначним.

Інформація, яку потрібно отримати: геолокаційні координати місця виробництва, країна походження, право використання землі, відповідність виробництва законодавству країни походження.

Якщо ризик виявлено, необхідно вжити заходів щодо пом'якшення цього ризику (наприклад змінити постачальника, проконтролювати додатково, припинити контракт тощо).

Трейдер має забезпечити, що постачальник або оператор виконали вимоги, та зберігати відповідні записи.

Критерії відповідності вимогам EUDR

Під визначенням «зnelіснення-вільний» (deforestation-free) розуміють: продукцію, вироблену без використання земель, які після 31.12.2020 були предметом перетворення із лісу на аграрне або інше недеревне використання.

Виробництво має бути легальним, тобто відповідати законодавству країни походження (land-use rights, дозволи, екологічне законодавство, захист прав місцевих громад).

Системи контролю, записів і санкцій

Оператори та трейдери зобов'язані зберігати документацію, надавати її компетентним органам на запит.

Держави-члени мають проводити перевірки, також можливі адміністративні санкції в разі невиконання.

Регламент охоплює весь логістичний ланцюг поставок: від місця виробництва до імпорту/експорту в ЄС. Забезпечення прослідковуваності і геолокації є ключовим.

Схеми сертифікації та третьої сторони можуть бути використані як допоміжний елемент, але не скасовують відповідальності оператора.

Регламент прямо застосовний: як регламент ЄС він не потребує транспозиції в національне право держав-членів – тобто, він має пряме застосування. Проте на практиці держави-члени мають створити адміністративні механізми, контрольно-наглядові органи, системи реєстрації, санкцій.

Отже, вимоги EUDR досить комплексні і спрямовані на те, щоб імпортовані або експортовані через ЄС товари не були пов'язані з зі зnelісненням або деградацією лісів, забезпечувалися належною перевіркою й прозорістю.

Оскільки регламент має пряме застосування, транспозиція національного законодавства не потрібна, але країни-члени повинні створити національні органи контролю, впровадити відповідні процедури, реєстри, і забезпечити належне дотримання.

Держави-члени створюють або обирають компетентні органи, які відповідатимуть за моніторинг, перевірку та застосування санкцій.

Створюються системи електронного реєстру/інформаційні системи, через які оператори мають подавати документи чи звіти.

У деяких країнах вводяться порядки, які деталізують процедури виконання: як проводити геолокацію, як формувати звіти, які формати даних.

Деякі країни окремо регламентують процедури оцінки ризику, запроваджують національні «бенчмарки» ризику країн-постачальників.

Практика показує, що великі підприємства почали підготовку раніше, малий бізнес стикається з більшими складнощами. Наприклад, сфера деревини, сільськогосподарських товарів.

Хоча повний перелік імплементації на рівні кожної держави-члена наразі ще формується, можна виділити деякі показові аспекти у Німеччині, Франції та Італії, де створено національні наглядові органи/механізми (деталі в національних законодавчих актах).

Наприклад, у Німеччині Федеральне агентство з охорони навколишнього середовища підготувало рекомендації для операторів/трейдерів.

У Франції побудовано електронну систему подачі даних про походження комодіті.

У багатьох країнах ЄС розроблено національні керівництва (guidance) щодо виконання регламенту: як реалізувати перевірку, як працювати з вимогами EUDR.

До викликів при імплементації у країнах ЄС слід віднести:

- складність прослідковування логістичних ланцюгів поставок, особливо у сировинних країнах-постачальниках;
- вартість дотримання (особливо для малих та середніх підприємств);
- неоднорідність готовності країн-постачальників, різна якість даних, відсутність геолокації;
- побоювання, що малий бізнес чи країни, що розвиваються, можуть бути виключені з ланцюга поставок;
- часткове затримання: наприклад, ЄС запропонував відтермінування на рік, щоб врахувати складність впровадження.

Отже, імплементація EUDR у державах-членах ЄС має різні темпи і рівні готовності. Незважаючи на те, що регламент діє напрям, національні системи контролю й процедури ще розгортаються.

Це дає важливий урок для інших країн: необхідно заздалегідь готувати систему контролю, збирати дані, впроваджувати прослідковуваність.

Оцінка готовності України до імплементації цих вимог – важливе питання, враховуючи активну інтеграцію України до європейських ринків та перспективу наближення до стандартів ЄС.

На сьогодні визначене розуміння необхідності гармонізації



термінології і підготовки термінологічного базису (наприклад, чітке визначення «naturally regenerated forest», «old-growth forest»).

Покладений початок робіт із впровадження систем прослідковування та геолокації в лісовому секторі, що є фундаментальною вимогою EUDR. Та є свідомість того, що невідповідність вимогам EUDR може призвести до виключення української продукції з ринку ЄС.

Викликами імплементації в Україні слід вважати:

- законодавчу базу лісового сектору, яка є застарілою, потребує суттєвого перегляду або заміни;
- інституційну і адміністративну спроможність: потребується побудова відповідних контролюючих органів, системи реєстрації, нагляду, санкцій;
- відсутність повної та надійної системи геолокації, або її покриття може не охоплювати всю територію чи весь сектор;
- велику кількість дрібних виробників або суб'єктів, які можуть не мати ресурсів для виконання складних процедур due diligence;
- поточний ризик нелегальної лісозаготівлі та недостатній контроль: наприклад, згідно з даними Forest Trends, Україна має високий ризик нелегальної деревини;
- конфліктну ситуацію (війна) додає ризиків, витрат і викликів у впровадженні систем.

Щодо готовності, то в цілому можна констатувати, що Україна має основу для імплементації вимог EUDR – є зацікавленість, є початкові технічні рішення, громадські ініціативи.

Проте, готовність наразі є середньою, і вона потребує суттєвих доопрацювань, особливо в частині законодавства, адміністративних процедур, охоплення всіх виробників, побудови інституційного контролю. У зв'язку з тим, що терміни застосування EUDR наближаються, Україні варто прискорити роботу.

Для повної імплементації вимог EUDR Україна має здійснити певні системні кроки:

- *Законодавчі та нормативні заходи*

Розробити та ухвалити новий чи суттєво оновлений «Лісовий кодекс» або законодавство про лісове господарство, який включатиме вимоги геолокації, право власності/користування, облік ділянок, механізм контролю.

Прийняти закон або нормативний акт, що встановить обов'язки виробників, експортерів, трейдерів щодо документування ланцюгу

поставок, відповідно до EUDR (наприклад щодо товарів, пов'язаних з ризиком знеліснення).

Впровадити національні процедури оцінки ризику, заходи щодо пом'якшення ризиків, санкції за невиконання, у тому числі штрафи, заборони.

Уніфікувати термінологію та стандарти відповідно до ЄС: наприклад, чіткі визначення «ліс», «дефорестація», «деградація лісів», «naturally regenerated forest», «old-growth forest».

- Інституційні заходи та контроль

Створити чи призначити компетентний орган (або органи) контролю, що відповідатимуть за моніторинг, перевірки, санкції, звітування щодо виконання EUDR.

Забезпечити ресурси для цього органу: кадрові, технічні, інформаційні (бази даних, геолокаційні системи, ІТ-системи).

Розробити систему електронного реєстру/платформи для подачі даних операторами/трейдерами, зберігання документів, надання доступу контролюючим органам.

Забезпечити інтеграцію системи геолокації ділянок лісозаготівлі, прослідковування від ділянки до товару, можливість аудиту.

- Підтримка бізнесу та виробників

Провести інформаційно-консультативні кампанії для виробників, експортерів, трейдерів, особливо малих та середніх підприємств, щодо вимог EUDR, процедур, ризиків невідповідності.

Розробити методичні керівництва, шаблони, чек-листи, які допоможуть бізнесу виконувати процедури due diligence.

Забезпечити стимулювання переходу на відповідні практики: наприклад, підтримка сертифікації (FSC/PEFC etc), фінансова/технічна допомога малим виробникам, що прагнуть відповідати вимогам.

Залучити бізнес-асоціації, громадські організації до співпраці: формувати спільно узгоджені стандарти, механізми звітування, аудит.

- Технічні та інформаційні заходи

Впровадити/удосконалити систему геолокації лісозаготівельних ділянок, облік маршруту лісопродукції, зберігання даних про кожен лог/транзакцію.

Інтегрувати технології блокчейну, ІТ-системи для прослідковування ланцюгу поставок. (Під час круглого столу зазначено, що Україна вже має технічні рішення, які потребують нормативного закріплення).

Забезпечити доступність даних, можливість аудиту, контроль

третьою стороною.

Створити навчальні модулі для виробників/експортерів з практичної реалізації прослідковування, звітування, геолокації.

- Моніторинг, аудит та звітність

Встановити щорічний звіт про виконання вимог (наприклад, кількість операторів, які подали дані, кількість перевірок, виявлених порушень).

Передбачити механізм аудиту та перевірок: як внутрішніх, так і зовнішніх.

Залучити громадянське суспільство до моніторингу: створити відкриті платформи, публічні дані про лісозаготівлю, походження продукції.

Забезпечити санкції за недотримання вимог (наприклад, за продаж продукції, яка не відповідає «дефорестація-вільний» стандарту).

- Міжнародна співпраця

Україна має взаємодіяти з ЄС, щоб отримати технічну підтримку, обмін досвідом, навчання та фінансування.

Співпрацювати із країнами-постачальниками/партнерами, до яких спрямована українська продукція: щоб гарантувати, що ланцюги поставок відповідають стандартам ЄС.

Участь у міжнародних ініціативах з сертифікації, стандартів (наприклад FSC/PEFC), щоб підвищити довіру до продукції українського походження.

- Підготовка до ризиків і пом'якшення

Визначити ключові ризики: непрозорі ланцюги поставок, відсутність геолокації, недобросовісні виробники, відсутність контролю за малими виробниками, конфліктні території.

Розробити план дій щодо пом'якшення цих ризиків: наприклад, більш жорсткий контроль постачальників, стимулювання сертифікації, виключення постачальників із сумнівною історією.

Забезпечити, щоб малі виробники не були автоматично виключені через складність вимог: передбачити підтримку, спрощені процедури.

Висновки. Регламент EUDR встановлює значні й амбітні вимоги до прослідковування логістичних ланцюгів поставок товарів, які можуть бути пов'язані з дефорестацією або деградацією лісів. Це створює нову реальність для компаній, які працюють з товарами, що

імпортуються в ЄС, а також для країн-постачальників і транзитних країн.

Країни ЄС вже розпочали імплементацію: створюються компетентні органи, системи контролю, але і вони стикаються зі складнощами – особливо в частині прослідковування логістичних ланцюгів, технічних систем, малих підприємств.

Для України підготовка йде, але є значні завдання, зокрема законодавчі, інституційні, технічні. Проте, враховуючи зацікавленість, вже наявні ініціативи громадянського суспільства, українські виробники мають шанс ефективно підготуватися до нових вимог і зберегти або розширити доступ до ринків ЄС.

Рекомендовано покроково працювати над законодавством, інституційною спроможністю, підтримкою бізнесу, технічною прослідковуваністю та моніторингом. Вчасна підготовка підвищить конкурентоздатність української продукції та знизить ризики втрати ринку ЄС.

1. IPCC. Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge : Cambridge University Press, 2021. 2391 с. DOI: <https://doi.org/10.1017/9781009157896>. 2. Лакида П. І., Букша І. Ф., Пастернак В. П. Зменшення ризику глобальної зміни клімату шляхом депонування вуглецю при лісорозведенні та лісовідновленні в Україні. *Науковий вісник НАУ* : зб. наук. праць. К. : Вид-во НАУ, 2004. Вип. 79. С. 212–217. 3. Букша І., Пастернак В., Корнієнко В. Роль лісового господарства у зменшенні ризику глобальних змін клімату. *Лісовий і мисливський журнал*. 2002. № 1. С. 28–29. 4. Швиденко А. З., Букша І. Ф., Краковська С. В. Уразливість лісів України до змін клімату : монографія. Київ : Ніка-Центр, 2018. 184 с. 5. Про внесення змін до Закону України «Про особливості державного регулювання діяльності суб'єктів підприємницької діяльності, пов'язаної з реалізацією та експортом лісоматеріалів» щодо тимчасової заборони експорту лісоматеріалів у необробленому вигляді. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/325-19#Text> (дата звернення: 10.10.2025). 6. Бахновська І. П., Ковальчук Ю. І. Актуальні питання порушення законодавства щодо незаконної вирубки лісу. *Часопис Київського університету права* : електронне наукове фахове видання. Київ : «Київський університет права», 2021. № 1. С. 245–249. 7. Волковська Ю., Дубовіч І. Стале ведення лісового господарства в умовах зміни клімату: досвід країн-членів ЄС. *Сталий розвиток економіки*. 2025. № 4(51). С. 403–408. URL: <https://doi.org/10.32782/2308-1988/2024-51-56>. 8. Сенько Є. І. Аналіз лісової політики європейських країн. *Науковий вісник Українського державного лісотехнічного університету* : зб. наук.-техн. праць. Менеджмент природних ресурсів, екологічна і лісова політика. Львів, 2004. Вип. 14.2. С. 140–146. 9. Польовский А. М. Аналіз глобальних проблем знеліснення та сталого лісокористування. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2013. Вип. 23.8. С. 27–33. 10. Полякова Л., Сторожук В., Попов М. та ін. Порівняльний аналіз лісових законів європейських країн. *Лісовий і мисливський журнал*. 2003. № 3–4. 11. Сторожук В. Огляд стану адаптації

українського лісового законодавства до законодавства Європейського Союзу. URL: https://wood.openforest.org.ua/wp-content/uploads/2019/12/storozhuk_adaptacziya-k-es.pdf (дата звернення: 10.10.2025). **12.** Кагало О., Проценко Л., Бондарук Г., Скрильніков Д. Розробка ключових законодавчих актів щодо охорони біорізноманіття в лісах: адаптація українського законодавства до вимог ЄС. URL: https://wwfeu.awsassets.panda.org/downloads/development_of_legislation_for_biodiversity_protection__ua_.pdf (дата звернення: 10.10.2025). **13.** Юрчишин Н. Г. Адаптація лісового законодавства України до законодавства ЄС: проблеми теорії та практики. *Прикарпатський юридичний вісник*. 2013. Вип. 1(3). С. 218–227. **14.** Печуляк В. П. Лісове законодавство України та Європейського Союзу. *Науковий вісник Національного університету ДПС України. Економіка, право*. 2011. № 2 (53). С. 149–154. **15.** Синякевич І. М. Екологічна політика. Стратегія подолання глобальних екологічних загроз: монографія / Нац. лісотехн. ун-т України. Львів: ЗУКЦ, 2011. 331 с. **16.** Соловій І. П., Гончаренко Л. Ф. Лісова політика щодо стимулювання лісового господарства у країнах Європейського Союзу. *Науковий вісник НЛТУ України*: зб. наук.-техн. праць. 2003. Вип. 13.2. С. 65–74. **17.** Дубовіч І. А., Лесюк Г. М. Перспективи застосування в Україні зарубіжного досвіду управління лісовим господарством. *Причорноморські економічні студії*. 2017. № 20. С. 82–87. **18.** Regulation (EU) 2023/1115 of the European Parliament and of the Council. URL: <https://eur-lex.europa.eu/eli/reg/2023/1115/oj/eng> (дата звернення: 10.10.2025).

REFERENCES:

1. IPCC. Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge : Cambridge University Press, 2021. 2391 s. DOI: <https://doi.org/10.1017/9781009157896>. **2.** Lakyda P. I., Buksha I. F., Pasternak V. P. Zmenschennia ryzyku hlobalnoi zminy klimatu shliakhom deponuvannia vuhletsiiu pry lisorozvedenni ta lisovidnovlenni v Ukraini. *Naukovyi visnyk NAU*: zb. nauk. prats. K.: Vyd-vo NAU, 2004. Vyp. 79. S. 212–217. **3.** Buksha I., Pasternak V., Korniienko V. Rol lisovoho hospodarstva u zmenschenni ryzyku hlobalnykh zmin klimatu. *Lisovy i myslyvskyi zhurnal*. 2002. № 1. S. 28–29. **4.** Shvydenko A. Z., Buksha I. F., Krakovska S. V. Urazlyvist lisiv Ukrainy do zmin klimatu: monohrafiia. Kyiv: Nika-Tsentr, 2018. 184 s. **5.** Pro vnesennia zmin do Zakonu Ukrainy «Pro osoblyvosti derzhavnoho rehuliuвання діяльності суб'єктів підприємницької діяльності, пов'язаної з реалізацією та експортом лісоматеріалів» shchodo tymchasovoi zaborony eksportu lisomaterialiv u neobroblenomu vyhladi. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/325-19#Text> (data zvernennia: 10.10.2025). **6.** Bakhnovska I. P., Kovalchuk Yu. I. Aktualni pytannia porushennia zakonodavstva shchodo nezakonnoi vyrubky lisu. *Chasopys Kyivskoho universytetu prava*: elektronne naukovе fakhove vydannia. Kyiv: «Kyivskyi universytet prava», 2021. № 1. S. 245–249. **7.** Volkovska Yu., Dubovich I. Stale vedennia lisovoho hospodarstva v umovakh zminy klimatu: dosvid krain-chleniv YeS. *Stalyi rozvytok ekonomiky*. 2025. № 4(51). S. 403–408. URL: <https://doi.org/10.32782/2308-1988/2024-51-56>. **8.** Senko Ye. I. Analiz lisovoi polityky yevropeiskykh krain. *Naukovyi visnyk Ukrainiskoho derzhavnoho lisotekhnichnoho universytetu*: zb. nauk.-tekhn. prats. Menedzhment pryrodnykh resursiv, ekolohichna i lisova polityka. Lviv, 2004. Vyp. 14.2. S. 140–146. **9.** Polovskiy A. M. Analiz hlobalnykh problem znelisnennia ta staloho lisokorystuvannia. *Naukovyi visnyk NLTU Ukrainy*. 2013. Vyp. 23.8. S. 27–33. **10.** Poliakova L.,

Storozhuk V., Popov M. ta in. Porivnialnyi analiz lisovykh zakoniv yevropeiskyykh krain. *Lisovyi i myslyvskyi zhurnal*. 2003. № 3–4. **11.** Storozhuk V. Ohliad stanu adaptatsii ukrainskoho lisovoho zakonodavstva do zakonodavstva Yevropeiskoho Soiuzu. URL: https://wood.openforest.org.ua/wp-content/uploads/2019/12/storozhuk_adaptacziya-k-es.pdf (data zvernennia: 10.10.2025). **12.** Kahalo O., Protsenko L., Bondaruk H., Skrylnikov D. Rozrobka kliuchovykh zakonodavchykh aktiv shchodo okhorony bioriznomanittia v lisakh: adaptatsiia ukrainskoho zakonodavstva do vymoh YeS. URL: https://wwfeu.awsassets.panda.org/downloads/development_of_legislation_for_biodiversity_protection__ua_.pdf (data zvernennia: 10.10.2025). **13.** Yurchyshyn N. H. Adaptatsiia lisovoho zakonodavstva Ukrainy do zakonodavstva YeS: problemy teorii ta praktyky. *Prykarpatskyi yurydychnyi visnyk*. 2013. Vyp. 1(3). S. 218–227. **14.** Pechuliak V. P. Lisove zakonodavstvo Ukrainy ta Yevropeiskoho Soiuzu. Naukovyi visnyk Natsionalnoho universytetu DPS Ukrainy. *Ekonomika, pravo*. 2011. № 2 (53). S. 149–154. **15.** Syniakevych I. M. Ekolohichna polityka. Stratehiia podolannia hlobalnykh ekolohichnykh zahroz : monohrafiia / Nats. lisotekhn. un-t Ukrainy. Lviv : ZUKTs, 2011. 331 c. **16.** Solovii I. P., Honcharenko L. F. Lisova polityka shchodo stymuliuvannia lisovoho hospodarstva u krainakh Yevropeiskoho Soiuzu. *Naukovyi visnyk NLTU Ukrainy* : zb. nauk.-tekhn. prats. 2003. Vyp. 13.2. S. 65–74. **17.** Dubovich I. A., Lesiuk H. M. Perspektyvy zastosuvannia v Ukraini zarubizhnogo dosvidu upravlinnia lisovym hospodarstvom. *Prychornomorski ekonomichni studii*. 2017. № 20. S. 82–87. **18.** Regulation (EU) 2023/1115 of the European Parliament and of the Council. URL: <https://eur-lex.europa.eu/eli/reg/2023/1115/oj/eng> (data zvernennia: 10.10.2025).

Kramarenko I. V. [1; ORCID ID: 0009-0005-6231-5125],

Lawyer, Founder of the Initiative «UA Hromady»,

Kopii L. I. [2; ORCID ID: 0000-0001-6672-3904],

Doctor of Agricultural Sciences, Professor,

Kopii S. L. [2; ORCID ID: 0000-0002-7322-7244],

Candidate of Agricultural Sciences (Ph.D.), Associate Professor,

Klymenko O. M. [3; ORCID ID: 0000-0002-2047-8824],

Doctor of Agricultural Sciences, Professor

¹«UA Hromady»

²National Forestry University of Ukraine, Lviv

³National University of Water and Environmental Engineering, Rivne

IMPLEMENTATION OF THE REQUIREMENTS OF REGULATION (EU) 2023/1115EUDR (“EU DEFORESTATION REGULATION”) IN UKRAINE

The article examines the European Union's Deforestation Regulation (EUDR) as a landmark policy aimed at eliminating goods associated with deforestation.

It highlights the importance of Ukraine's forest resources in the context of European integration and sustainable development and highlights the

current challenges facing the forestry sector.

It analyzes Ukraine's implementation of the EU Deforestation Regulation (EUDR), namely the translation of norms, decisions, and standards into real actions, laws, and processes in the country.

Ukraine is an active exporter of timber, agricultural raw materials, and products that fall under the EUDR. Therefore, the issue of compliance with new standards directly affects the logistics and access of Ukrainian goods to the European market.

The main requirements of the EUDR regulation are set out, establishing strict rules for all operators and traders who are introducing goods into the European Union market for the first time or exporting them from it. All such companies must conduct due diligence – a comprehensive procedure that includes collecting documents and data on the origin of products, assessing risks, and taking measures to minimize them.

The experience of EU countries in implementing EUDR requirements into national legislation is presented. It has been established that the implementation of EUDR in EU member states has different rates and levels of readiness. Although the regulation is directly applicable, national control systems and procedures are still being developed.

It is noted that one of the key steps in the implementation of EUDR standards in Ukraine is the introduction of forest management based on the principles of nature-friendly forestry.

In general, it can be stated that Ukraine has the basis for implementing EUDR requirements – there is interest, initial technical solutions, and public initiatives.

Keywords: implementation; EUDR Regulation; forest resources; logistics supply chain; EU market.

Отримано: 21 листопада 2025 року
Прорецензовано: 26 листопада 2025 року
Прийнято до друку: 28 листопада 2025 року

УДК 631.95:378

<https://doi.org/10.31713/vs4202512>

Микитин І. С. [1; ORCID ID: 0009-0003-6212-6872],
старший викладач,
Шершун М. Х. [2; ORCID ID: 0000-0002-9947-8949],
д.е.н., професор,
Прищепа А. М. [1; ORCID ID: 0000-0001-5096-9088],
д.с.-г.н., професор

¹Національний університет водного господарства та природокористування, м. Рівне

²Інститут агроекології та природокористування НААН

МОДЕЛЬ ПІДГОТОВКИ ФАХІВЦІВ З АГРОЕКОЛОГІЇ У ФРАНЦІЇ ТА ПЕРСПЕКТИВИ ЇЇ ВПРОВАДЖЕННЯ В УКРАЇНІ

Стаття присвячена питанням підготовки кадрів з агроекології для потреб народного господарства Франції, зв'язку державної політики, науки та освіти.

Встановлено, що у Франції агроекологія розглядається як стратегічна складова державної аграрної та екологічної політики. Реалізовані урядові проєкти сприяли впровадженню агроекологічних інновацій у сільське господарство. Розроблена нова концепція ТУФА передбачає повний перехід Європи на агроекологію – без пестицидів та мінеральних азотних добрив і передбачає можливість забезпечити продовольчі потреби населення через трансформацію не лише виробництва, але й моделей споживання.

Сценарій ТУФА ґрунтується на комплексному підході до сталого розвитку агросектору, що поєднує екологічні, економічні та соціальні виміри і стає концептуальною основою для формування сучасної агроекологічної політики та підготовки фахівців нового покоління. Вирішення таких амбітних завдань неможливе без кадрів відповідної кваліфікації.

Сформовано цілісну модель підготовки фахівців з агроекології, яка вирізняється міждисциплінарним підходом, тісною інтеграцією освіти з науковими дослідженнями та практикою, активною взаємодією університетів, науково-дослідних інститутів, фермерських господарств і органів державного управління. Визначено основні підходи до підготовки фахівців-агроекологів на кожному освітньому рівні.

Окреслено також потребу у кадрах з агроекології в Україні та запропоновано використати досвід Франції у підготовці таких фахівців, враховуючи зв'язки із науковими центрами, аграрними підприємствами та органами місцевого самоврядування. Особливо це питання стає

актуальним в контексті реформи місцевого самоврядування та повоєнного відновлення України.

Ключові слова: агроекологія; освітня програма; професійні компетентності; міждисциплінарний напрям.

Постановка проблеми. Сучасні виклики у сфері збалансованого розвитку сільського господарства, зокрема деградація ґрунтів, зниження біорізноманіття, кліматичні зміни та зростання антропогенного навантаження на агроєкосистеми, актуалізують потребу у фахівцях нового типу – агроекологах, здатних поєднувати екологічні, агрономічні, економічні та управлінські підходи. В умовах євроінтеграційного курсу України та гармонізації національної освітньої системи з європейським освітнім простором особливого значення набуває вивчення та адаптація передового досвіду підготовки таких фахівців.

Франція є однією з країн Європейського Союзу, де агроекологія розглядається не лише як науковий напрям, а й як стратегічна складова державної аграрної та екологічної політики [1]. Це зумовило формування цілісної моделі підготовки фахівців з агроекології, яка характеризується міждисциплінарністю, тісним зв'язком освіти з науковими дослідженнями та практикою, активною взаємодією університетів, науково-дослідних інститутів, фермерських господарств і органів державного управління [2].

В умовах трансформації аграрного сектору, орієнтації на принципи сталого розвитку, збереження родючості ґрунтів та адаптації агровиробництва до кліматичних змін, а також посилення євроінтеграційних процесів система підготовки фахівців з агрономії в Україні перебуває в процесі розвитку та поступового вдосконалення [3]. Освітні програми мають потенціал для подальшого вдосконалення з урахуванням сучасних вимог сталого агровиробництва, актуальних потреб ринку праці та європейських освітніх стандартів, що сприятиме підвищенню рівня сформованості професійних компетентностей у здобувачів вищої освіти.

У зв'язку з цим постає наукова проблема необхідності системного аналізу моделі підготовки фахівців з агроекології у Франції з метою виявлення її ключових структурних та змістовних характеристик і обґрунтування перспектив їх адаптації та впровадження в освітню практику закладів вищої освіти України.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Проблема підготовки фахівців із агрономії, орієнтованих на принципи сталого розвитку та екологічно безпечного агровиробництва привертає значну увагу в сучасній науковій літературі як в Україні, так і за кордоном. Зарубіжні дослідження демонструють комплексний підхід до розуміння агроекології як міждисциплінарної науки, що інтегрує екологічні, агрономічні, соціально-економічні та політичні аспекти сталого розвитку аграрного сектору. Зокрема, у працях французьких науковців агроекологія розглядається як стратегічна складова національної аграрної політики та освітніх програм [4; 5], що сприяє формуванню професійних компетентностей, здатних відповідати викликам сучасного сталого сільського господарства.

Важливий внесок у розвиток теорії агроекологічної освіти внесли такі зарубіжні дослідники, як Gliessman [6], який наголошує на необхідності міждисциплінарної підготовки агроекологів, що включає не лише знання з екології та агрономії, а й уміння працювати з місцевими соціальними структурами. Інші автори [7], підкреслюють важливість інтеграції практичного досвіду фермерських господарств і науково-дослідних центрів у навчальні програми, що дозволяє здобувачам освіти ефективно адаптувати теоретичні знання до реальних умов господарювання.

В українському науковому просторі вагомий внесок у розвиток агроекології внесли Созінов О. О., Фурдичко О. І., Дребот О. І., Попова О. Л., Черніков В. А. Публікації вітчизняних авторів [8; 9; 10] акцентують увагу на необхідності гармонізації змісту освітніх програм із міжнародними стандартами та інтеграції елементів сталого природокористування у навчальні плани аграрних університетів. Проте більшість цих робіт мають локальний характер або фокус зроблено на окремих аспектах агроекологічної підготовки, не пропонуючи комплексної моделі, яка б повністю відповідала сучасним викликам.

Таким чином, аналіз літератури свідчить про значний потенціал і накопичений досвід у сфері агроекологічної освіти за кордоном, тоді як в Україні існує нагальна потреба в системному осмисленні та розвитку власних підходів до підготовки фахівців у цій галузі. Це зумовлює актуальність подальшого дослідження моделі підготовки агроекологів у Франції з метою її потенційного застосування в українських умовах.

Метою дослідження є аналіз моделі підготовки фахівців з агроекології у Франції та обґрунтування перспектив і можливостей її адаптації та впровадження в систему вищої освіти України з урахуванням національних освітніх, соціально-економічних та екологічних умов.

Виклад основного матеріалу дослідження. У Франції агроекологія – це повноцінна міждисциплінарна спеціальність, яка тісно пов'язана з практикою і державною політикою. Французька модель краще відповідає викликам кліматичних змін і сталого розвитку.

Франція є однією з країн, де в державній політиці особлива увага приділяється агроекології. Вона є піонером у розробці та впровадженні на національному рівні практичних заходів та змін до законодавства, які спрямовані на впровадженні агроекологічних методів у сільському господарстві. Цей досвід впровадження агроекологічних практик відзначається комплексністю у підходах, поєднуючи державну підтримку, наукові дослідження, освіту та активне залучення і участь фермерських спільнот.

У 2010 році у Франції розпочалися обговорення шляхів того, як поєднати збереження природних ресурсів з розвитком економічно стійкого сільського господарства, що відповідає суспільним потребам. Як наслідок, у 2012 році Міністерством сільського господарства, продовольства та лісового господарства Франції було започатковано Агроекологічний проєкт, метою якого стало сприяння переходу до високопродуктивних систем виробництва, які охоплюють усі аспекти, зокрема економічні, соціальні та екологічні виміри [11; 12]. Проєкт передбачав комплексний підхід до впровадження інновацій у сільське господарство. Фінансувались наукові дослідження, розробка нових навчальних програм та створення мережі демонстраційних господарств. Така політика сприяла активізації агроекологічних досліджень та освіти, стала істотним стимулом для переходу сільського господарства до більш екологічних практик, а держава розпочала активно впливати на формування європейської та міжнародної аграрної політики, на основі агроекології.

Французький аналітичний центр IDDRI (Institut du développement durable et des relations internationales, Франція) у співпраці з науковцями INRA/INRAE (Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement) запропонував перейти до нової агропродовольчої системи Європейського Союзу, який

отримав назву Сценарій TYFA (Ten Years For Agroecology). Сценарій передбачає можливість забезпечення продовольчої безпеки ЄС за умов повної відмови від синтетичних пестицидів та значного скорочення використання мінеральних азотних добрив, через впровадження агроекологічних практик, оптимізації структури сівозмін, розвитку бобових культур, трансформації систем тваринництва та зміни харчових моделей населення.

Сценарій TYFA передбачає комплексний підхід до сталого розвитку агросектору, який поєднує екологічні, економічні та соціальні виміри і стає концептуальною основою для формування сучасної агроекологічної політики та підготовки фахівців нового покоління. Основна ідея проєкту TYFA – повний перехід Європи на агроекологію без пестицидів та мінеральних азотних добрив, забезпечуючи при цьому продовольчі потреби населення шляхом змін не тільки у виробництві, а й у структурі споживання.

Сценарій TYFA – це науково обґрунтований стратегічний сценарій переходу Європи (передусім ЄС) до 100% агроекологічної продовольчої системи без втрати продовольчої безпеки [13].

Розв'язати такі амбітні завдання можливо тільки тоді, коли є кваліфіковані кадри. Особливістю французького підходу до підготовки кадрів з агроекології є те, що це не лише освітній напрям, а і державна політика у цій сфері. Ось чому при підготовці кадрів має місце тісний зв'язок між освітою, наукою та практикою. Відповідно, під час навчання значна увага приділяється польовим дослідженням та стажуванню. Основна увага майбутніх фахівців зосереджена на переході до сталих агросистем.

Підготовка фахівців з агроекології у Франції здійснюється із врахуванням європейської системи вищої освіти (бакалавр-магістр-доктор) на основі принципів Болонського процесу, національних стандартів, які затверджені Міністерством сільського господарства та продовольства та Міністерство вищої освіти. Агроекологія розглядається не як вузька спеціальність, а як міждисциплінарний напрям на стику: агрономії, екології, економіки, управління територіями, сталого розвитку.

На першому (бакалаврському) рівні підготовки фахівця, який складає 180 ECTS і триває 3 роки, бакалаврату з агроекології немає. Студенти навчаються на бакалаврських програмах: науки про життя та Землю, агрономія, навколишнє середовище та стале сільське господарство, які є найбільш наближеними за замістом до



агроекології. Після завершення навчання випускник набуває таких компетентностей:

- екологія агросистем;
- ґрунтознавство і агрохімія;
- біорізноманіття в сільському господарстві;
- основи сталого землекористування;
- первинні навички польових досліджень.

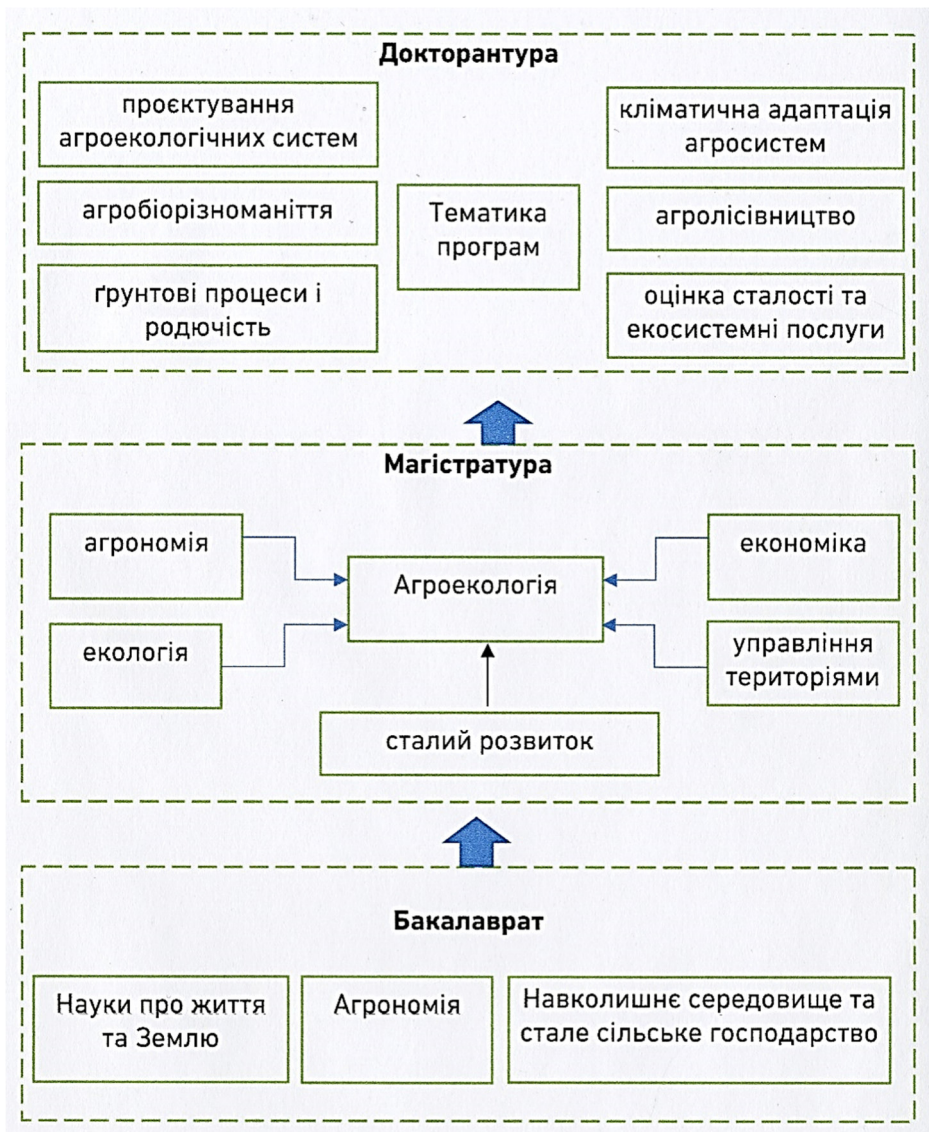


Рисунок. Модель підготовки агроекологів у Франції

На магістерському рівні, який передбачає 2 роки навчання (120 ECTS), є програми з агроєкології. Ключові стандарти підготовки магістрів включають у себе системний аналіз агроєкосистем, проходження агроєкологічних практик (органічне, природоохоронне землеробство, агролісівництво), проведення оцінки впливу сільського господарства на довкілля, дослідження кліматичних змін та адаптація до них агросектору, використання GIS, проведення просторового аналізу, моделювання, аналіз законодавства ЄС щодо екологічної політики. Обов'язковим атрибутом магістерської програми з агроєкології є тривале стажування (4–6 місяців) та виконання дослідницького або прикладного магістерського проєкту. Магістратура з агроєкології розглядається не як вузька спеціальність, а як міждисциплінарний напрям на стику агрономії, екології, економіки, управління територіями, сталого розвитку.

Докторські програми (Ph.D.) з агроєкології орієнтуються на проведенні наукових досліджень, застосування інновацій у агроєкології на політику сталого сільського розвитку. Часто такі програми реалізується спільно з науковими інститутами, аграрними підприємствами, територіальними громадами. Незважаючи на те, що є «Ph.D. in Agroecology» часто дисертації з агроєкології виконують у межах докторських програм з екології, агрономії, наук про довкілля (рисунок).

У Франції використовують компетентнісну освітню модель при підготовці агроєкологів (таблиця).

Таблиця

Компетентності агроєкологів у Франції

Фахові	Аналітичні	Соціально-управлінські
проєктування агроєкологічних систем	робота з даними	робота з фермерами та громадами
оцінка екосистемних послуг	екологічне моделювання	участь у територіальному плануванні
моніторинг стану ґрунтів, води, біоти	аналіз сталості виробництва	комунікація результатів досліджень
управління агроландшафтами		

Підготовка фахівців з агроекології у Франції ведеться у відомих навчальних закладах, зокрема у Парижі (*Institut national des sciences et industries du vivant et de l'environnement*), Монпельє (*Institut national d'études supérieures agronomiques de Montpellier*) Діжон, Пені (*Institut national d'enseignement supérieur pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement*). Підготовка в університетах ведеться як французькою, так і англійськими мовами.

Основною дослідницькою установою є **INRAE** (*Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement*) науково-дослідний інститут, який проводить дослідження у галузі агроекології та сталого розвитку сільського господарства; продовольчих систем і безпеки харчування; ґрунтів, води, клімату, біорізноманіття; адаптації агросектору до змін клімату. Інша установа – **CNRS** – (*Centre national de la recherche scientifique*) – проводить фундаментальні дослідження.

В Україні [14] у чинному переліку галузей знань і спеціальностей, за якими здійснюється підготовка здобувачів вищої та фахової передвищої освіти, агроекологія як окрема спеціальність відсутня. Водночас проблематика агроекології інтегрується у зміст освітніх програм галузей знань «Природничі науки» та «Сільське, лісове, рибне господарство та ветеринарна медицина», в межах яких викладається дисципліна «Агроекологія». Науково-методичне та прикладне забезпечення досліджень у сфері агроекології в Україні здійснює Інститут агроекології і природокористування Національної академії аграрних наук України, який є провідною науковою установою з питань екологічно збалансованого агровиробництва та раціонального використання природних ресурсів.

Окремі освітні ініціативи з підготовки фахівців агроекологічного спрямування реалізуються в межах спеціальності Е2 «Екологія». Зокрема, у Полтавському державному аграрному університеті запроваджено освітньо-професійну програму «Агроекологія», спрямовану на формування компетентностей у сфері сталого розвитку агроекосистем.

Під час підготовки здобувачів освіти за спеціальністю «Агрономія» у Національному університеті водного господарства та природокористування (НУВГП) викладаються дисципліни, зміст яких частково спрямований на формування агроекологічних компетентностей. До таких дисциплін належать «Екологія», «Рослинництво з основами агрокліматології», «Стандартизація та управління якістю продукції рослинництва», «Бонітування ґрунтів і

оцінка якості земель», «Якість ґрунтів», «Стандартизація та сертифікація продукції рослинництва», «Захист рослин в органічному агровиробництві», «Технологія раціонального землекористування», «Рекультивация земель», «Технології прецизійного землеробства», а також спеціальний курс за вибором «Енергоефективні агроєкосистеми». Сукупність зазначених освітніх компонентів забезпечує формування у майбутніх фахівців системного бачення екологічно безпечного та ресурсоефективного ведення агровиробництва.

Значущість підготовки фахівців з агроєкологічними компетентностями посилюється в умовах реформи місцевого самоврядування та створення територіальних громад, що зумовлює необхідність ефективного використання сільськогосподарських земель і лісових ресурсів. Розроблення комплексних планів просторового розвитку територіальних громад об'єктивно потребує залучення фахівців, обізнаних з принципами агроєкології, оцінки якості земель, екологічної безпеки та сталого землекористування.

Висновки. Підготовка фахівців-агроєкологів у Франції чітко зорієнтована на основні завдання, що стоять перед державою. Спеціальність агроєкологія виділяється на магістерському та докторському рівні як міждисциплінарний напрям на стику агрономії, екології, економіки, управління територіями, сталого розвитку. На рівні бакалаврату студенти навчаються на споріднених програмах. Обов'язковим атрибутом магістерської програми з агроєкології є тривале стажування (4–6 місяців) та виконання дослідницького або прикладного магістерського проєкту.

В Україні перебуває на етапі становлення підготовка фахівців з агрономії з вираженою агроєкологічною спрямованістю, що зумовлює доцільність вивчення та адаптації досвіду Франції у сфері екологізації аграрної освіти.

1. Wezel A., Goette J., Lagneaux E., Passuello G., Reisman E., Rodier C., Turpin G. Agroecology in Europe: Research, Education, Collective Action Networks, and Alternative Food Systems. *Sustainability*. 2018. Vol. 10, № 4. P. 1214. doi:10.3390/su10041214.
2. Anderson C. R., Maughan C., Pimbert M. P. Transformative Agroecology Learning in Europe: Building Consciousness, Skills and Collective Capacity for Food Sovereignty. *Agriculture and Human Values*. 2019. Vol. 36, № 3. P. 531–547. doi:10.1007/s10460-018-9894-0.
3. Каленський А. А. Професійна підготовка майбутніх фахівців аграрної галузі для повоєнного відновлення України. Інноваційна професійна освіта. *Професійна освіта в умовах сталого розвитку суспільства* : монографія. 2024. Вип. 6 (19). С. 649–655.
4. Wezel A., Bellon S., Doré T., Francis C., Vallod D. Agroecology as a science,

a movement and a practice. A review. *Agronomy for Sustainable Development*. 2009. Vol. 29, No. 4. P. 503–515. **5.** Bellon S., Ollivier G. Institutionalization of agroecology in France: educational challenges. *Agroecology and Sustainable Food Systems*. 2018. Vol. 42, No. 4. P. 1–21. **6.** Gliessman S. R. Agroecology: The ecology of sustainable food systems. 3rd ed. Boca Raton : CRC Press, 2015. 384 p. **7.** Martin G., Leclerc B. Agroecology and agricultural education in France: Institutional frameworks and pedagogical innovations. *International Journal of Agricultural Sustainability*. 2021. Vol. 19, № 3–4. P. 215–228. **8.** Safranov T. Higher ecological education of Ukraine: history of formation and current state. *Educological discourse*. 2021. Vol. 32(1). P. 39–51. **9.** Волошина Н. О., Бондаренко Л. І., Лазебна О. М., Волошин О. О. Підготовка екологів через призму реалізації кліматичних цілей України. *Науковий вісник Вінницької академії безперервної освіти. Сер. Екологія. Публічне управління та адміністрування*. 2023. № 3. С. 63–70. **10.** Оніпко В. В., Поспелов С. В., Поспелова Г. Д. Інтеграція освіти для сталого розвитку у процес викладання аграрних дисциплін. *Біорізноманіття у контексті сталого розвитку: теорія, практика, методичні аспекти вивчення у закладах науки і освіти (присвячена 65-річчю заснування дендропарку загальнодержавного значення «Криворудський»)* : мат-ли всеукр. наук.-практ. конф. (6 червня 2025 р., с. Крива Руда, Кременчуцький р-н, Полтавська обл.). Полтава : Астроя, 2025. С. 133–137. **11.** Суріна Г. Ю. Агроекологічний проєкт французького уряду. *Current challenges of science and education* : 12th International scientific and practical conference (July 29–31, 2024) MDP Publishing, Berlin : Germany. 2024. P. 26–32. **12.** Ministry of Agriculture, Agrifood, and Forestry of France. The Agroecology Project in France. 2016. URL: <https://agriculture.gouv.fr/sites/default/files/1604-aec-aeenfrance-dep-gb-bd1.pdf> (дата звернення: 10.10.2025). **13.** Poux X., Aubert P.-M. Une Europe agroécologique en 2050 : une agriculture multifonctionnelle pour une alimentation saine. Enseignements d'une modélisation du système alimentaire européen : rapport. Paris : IDDRI, 2018. 82 p. **14.** Про затвердження переліку галузей знань і спеціальностей, за якими здійснюється підготовка здобувачів вищої та фахової передвищої освіти : Постанова Кабінету Міністрів України. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/266-2015-%D0%BF#n11> (дата звернення: 10.10.2025).

REFERENCES:

1. Wezel A., Goette J., Lagneaux E., Passuello G., Reisman E., Rodier C., Turpin G. Agroecology in Europe: Research, Education, Collective Action Networks, and Alternative Food Systems. *Sustainability*. 2018. Vol. 10, № 4. P. 1214. doi:10.3390/su10041214. **2.** Anderson C. R., Maughan C., Pimbert M. P. Transformative Agroecology Learning in Europe: Building Consciousness, Skills and Collective Capacity for Food Sovereignty. *Agriculture and Human Values*. 2019. Vol. 36, № 3. P. 531–547. doi:10.1007/s10460-018-9894-0. **3.** Kalenskyi A. A. Profesiina pidhotovka maibutnikh fakhivtsiv ahrarnoi haluzi dlia povoiennoho vidnovlennia Ukrainy. Innovatsiina profesiina osvita. *Profesiina osvita v umovakh staloho rozvytku suspilstva* : monohrafiia. 2024. Vyp. 6 (19). S. 649–655. **4.** Wezel A., Bellon S., Doré T., Francis C., Vallod D. Agroecology as a science, a movement and a practice. A review. *Agronomy for Sustainable Development*. 2009. Vol. 29, No. 4. P. 503–515. **5.** Bellon S., Ollivier G. Institutionalization of agroecology in France: educational challenges. *Agroecology and Sustainable Food Systems*. 2018. Vol. 42, No. 4. P. 1–21.

6. Gliessman S. R. Agroecology: The ecology of sustainable food systems. 3rd ed. Boca Raton : CRC Press, 2015. 384 p. 7. Martin G., Leclerc B. Agroecology and agricultural education in France: Institutional frameworks and pedagogical innovations. *International Journal of Agricultural Sustainability*. 2021. Vol. 19, № 3–4. P. 215–228. 8. Safranov T. Higher ecological education of Ukraine: history of formation and current state. *Educological discourse*. 2021. Vol. 32(1). P. 39–51. 9. Voloshyna N. O., Bondarenko L. I., Lazebna O. M., Voloshyn O. O. Pidhotovka ekolohiv cherez pryzmu realizatsii klimatychnykh tsilei Ukrainy. *Naukovyi visnyk Vinnytskoi akademii bezperervnoi osvity. Ser. Ekolohiia. Publichne upravlinnia ta administruvannia*. 2023. № 3. S. 63–70. 10. Onipko V. V., Pospelov S. V., Pospelova H. D. Intehratsiia osvity dlia staloho rozvytku u protses vykladannia ahrarnykh dystsyplin. *Bioriznomanittia u konteksti staloho rozvytku: teoriia, praktyka, metodychni aspekty vyvchennia u zakladykh nauky i osvity (prysviachena 65-richchiu zasnovannia dendroparku zahalnodержавного значення «Kryvorudskyi») : mat-ly vseukr. nauk.-prakt. konf. (6 chervnia 2025 r., s. Kryva Ruda, Kremenchutskyi r-n, Poltavska obl.)*. Poltava : Astraia, 2025. S. 133–137. 11. Surina H. Yu. Ahroekolohichniy proiekt frantsuzkoho uriadu. *Current challenges of science and education : 12th International scientific and practical conference (July 29–31, 2024)* MDPC Publishing, Berlin : Germany. 2024. P. 26–32. 12. Ministry of Agriculture, Agrifood, and Forestry of France. The Agroecology Project in France. 2016. URL: <https://agriculture.gouv.fr/sites/default/files/1604-aec-aeenfrance-dep-gb-bd1.pdf> (data zvernennia: 10.10.2025). 13. Poux X., Aubert P.-M. Une Europe agroécologique en 2050 : une agriculture multifonctionnelle pour une alimentation saine. Enseignements d'une modélisation du système alimentaire européen : rapport. Paris : IDDRI, 2018. 82 p. 14. Pro zatverdzhennia pereliku haluzei znan i spetsialnostei, za yakymy zdiisniuietsia pidhotovka zdobuvachiv vyshchoi ta fakhovoi peredvyshchoi osvity : Postanova Kabinetu Ministriv Ukrainy. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/266-2015-%D0%BF#n11> (data zvernennia: 10.10.2025).

Mykytyn I. S. [1; ORCID ID: 0009-0003-6212-6872],

Senior Lecturer,

Shershun M. Kh. [2; ORCID ID: 0000-0002-9947-8949],

Doctor of Economics, Professor,

Pryshchepa A. M. [1; ORCID ID: 0000-0001-5096-9088],

Doctor of Agricultural Sciences, Professor

¹National University of Water Management and Environmental Management, Rivne

²Institute of Agroecology and Environmental Management of the National Academy of Sciences of Ukraine

MODEL OF TRAINING OF SPECIALISTS IN AGROECOLOGY IN FRANCE AND PROSPECTS OF ITS IMPLEMENTATION IN UKRAINE

The article is devoted to the issues of training personnel in agroecology for the needs of the French national economy, the connection of state policy,

science and education.

It is established that in France agroecology is considered as a strategic component of the state agrarian and environmental policy. Implemented government projects contributed to the introduction of agroecological innovations in agriculture. The developed new TYFA concept envisages a complete transition of Europe to agroecology – without pesticides and mineral nitrogen fertilizers and provides for the possibility of ensuring the food needs of the population through the transformation of not only production, but also consumption models.

The TYFA scenario envisages a comprehensive approach to the sustainable development of the agricultural sector, which combines environmental, economic and social dimensions and becomes the conceptual basis for the formation of modern agroecological policy and the training of a new generation of specialists. Solving such ambitious tasks is impossible without personnel of appropriate qualifications.

A holistic model of training specialists in agroecology has been formed, which is characterized by interdisciplinary nature, close connection of education with scientific research and practice, active interaction of universities, research institutes, farms and state administration bodies. The main approaches to training specialists – agroecologists at each educational level have been determined.

The need for personnel in agroecology in Ukraine has also been outlined and it is proposed to use the experience of France in training such specialists, taking into account connections with scientific centers, agricultural enterprises and local governments. This issue is especially relevant in the context of local government reform and post-war reconstruction of Ukraine.

Keywords: agroecology; educational program; professional competencies; interdisciplinary direction.

Отримано: 20 листопада 2025 року
Прорецензовано: 27 листопада 2025 року
Прийнято до друку: 28 листопада 2025 року

УДК 631.452:631.58:631.147(477.82) <https://doi.org/10.31713/vs4202513>

Мошинський В. С. [1; ORCID ID: 0000-0002-1661-6809],

д.с.-г.н., професор,

Вознюк С. А. [1; ORCID ID: 0009-0004-3143-5178],

аспірант

¹Національний університет водного господарства та природокористування, м. Рівне

УПРАВЛІННЯ БАЛАНСОМ ГУМУСУ В КОРОТКОРОТАЦІЙНІЙ СІВОЗМІНІ МАЛИХ ФЕРМЕРСЬКИХ ГОСПОДАРСТВ ЗАХІДНОГО ЛІСОСТЕПУ

У статті досліджено баланс гумусу в умовах короткоротаційної трипільної сівозміни (соя – пшениця озима – картопля) малих фермерських господарств Західного Лісостепу України. Визначено основні чинники мінералізації органічної речовини за традиційної оранки та мінімального обробітку ґрунту. Розраховано надходження гумусу від пожнивних решток, повернення соломи та органічних добрив. Показано, що включення до сівозміни бобово-злакових сидеральних сумішей у поєднанні з мінімальним обробітком дозволяє досягти позитивного балансу гумусу (+0,09 т/га на рік). Зроблено висновки щодо доцільності системного застосування сидеральних культур як базового елементу управління органічною речовиною ґрунту.

Ключові слова: гумус; сівозміна; мінералізація; сидерати; мінімальний обробіток; органічна речовина ґрунту; Західний Лісостеп.

Постановка проблеми. Проблема збереження гумусу в орних ґрунтах Західного Лісостепу України набуває особливої актуальності в умовах скорочення внесення органічних добрив та спрощення структури сівозмін у малих фермерських господарствах. За даними XI туру агрохімічних обстежень (2016–2020 рр.), вміст гумусу в ґрунтах України знизився з 3,36% у 1986–1990 рр. до 3,07%, тобто на 0,29% в абсолютних величинах за 30 років [1]. Різде скорочення внесення органічних добрив поглибило цю проблему. Для забезпечення бездефіцитного балансу гумусу у зоні Лісостепу необхідно щорічно вносити 11–12 т/га органічних добрив [2]. Зокрема, за розрахунками для орних земель Рівненської області середньорічні втрати гумусу становлять 0,78 т/га, а мінімальна норма органічних добрив для забезпечення бездефіцитного балансу – 16,2 т/га [22]. При цьому

фактичне внесення органічних добрив у регіоні протягом 2011–2024 рр. не перевищувало 1,3 т/га посівної площі [3], що у 12 разів менше від науково обґрунтованого нормативу. Натомість у виробничій практиці малих господарств переважають короткоротаційні системи із домінуванням зернових і зернобобових культур [4; 5].

Суттєвим чинником, що трансформує традиційні підходи до побудови сівозмін у Лісостепу, є зміна клімату. За даними аналітичної доповіді НІСД, середня температура повітря в Лісостепу зросла на 1,74° С за сценарієм RCP 4.5, а зима скоротилася майже на місяць порівняно з 1961 роком. Зони Полісся та Західного Лісостепу теплішають швидше, ніж степові регіони, що, з одного боку, відкриває можливості для вирощування теплолюбних культур, а з іншого – посилює ризики посух і прискорення мінералізації гумусу [6]. В умовах потепління тривалість вегетаційного сезону в Лісостепу суттєво зросла, що створює передумови для успішного вирощування сої навіть у зонах, де це раніше вважалося ризикованим. Якщо рекомендації 1980–1990-х років не передбачали включення сої до сівозмін Західного Лісостепу через недостатню суму активних температур, то сучасні кліматичні реалії кардинально змінили цю ситуацію. Згідно з біолого-екологічними характеристиками культур, ультраранні та ранньостиглі сорти сої вимагають суми активних температур (вище 10° С) 2140–2340° С [7; 8], тоді як середньобагаторічна сума активних температур у Лісостепу досягає 2660–2990° С [7], що є достатньою передумовою для формування повноцінного врожаю ранньостиглих сортів. Приватні фермерські господарства регіону широко практикують трипільну сівозміну соя – пшениця озима – картопля, опираючись на ранньостиглі сорти сої вітчизняної та зарубіжної селекції, які в сучасних кліматичних умовах демонструють достатній продуктивний потенціал у зоні Лісостепу. Агрономічна доцільність включення сої до сівозміни підтверджується і тим, що, згідно зі шкалою попередників сільськогосподарських культур, соя є добрим попередником для пшениці озимої, а оптимальна тривалість перерви у вирощуванні сої на одному полі становить 3–4 роки [7]. Важливою передумовою функціонування такої сівозміни є збереження та підвищення продуктивності пшениці озимої після сої як попередника. Дослідженнями встановлено, що за поступових кліматичних змін нові сорти пшениці озимої здатні формувати стабільно високі врожаї після бобових попередників, зокрема сої, за умови правильно підібраних строків сівби та норм висіву [9].

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Гумус є інтегральним показником родючості ґрунту, що визначає його фізичні, хімічні та біологічні властивості. Середньорічні втрати гумусу в ґрунтах ріллі, внаслідок зростання темпів мінералізації органічної речовини, становлять 0,6 т/га [10]. У наукових дослідженнях доведено, що баланс гумусу визначається співвідношенням між надходженням органічної речовини та її мінералізацією, інтенсивність якої значною мірою залежить від способу обробітку ґрунту, рівня аерації, температурного режиму та вологості. За традиційної оранки посилюється аерація орного шару, активізується мікробіологічна діяльність і прискорюється розклад органічної речовини. Водночас за мінімального (*minimum tillage*) або нульового (*no-till*) обробітку інтенсивність мінералізації знижується, що сприяє стабілізації гумусового стану [11; 22].

Літературні джерела свідчать, що повне повернення соломи здатне частково компенсувати втрати гумусу. Зокрема, Кірілеско О. Л. та Корнійчук О. В. встановили позитивний вплив заорювання соломи та сидератів на баланс гумусу в ґрунтах [12]. Однак у системах із високим початковим вмістом органічної речовини (понад 3,5%) темпи мінералізації часто перевищують гумусоутворення.

Численні дослідження вказують на ефективність сидеральних культур як джерела відновлення органічної речовини. Бобово-злакові суміші забезпечують оптимальне співвідношення вуглецю та азоту, формування значної біомаси та утворення більш стабільних гумусових сполук порівняно з однокомпонентними посівами [13; 14]. Зокрема, люпин як сидерат здатний сформувати 2–3 т/га гумусу за рахунок 20–30 т/га зеленої маси [15]. Важливо зазначити, що збільшення обсягів біологізації землеробства в Україні – за рахунок пріорювання соломи та сидерації – є одним із ключових інструментів уповільнення дегуміфікації ґрунтів. За даними моніторингу, попри певну позитивну динаміку застосування біологічних методів, тенденція до зниження вмісту гумусу зберігається: за XI туром агрохімічних обстежень середній показник по Україні становить лише 3,07% [1]. Серед найефективніших сидеральних культур для умов Лісостепу виділяють бобові (люпин, вика, горох, еспарцет) та їхні суміші зі злаковими компонентами: вика + овес, люпин + овес, горох + ячмінь. Коефіцієнт використання азоту з зеленого добрива у перший рік вдвічі вищий, ніж за внесення перегною, що робить сидерацію особливо

ефективним заходом за умов дефіциту традиційних органічних добрив [2].

Зарубіжний досвід свідчить про значний потенціал диверсифікації коротких сівозмін для підвищення врожайності та збереження органічної речовини ґрунту. Масштабне дослідження, проведене у 2024 р. та охопивши дані з 49 країн, встановило, що диверсифікація сівозміни підвищує виробництво продовольства, знижує нетто-емісію парникових газів і покращує стан ґрунту [16]. Ключовим механізмом є те, що включення до сівозміни бобових культур, зокрема сої, забезпечує природну фіксацію атмосферного азоту та збагачення ґрунту органічною речовиною після заорювання кореневих і пожнивних решток. Liu et al. (2023) у семирічному польовому досліді підтвердили, що сівозміна з бобовими культурами не лише підвищує врожайність наступної пшениці озимої, а й підтримує запаси вуглецю в ґрунті на достатньому рівні [17]. Smith et al. (2023) на основі метааналізу 32 досліджень у 14 країнах довели, що підвищення різноманітності сівозміни достовірно збільшує врожайність зернових, зокрема пшениці озимої, порівняно з короткоротаційними системами без бобового компонента [18]. Ці результати підтверджують, що навіть у короткоротаційній трипільній сівозміні соя – пшениця озима – картопля можна досягти прийнятного балансу органічної речовини за умови застосування комплексу агротехнічних заходів. Важливим доповненням до таких систем є використання сидеральних культур у проміжних посівах або в третьому полі розширеної ротації, що є одним із перспективних напрямів для малих фермерських господарств регіону.

Попри значний масив досліджень, питання оптимізації балансу гумусу в умовах трипільних короткоротаційних сівозмін з включенням просапних культур у малих господарствах Лісостепу залишається недостатньо вивченим. Більшість наявних розрахункових моделей орієнтована на багатопільні або спеціалізовані сівозміни великих підприємств і не враховує специфіки землекористування малих фермерських господарств та обмежених можливостей застосування органічних добрив. Розрахунок балансу гумусу і поживних речовин є необхідним інструментом управління родючістю ґрунту. Балюком С. А. та ін. розроблено методологію розрахунку балансу гумусу на різних рівнях управління [19], яка дозволяє здійснювати науково обґрунтовану оцінку стану органічної речовини ґрунту в конкретних виробничих умовах.

Мета, матеріали та методи дослідження. *Мета роботи* – розрахувати баланс гумусу в трипільній сівоzmіні (soя – пшениця озима – картопля) та обґрунтувати агротехнічні заходи для його стабілізації в умовах малих фермерських господарств Західного Лісостепу.

Дослідження проводилось на базі малого фермерського господарства, розташованого в Рівненському районі Рівненської області. Ґрунтовий покрив представлений темно-сірими опідзоленими ґрунтами з початковим вмістом гумусу в орному шарі (0–30 см) 3,6%, що відповідає запасу близько 140 т/га за щільності складання 1,3 г/см³.

Об'єктом дослідження слугувала трипільна сівоzmіна соя – пшениця озима – картопля.

Розрахунок балансу гумусу здійснювали на основі методики, наведеної у роботі Балюка С. А. та співавторів [19], із застосуванням коефіцієнтів гуміфікації: для злакової соломи – 0,20, для коренів і пожнивних решток зернобобових – 0,16, для гною напіврідкого – 0,06. Коефіцієнти гуміфікації рослинних решток та гною, а також методику розрахунку балансу гумусу прийнято відповідно до методичних рекомендацій Інституту ґрунтознавства та агрохімії УААН [22].

Інтенсивність мінералізації гумусу оцінювали як частку від загального запасу органічної речовини: за умов традиційної оранки на глибину 20 см – 1,2% на рік; за мінімального обробітку – 1,0% на рік. Позитивний вплив зменшення глибини і частоти обробітку на збереження органічної речовини підтверджено низкою досліджень [11; 16].

Для оцінки ефективності включення сидеральних культур до сівоzmіни використовували розрахункові показники надходження органічної речовини від бобово-злакової сидеральної суміші з урахуванням фактичної біомаси. Роль сівоzmін у формуванні балансу органічної речовини досліджено у роботах Бойка П. І., Камінського В. Ф. та інших вчених ННЦ «Інститут землеробства НААН» [13; 20].

Виклад основного матеріалу. Розрахунок балансу гумусу в трипільній сівоzmіні (soя – пшениця озима – картопля) здійснено на основі фактичних показників урожайності та обсягів внесення органічних добрив (табл. 1).

Таблиця 1

Розрахунок балансу гумусу в трипільній сівозміні соя –
пшениця озима – картопля

Показник	Соя	Пшениця озима	Картопля	Разом по ротації
Урожайність основної продукції, т/га	2,33	5,00	20,00	–
Пожнивно-кореневі рештки, т/га	2,80	6,00	2,60	11,40
Коефіцієнт гуміфікації решток	0,16	0,20	0,10	–
Утворення гумусу з решток, т/га	0,45	1,20	0,26	1,91
Гній напіврідкий, т/га	–	2,74	–	2,74
Утворення гумусу з гною (к-т 0,06), т/га	–	0,17	–	0,17
Надходження гумусу, т/га (сума)	0,45	1,37	0,26	2,08
Запас гумусу в орному шарі, т/га	140	140	140	–
Мінералізація: оранка 1,2%, т/га	1,68	1,68	1,68	5,04
Мінералізація: міні- обробіток 1,0%, т/га	1,40	1,40	1,40	4,20
Баланс: оранка (без сидерату), т/га/рік	–	–	–	–0,33
Баланс: міні- обробіток (без сидерату), т/га/рік	–	–	–	–0,24
Баланс: міні- обробіток + сидерат (1,0 т/га гумусу), т/га/рік	–	–	–	+0,09

Примітка: баланс розраховано на рік, як середнє по трипільній ротації; сидерат – бобово-злакова суміш у проміжному посіві.

Урожайність сої становила 2,33 т/га, що забезпечило формування приблизно 2,8 т/га поживних та кореневих решток. За коефіцієнта гуміфікації 0,16 потенційне утворення гумусу становило

0,45 т/га. Урожайність пшениці озимої – 5 т/га. За повного повернення соломи (близько 5 т/га) та врахування кореневої маси (близько 1 т/га) сумарна маса органічних решток досягала 6 т/га, що за коефіцієнта гуміфікації 0,20 забезпечувало утворення близько 1,20 т гумусу. Додатковим джерелом органічної речовини було внесення 2,74 т/га гною, що забезпечило близько 0,17 т гумусу.

Сумарне надходження гумусу за ротацію становило 2,08 т або 0,69 т/га на рік.

Втрати гумусу визначали як частку від його загального запасу. За умов традиційної оранки на глибину 20 см інтенсивність мінералізації оцінювали на рівні 1,2% від запасу гумусу, що відповідає 1,68 т/га на рік. Таким чином, баланс гумусу за оранки становив 0,33 т/га на рік, що свідчить про виражений дефіцит органічної речовини навіть при повному поверненні соломи та внесення невеликих доз гною. Отримані дані відповідають результатам досліджень, проведених в умовах Лісостепу України [10; 12].

Перехід до мінімального обробітку знижує інтенсивність мінералізації приблизно до 1,0% від запасу гумусу (1,40 т/га на рік). У такому разі дефіцит зменшується до –0,24 т/га на рік, однак баланс залишається від'ємним. Дані вітчизняних досліджень підтверджують, що за різноглибинної оранки без повернення побічної продукції баланс гумусу може сягати –0,9 т/га на рік, тоді як поєднання мінімального обробітку з приоруванням соломи забезпечує його позитивне значення [21]. Дослідження в Німеччині, Франції та Аргентині підтверджують, що поля без оранки накопичують на 30–50% більше органічної речовини порівняно з розораними [11; 22].

Включення до сівозміни високобіомасної бобово-злакової сидеральної суміші здатне забезпечити додаткове надходження близько 1,0 т гумусу на гектар. За умов мінімального обробітку сумарне надходження органічної речовини перевищує втрати, а баланс стає позитивним (+0,09 т/га на рік). Це свідчить про можливість не лише стабілізації, а й поступового відновлення гумусового стану ґрунту.

Отримані результати підтверджують, що в умовах високої гумусованості (3,6%) темно-сірих опідзолених ґрунтів Західного Лісостепу інтенсивність мінералізації є значною і не компенсується лише поверненням соломи. Ключовими чинниками стабілізації органічної речовини є зменшення інтенсивності механічного обробітку

та систематичне введення сидеральних культур із високою біомасою [14; 15].

Для досягнення позитивного балансу гумусу важливу роль відіграє також дотримання наукових принципів побудови сівозмін. Як зазначають Камінський В. Ф. та Бойко П. І., роль сівозмін у сучасному землеробстві полягає не лише в оптимізації чергування культур, але й у формуванні балансу органічної речовини ґрунту [20]. При цьому короткоротаційні сівозміни потребують обов'язкового включення бобового компонента або сидерального поля.

Висновки. За традиційної оранки в трипільній сівозміні (соя – пшениця озима – картопля) повернення побічної продукції та внесення органічних добрив не компенсують втрат гумусу внаслідок мінералізації. Мінімальний обробіток ґрунту знижує дефіцит гумусового балансу, проте не є достатнім для його бездефіцитного відтворення. Поєднання мінімального обробітку із систематичною сидерацією бобово-злаковими сумішами може забезпечити позитивний баланс гумусу і створити умови для відновлення родючості ґрунту.

Для малих фермерських господарств Західного Лісостепу доцільно рекомендувати поєднання мінімального обробітку ґрунту з використанням бобово-злакових сидеральних сумішей як базовий елемент управління балансом гумусу в короткоротаційних сівозмінах.

1. Динаміка вмісту гумусу в ґрунтах України : інфографіка / ДУ «Інститут охорони ґрунтів України». 2023. URL: <https://superagronom.com/news/18231-za-30-rokiv-pokaznik-vmistu-gumus-u-v-gruntah-ukrayini-znizivsya-z-336-do-307> (дата звернення: 10.10.2025). 2. Органічні добрива : навч. посіб. (для студентів напряму підготовки 201 «Агрономія») / С. В. Журавель, М. М. Кравчук, Р. Б. Кропивницький та ін. Житомир : Вид-во Поліського ун-ту, 2020. 200 с. 3. Агрозистатистика України. Добрива органічні. Рівненська область, 2011–2024. Укргрометцентр. URL: <https://agrostats.uhmi.org.ua/#article-2> (дата звернення: 08.11.2025). 4. Гудзь В. П., Лісовал А. П., Андрієнко В. О., Рибак М. Ф. Землеробство з основами ґрунтознавства і агрохімії : підручник. Київ : Центр учбової літератури, 2007. 408 с. 5. Забезпечення бездефіцитного балансу гумусу в ґрунті / Бацула О. О., Головачов Є. А., Дерев'янка Р. Г. та ін. ; за ред. О. О. Бацули. Київ : Урожай, 1987. 128 с. 6. Зміна клімату: наслідки та заходи адаптації. Аналітична доповідь. Київ : НІСД, 2020. 110 с. URL: https://niss.gov.ua/sites/default/files/2020-10/dop-climate-final-5_sait.pdf (дата звернення: 10.10.2025). 7. Спутник агронома 2005. Частина 1 : природні ресурси, біологія культур, сівозміни, обробіток ґрунту. Дніпропетровськ : Агросфера, 2005. 160 с. 8. Клименко М. О., Вознюк Н. М., Собко З. З., Масовець Б. П. Стратегія сталого розвитку сільськогосподарського виробництва за умови зміни клімату (на прикладі Рівненської області) : монографія. Рівне : НУВГП, 2021. 252 с. URL:

<http://ep3.nuwm.edu.ua/id/eprint/20686> (дата звернення: 10.10.2025). **9.** Wang R., Wu J., Wang Y., Sun Z., Ma W., Xue C. et al. Legacy effects of different preceding crops on grain yield, protein fractions and soil nutrients in subsequent winter wheat. *Plants*. 2025. Vol. 14. Art. 2598. DOI: 10.3390/plants14162598 **10.** Skrylnyk Ye., Hetmanenko V., & Kutova A. Estimation models of humus balance as an indicator of agroecological stability of land management organization. *Scientific Horizons*. 2018. Vol. 21(8). P. 139–144. URL: <https://sciencehorizon.com.ua/uk/journals/7-8-70-2018/> (дата звернення: 10.10.2025). **11.** Як самостійно визначити баланс органічної речовини в ґрунті. *GrowHow*. URL: <https://www.growhow.in.ua/yak-samostiyno-vyznachyty-balans-orghanichnoi-rechovyny-v-grunti/> (дата звернення: 10.11.2025). **12.** Кірілеско О. Л., Корнійчук О. В. Вплив насичення сівозмін багаторічними травами, заорювання соломи та сидератів на баланс гумусу в ґрунтах. *Землеробство*. Київ : ВП «Едельвейс», 2015. Вип. 1. С. 77–81. URL: http://nbuv.gov.ua/UJRN/Zemlerobstvo_2015_1_9 (дата звернення: 10.10.2025). **13.** Бойко П. І., Шаповал І. С., Демиденко О. В., Блащук М. І. Продуктивність агрофітоценозів різноротаційних сівозмін в Лівобережному Лісостепу. *Землеробство*. Київ : ВП «Едельвейс», 2015. Вип. 1. С. 32–37. URL: http://nbuv.gov.ua/UJRN/Zemlerobstvo_2015_1_9 (дата звернення: 10.10.2025). **14.** Шувар І. А. Наукові основи інтенсивно-екологічного землеробства. Львів : Каменяр, 1998. 224 с. **15.** ТОП-9 найпоширеніших сидератів в Україні: переваги та недоліки. *SuperAgronom.com*. URL: <https://superagronom.com/articles/667-top-9-naypooshirenishih-siderativ-v-ukrayini-perevagi-ta-nedoliki> (дата звернення: 08.11.2025). **16.** Yang, X., Xiong, J., Du, T. et al. Diversifying crop rotation increases food production, reduces net greenhouse gas emissions and improves soil health. *Nat Commun*. 2024. Vol. 15. P. 198. <https://doi.org/10.1038/s41467-023-44464-9> **17.** Liu C., Feng X., Xu Y., Kumar A., Yan Z., Zhou J., Yang Y., Peixoto L., Zeng Z., Zang H. Legume-based rotation enhances subsequent wheat yield and maintains soil carbon storage. *Agronomy for Sustainable Development*. 2023. Vol. 43. Art. 64. DOI: 10.1007/s13593-023-00918-4 **18.** Smith M. E., Vico G., Costa A. et al. Increasing crop rotational diversity can enhance cereal yields. *Commun Earth Environ*. 2023. Vol. 4. P. 89. <https://doi.org/10.1038/s43247-023-00746-0> **19.** Балюк С. А., Греков В. О., Лісовий М. В., Комариста А. В. Розрахунок балансу гумусу і поживних речовин у землеробстві України на різних рівнях управління. Харків : КП «Міська друкарня», 2011. 30 с. **20.** Камінський В. Ф., Бойко П. І. Роль сівозмін у сучасному землеробстві. *Вісник аграрної науки*. 2013. № 6. С. 5–9. URL: http://nbuv.gov.ua/UJRN/vaan_2013_6_3 (дата звернення: 10.10.2025). **21.** Фурманець М., Фурманець Ю. Формування балансу гумусу в ґрунті за різних систем його обробітку та удобрення. *Агроном*. 2024. URL: <https://www.agronom.com.ua/formuvannya-balansu-gumusu-v-grunti-za-riznyh-system-jogo-obrobitku-ta-udobrennya/> (дата звернення: 10.10.2025). **22.** Котович О. В., Горбань В. А., Яковенко В. М. Методичні вказівки до виконання практичних робіт дисципліни «Екологічний моніторинг ґрунтів». Розділ «Дегуміфікація ґрунтів». Дніпро : ДНУ, 2020. 20 с.

REFERENCES:

1. Dynamika vmistu humusu v gruntakh Ukrainy : infografika / DU «Instytut okhorony

gruntiv Ukrainy». 2023. URL: <https://superagronom.com/news/18231-za-30-rokiv-pokaznik-vmistu-gumusu-v-gruntah-ukrayini-znizivsya-z-336-do-307> (data zvernennia: 10.10.2025). **2.** Orhanichni dobryva : navch. posib. (dlia studentiv napriamu pidhotovky 201 «Ahronomiia») / S. V. Zhuravel, M. M. Kravchuk, R. B. Kropyvnytskyi ta in. Zhytomyr : Vyd-vo Poliskoho un-tu, 2020. 200 s. **3.** Ahrostatystyka Ukrainy. Dobryva orhanichni. Rivnenska oblast, 2011–2024. Ukhromettsentr. URL: <https://agrostats.uhmi.org.ua/#article-2> (data zvernennia: 08.11.2025). **4.** Hudz V. P., Lisoval A. P., Andriienko V. O., Rybak M. F. Zemlerobstvo z osnovamy gruntoznastva i ahrokhimii : pidruchnyk. Kyiv : Tsentru uchbovoi literatury, 2007. 408 s. **5.** Zabezpechennia bezdefitsynoho balansu humusu v grunti / Batsula O. O., Holovachov Ye. A., Derevianko R. H. ta in. ; za red. O. O. Batsuly. Kyiv : Urozhai, 1987. 128 s. **6.** Zmina klimatu: naslidky ta zakhody adaptatsii. Analitychna dopovid. Kyiv : NISD, 2020. 110 s. URL: https://niss.gov.ua/sites/default/files/2020-10/dop-climate-final-5_sait.pdf (data zvernennia: 10.10.2025). **7.** Sputnyk ahronoma 2005. Chastyna 1 : pryrodni resursy, biolohiia kultur, sivozminy, obrobitok gruntu. Dnipropetrovsk : Ahrosfera, 2005. 160 s. **8.** Klymenko M. O., Vozniuk N. M., Sobko Z. Z., Masovets B. P. Stratehiia staloho rozvytku silskohospodarskoho vyrobnytstva za umovy zminy klimatu (na prykladi Rivnenskoj oblasti) : monohrafiia. Rivne : NUVHP, 2021. 252 s. URL: <http://ep3.nuwm.edu.ua/id/eprint/20686> (data zvernennia: 10.10.2025). **9.** Wang R., Wu J., Wang Y., Sun Z., Ma W., Xue C. et al. Legacy effects of different preceding crops on grain yield, protein fractions and soil nutrients in subsequent winter wheat. *Plants*. 2025. Vol. 14. Art. 2598. DOI: 10.3390/plants14162598 **10.** Skrylnyk Ye., Hetmanenko V., & Kutova A. Estimation models of humus balance as an indicator of agroecological stability of land management organization. *Scientific Horizons*. 2018. Vol. 21(8). P. 139–144. URL: <https://sciencehorizon.com.ua/uk/journals/7-8-70-2018/> (data zvernennia: 10.10.2025). **11.** Yak samostiino vyznachyty balans orhanichnoi rehovyny v grunti. GrowHow. URL: <https://www.growhow.in.ua/yak-samostiino-vyznachyty-balans-orhanichnoi-rehovyny-v-grunti/> (data zvernennia: 10.11.2025). **12.** Kirilesko O. L., Korniiichuk O. V. Vplyv nasychennia sivozmin bahatorichnymy travamy, zaoriuvannia solomy ta syderativ na balans humusu v gruntakh. *Zemlerobstvo*. Kyiv : VP «Edelveis», 2015. Vyp. 1. S. 77–81. URL: http://nbuv.gov.ua/UJRN/Zemlerobstvo_2015_1_9 (data zvernennia: 10.10.2025). **13.** Boiko P. I., Shapoval I. S., Demydenko O. V., Blashchuk M. I. Produktyvnist ahrofitotsenoziv riznorotatsiinykh sivozmin v Livoberezhnomu Lisostepu. *Zemlerobstvo*. Kyiv : VP «Edelveis», 2015. Vyp. 1. S. 32–37. URL: http://nbuv.gov.ua/UJRN/Zemlerobstvo_2015_1_9 (data zvernennia: 10.10.2025). **14.** Shuvar I. A. Naukovi osnovy intensyvno-ekolohichnoho zemlerobstva. Lviv : Kameniar, 1998. 224 s. **15.** TOP-9 naiposhyrenishykh syderativ v Ukraini: perevahy ta nedoliky. SuperAgronom.com. URL: <https://superagronom.com/articles/667-top-9-nayposhirenishi-siderativ-v-ukrayini-perevagi-ta-nedoliki> (data zvernennia: 08.11.2025). **16.** Yang, X., Xiong, J., Du, T. et al. Diversifying crop rotation increases food production, reduces net greenhouse gas emissions and improves soil health. *Nat Commun*. 2024. Vol. 15. P. 198. <https://doi.org/10.1038/s41467-023-44464-9> **17.** Liu C., Feng X., Xu Y., Kumar A., Yan Z., Zhou J., Yang Y., Peixoto L., Zeng Z., Zang H. Legume-based rotation enhances subsequent wheat yield and maintains soil carbon storage. *Agronomy for Sustainable Development*. 2023. Vol. 43. Art. 64. DOI: 10.1007/s13593-023-00918-4 **18.** Smith M. E., Vico G., Costa A. et al. Increasing crop rotational diversity can

enhance cereal yields. *Commun Earth Environ.* 2023. Vol. 4. P. 89. <https://doi.org/10.1038/s43247-023-00746-0> **19.** Baliuk S. A., Hrekov V. O., Lisovyi M. V., Komarysta A. V. Rozrakhunok balansu humusu i pozhyvnykh rechovyh u zemlerobstvi Ukrainy na riznykh rivniakh upravlinnia. Kharkiv : KP «Miska drukarnia», 2011. 30 s. **20.** Kamynskyi V. F., Boiko P. I. Rol sivozmin u suchasnomu zemlerobstvi. Visnyk aharnoi nauky. 2013. № 6. S. 5–9. URL: http://nbuv.gov.ua/UJRN/vaan_2013_6_3 (data zvernennia: 10.10.2025). **21.** Furmanets M., Furmanets Yu. Formuvannia balansu humusu v grunti za riznykh system yoho obrobittu ta udobrennia. *Ahronom.* 2024. URL: <https://www.agronom.com.ua/formuvannya-balansu-gumusu-v-grunti-za-riznyh-system-jogo-obrobittu-ta-udobrennia/> (data zvernennia: 10.10.2025). **22.** Kotovych O. V., Horban V. A., Yakovenko V. M. Metodychni vkazivky do vykonannia praktychnykh robot dystsypliny «Ekolohichniy monitorynh gruntiv». Rozdil «Dehumifikatsiia gruntiv». Dnipro : DNU, 2020. 20 s.

Moshynskyi V. S. [1: ORCID ID: 0000-0002-1661-6809],

Doctor of Agricultural Sciences, Professor,

Vozniuk S. A. [1: ORCID ID: 0009-0004-3143-5178],

Post-graduate Student

¹National University of Water and Environmental Engineering, Rivne

HUMUS BALANCE MANAGEMENT IN SHORT-ROTATION CROP SYSTEMS OF SMALL FARMING ENTERPRISES IN THE WESTERN FOREST-STEPPE OF UKRAINE

The article investigates humus balance dynamics in a three-field short-rotation crop sequence (soybean – winter wheat – potato) practiced on small private farms in the Western Forest-Steppe of Ukraine. The study was conducted on dark-grey podzolized soils with an initial humus content of 3.6% (approximately 140 t/ha in the 0–30 cm arable layer at a bulk density of 1.3 g/cm³). Humus balance was calculated using the methodology of Baliuk et al. (2011), applying humification coefficients of 0.16 for legume post-harvest residues, 0.20 for cereal straw, and 0.06 for semi-liquid manure. Mineralization intensity was assessed at 1.2% of total humus stock per year under conventional plowing and 1.0% under minimum tillage. Climate warming of approximately 1.74° C in the Forest-Steppe zone has notably extended the growing season and created practical agronomic conditions for soybean cultivation in areas where it was previously considered marginally suitable, making short soybean–wheat rotations increasingly common among private farms in the region. The results demonstrate that under conventional tillage, the annual humus balance is negative (–0.33 t/ha per year), even with full straw incorporation, incorporation of root and post-harvest residues, and

modest manure application. The transition to minimum tillage reduces the deficit to -0.24 t/ha per year but does not independently achieve humus equilibrium. The introduction of a high-biomass legume-cereal green manure mixture as an intercrop, combined with minimum tillage, provides approximately 1.0 t/ha of additional humus input and generates a positive overall balance of $+0.09$ t/ha per year, confirming the feasibility of gradual soil organic matter restoration within a short rotation. It is recommended that small farming enterprises in the Western Forest-Steppe adopt minimum tillage combined with systematic use of legume-cereal green manure mixtures as the core strategy for humus balance management in short-rotation cropping systems.

Keywords: humus; crop rotation; mineralization; green manure; minimum tillage; soil organic matter; Western Forest-Steppe; soybean; winter wheat; potato.

Отримано: 10 листопада 2025 року
Прорецензовано: 17 листопада 2025 року
Прийнято до друку: 28 листопада 2025 року

УДК 633.11:631.51.01

<https://doi.org/10.31713/vs4202514>

Польовий В. М. [1; ORCID ID: 0000-0002-3133-9803],
д.с.-г.н., професор, академік НААН,
Фурманець М. Г. [2; ORCID ID: 0000-0002-3091-4036],
к.с.-г.н., с.н.с.,
Лук'яник М. М. [2; ORCID ID: 0000-0002-5657-1262],
к.е.н.

¹Національний університет водного господарства та природокористування, м. Рівне

²Інститут сільського господарства Західного Полісся, с. Шубків

ЕФЕКТИВНІСТЬ ВИРОЩУВАННЯ ПШЕНИЦІ ОЗИМОЇ ЗАЛЕЖНО ВІД СПОСОБІВ ОБРОБІТКУ ҐРУНТУ ТА ВИКОРИСТАННЯ УДОБРЕННЯ СОЛОМИ

Сучасне землеробство України перебуває на етапі від великозатратних технологій обробітку ґрунту до більш раціональних і менш енергоємних, які базуються на принципах мінімалізації. Заміна оранки менш енерго-, праце- та паливозатратними обробітками забезпечує істотне підвищення економічної та енергетичної ефективності вирощування сільськогосподарських культур.

Метою досліджень було вивчити вплив мінімалізації обробітку ґрунту та використання на удобрення соломи попередника без застосування компенсаційного азоту та з ним на врожайність і економічну ефективність вирощування пшениці озимої у Західному Лісостепу.

Наведені результати досліджень, проведених впродовж 2021–2023 років у стаціонарному польовому досліді Інституту сільського господарства Західного Полісся НААН, з вивчення впливу способів обробітку темно-сірого опідзоленого ґрунту та використання на удобрення соломи сої, яка була попередником пшениці озимої, на її врожайність та економічну ефективність. Встановлено, що за оранки на 20–22 см, дискування на 15–17 і дискування на 10–12 см залежно від способів використання соломи попередника врожайність варіювала у межах відповідно 7,00–7,39; 6,87–7,28 і 6,32–6,82 т/га. Застосування на удобрення соломи без компенсаційного азоту та у поєднанні з ним сприяло зростанню врожайності відповідно, за оранки на 2,1 і 5,6%, за дискування на 15–17 см – на 7,8 і 6,0% та дискування на 10–12 см – на 2,7 і 7,9%. Заміна оранки дискуваннями на 15–17 см або 10–12 см в середньому за роки досліджень сприяло зменшенню загальних витрат на вирощування пшениці озимої з 35573 до відповідно 31652 і 38345 грн/га, або відповідно 11 і 20%. Найвищий умовно-чистий прибуток – 15051 грн/га, і рівень 180

рентабельності 51,4% отримано за дискування ґрунту на глибину 10–12 см з використанням на удобрення соломи сої і додаткового азоту з розрахунку 7 кг на 1 т соломи.

Ключові слова: удобрення; пшениця озима; обробіток; урожайність; економічна ефективність.

Постановка проблеми. Традиційно необхідність застосування полицевого обробітку ґрунту обумовлювалась насамперед необхідністю боротьби із забур'яненістю полів та створення сприятливих для сільськогосподарських культур фізичних параметрів ґрунту. Проте з появою високоефективних гербіцидів та високопродуктивних технічних засобів для безплицевого обробітку ґрунтів і спеціалізованих сівалок функції плужного обробітку суттєво звузились. У сучасному землеробстві все більшого поширення набувають технології безплицевого обробітку ґрунту, застосування яких дозволяє суттєво зменшити фінансові та енергетичні витрати, час виконання операцій, ерозію та дегуміфікацію ґрунтів. Проте наукові основи мінімалізації обробітку в умовах Західного Лісостепу розроблені недостатньо, що обумовлює актуальність досліджень, пов'язаних з цією проблемою.

Аналіз останніх досліджень та публікацій. У Західному Лісостепу оранка традиційно була найпоширенішим способом обробітку ґрунту, хоча під зернові культури після зернобобових і просапних попередників її рекомендувалося замінювати поверхневим обробітком [1; 2]. Проте за останні 10–15 років у зв'язку з глобальним потеплінням і в зоні Західного Лісостепу у літні місяці та у вересні дедалі частіше спостерігається періодична відсутність запасів продуктивної вологи в метровому шарі ґрунту, що спонукає до переходу на вологоощадні системи обробітку ґрунту [3]. Мінімалізація обробітку ґрунту рекомендується як дієвий спосіб запобігання його ерозії, покращення показників родючості та зменшення енерговитрат на вирощування сільськогосподарських культур [4–9].

Проте результати інших досліджень вказують, що глибокий обробіток забезпечує кращі умови для проникнення вологи у глибокі шари ґрунту, розвитку кореневої системи і використання елементів зольного та азотного живлення рослин [10].

Важливою складовою сучасних систем удобрення є використання на удобрення побічної продукції сільськогосподарських культур, але її ефективність значною мірою залежить від застосування

компенсаційного азоту для зменшення співвідношення C:N, ступеня подрібнення, рівномірності розподілу по поверхні поля, способу заробляння у ґрунт [11–12]. За порушення технології її застосування може відбуватись істотне підкислення та дегуміфікація буферних ґрунтів, накопичення токсичних для рослин сполук, що призводить до зниження врожайності [13; 14; 15].

Отже, сучасне землеробство України перебуває на етапі від великозатратних технологій обробітку ґрунту до більш раціональних і менш енергоємних, які базуються на принципах мінімалізації. Заміна оранки менш енерго-, праце- та паливозатратними обробітками забезпечує істотне підвищення економічної та енергетичної ефективності вирощування сільськогосподарських культур [16; 17; 18; 19].

Мета досліджень. Метою досліджень було вивчити вплив мінімалізації обробітку ґрунту та використання на удобрення соломи попередника без застосування компенсаційного азоту та з ним на врожайність і економічну ефективність вирощування пшениці озимої у Західному Лісостепу.

Дослідження проводили у стаціонарному польовому досліді Інституту сільського господарства Західного Полісся НААН України у чотирипільній короткоротаційній сівозміні: пшениця озима – соя – кукурудза – соняшник. В досліді вивчали три системи обробітку ґрунту: оранка на 20–22 см, дискування на 15–17 см і дискування на 10–12 см. На варіантах з дисковими системами обробітку ґрунту проводили періодичне глибоке розпушення на 35 см через 2 роки в сівозміні глибокорозпушувачем ГРУ-2,7. Оранку під пшеницю озиму проводили плугом ПЛН-3–35, дискування – АГ-2,4–20. Схема досліді передбачала три способи використання соломи попередника (сої): 1) без соломи; 2) солома; 3) солома + N₇ (аміачна селітра) на 1 т соломи.

Ґрунт дослідної ділянки темно-сірий опідзолений з вмістом гумусу в шарі 0–20 см 1,9%, рухомих форм фосфору і калію (за Кірсановим) відповідно 254 і 110 мг/кг, азоту, що легко гідролізується (за Корнфільдом) 87 мг/кг. Площа облікової ділянки – 100 м², повторність – триразова. Агротехніка вирощування культур – загальноприйнята. Мінеральні добрива під пшеницю озиму вносили в дозі N₁₇₀P₆₀K₉₀. Добрива вносили у формі аміачної селітри, калію хлористого та амофосу.

Обробку даних обліку врожаю проводили методом дисперсійного аналізу за допомогою комп'ютерної програми;

розрахунок економічної ефективності вирощування пшениці озимої розраховували згідно з технологічними картами.

Результати досліджень та обговорення. Отримані за результатами проведених досліджень дані засвідчили, що врожайність пшениці озимої залежно від погодних умов значно варіювала по роках досліджень (табл. 1). Найнижчою – 5,54–6,43 т/га залежно від варіанту досліду, вона була у 2021 році. Найбільш сприятливі умови для формування високої врожайності відзначались у 2022 році, що обумовило досягнення найвищої за три роки продуктивності, яка в розрізі варіантів змінювалася в межах 7,06–8,18 т/га. У 2023 році показники врожайності пшениці озимої порівняно з 2022 роком були дещо нижчими і, залежно від варіанту досліду, змінювалися від 6,35 до 7,83 т/га.

Таблиця 1

Урожайність пшениці озимої залежно від удобрення та обробітку ґрунту, т/га

Система обробітку ґрунту (фактор А)	Використання соломи на удобрення (фактор В)	Рік			середнє за 2021–2023рр.	Середнє по факторах	
		2021	2022	2023		Фактор А	Фактор В
						± відхилення від контролю	
Оранка на 20–22 см	без соломи	6,18	7,56	7,26	7,00	-	-
	солома	6,32	7,71	7,41	7,15		+0,15
	солома + N _{7/т}	6,43	7,91	7,83	7,39		+0,39
Дискування на 15–17 см	без соломи	6,13	7,81	6,68	6,87	-0,11	-
	солома	6,28	7,95	6,95	7,06		+0,19
	солома + N _{7/т}	6,38	8,18	7,27	7,28		+0,41
Дискування на 10–12 см	без соломи	5,54	7,06	6,35	6,32	-0,64	-
	солома	5,71	7,22	6,55	6,49		+0,17
	солома + N _{7/т}	6,03	7,64	6,80	6,82		+0,50
НІР ₀₅		0,23	0,31	0,37	0,23–0,37	0,10–0,21	0,10–0,21

Отримані експериментальні дані з вивчення впливу мінімалізації обробітку ґрунту на продуктивність пшениці озимої засвідчили, що в середньому за 2021–2023 роки заміна оранки на 20–22 см дискуванням на 15–17 і 10–12 см призводила до зниження врожайності на варіантах з відчуженням соломи сої з 7,00 до, відповідно, 6,87 і 6,32 т/га; за використання її на удобрення – з 7,15 до відповідно 7,06 і 6,49 т/га і за використання її на удобрення із застосуванням компенсаційного азоту – з 7,39 до відповідно 7,28 і 6,82 т/га.

Результати вивчення впливу заробляння в ґрунт соломи сої на врожайність пшениці озимої показали, що застосування її на фонах: оранка на глибину 20–22 см, дискування на 15–17 см і дискування на 10–12 см без внесення компенсаційного азоту забезпечило підвищення врожайності зерна відповідно на 2,1; 2,8 і 2,7%, тобто в межах помилки досліду, а в комплексі з азотом – відповідно на 5,6; 6,0 і 7,9% порівняно з відчуженням її з поля. Як видно з наведених даних прирости врожайності від використання на удобрення соломи сої з компенсаційним азотом дещо зростали у міру зниження глибини обробітку ґрунту. Але найвищу врожайність пшениці озимої – 7,39 і 7,29 т/га, отримано, відповідно за оранки на 20–22 см і дискування на 15–17 см із застосуванням на удобрення соломи сої + компенсаційний азот.

В умовах ринкової економіки одним з основних критеріїв оцінки доцільності запровадження наукових розробок у технології вирощування сільськогосподарських культур насамперед є їх вплив на економіку виробництва. Традиційно мінімалізація обробітку ґрунту розглядається як дієвий засіб зниження загальних виробничих витрат і собівартості продукції за одночасного покращення родючості ґрунтів.

З наведених у табл. 2 даних видно, що заміна оранки дискуваннями на 15–17 і 10–12 см в середньому за роки досліджень сприяла зменшенню загальних витрат на вирощування пшениці озимої з 35573 до відповідно 31652 і 28345 грн/га, або відповідно на 11 і 20%.

Використання на удобрення соломи сої, яка була попередником пшениці озимої у сівозміні, без додаткового внесення азоту не приводило до зростання витрат, тому що її подрібнення і розкидання по полю є стандартною технологічною операцією за збирання сучасними комбайнами. Хоч соя є бобовою культурою, у її соломи

співвідношення C:N не є оптимальним для мінералізації у ґрунті без використання азоту ґрунту.

Таблиця 2

Економічна ефективність вирощування пшениці озимої залежно від способів обробітку ґрунту та використання соломи попередника (середнє за 2021–2023 рр.)

Системи обробітку ґрунту	Використання соломи на удобрення	Всього витрат, грн.	Вартість продукції, грн.	Умовно чистий прибуток, грн./га	Рівень рентабельності, %
Різноглибинна оранка на 20–22 см	без соломи	35573	45500	9927	27,9
	солома	35573	46475	10902	30,6
	солома + N _{7/т}	36279	48035	11736	32,4
Дискування на 15–17 см	без соломи	31652	44655	14108	44,6
	солома	31652	45890	14238	45,0
	солома + N _{7/т}	32556	47320	14764	45,3
Дискування на 10–12 см	без соломи	28345	41080	12735	44,9
	солома	28345	42185	13840	48,8
	солома + N _{7/т}	29249	44330	15051	51,4

Розрахунки показали, що для запобігання збіднення ґрунту на мінеральний азот доза компенсаційного азоту має становити 20 кг/га. В зв'язку з цим на варіантах, де застосовували на удобрення солому сої у поєднанні з компенсаційним азотом загальна сума витрат збільшувалася на 904 грн/га. Порівняно з іншими варіантами найбільшу суму витрат у досліді – 36779 грн/га, встановлено за проведення під пшеницю озиму оранки на 20–22 см з використанням на удобрення соломи попередника і компенсаційного азоту.

У середньому за роки досліджень вартість вирощеного врожаю пропорційно залежала від врожайності і варіювала по досліді у межах – 41080–48035 грн/га. Найвищу вартість вирощеного зерна отримано за оранки на 20–22 см у комплексі із зароблянням у ґрунт соломи і внесенням компенсаційного азоту.

Величина умовно-чистого прибутку істотно залежала від досліджуваних факторів та їх взаємодії. Заміна оранки дискуваннями дозволяла зменшити витрати на вирощування пшениці озимої, але одночасно призводила до зниження врожайності і відповідно вартості

зерна з 1 га. Водночас прирости врожайності від внесення під пшеницю озиму соломи попередника з відповідною дозою додаткового азоту зростали в міру зменшення глибини обробітку ґрунту і найвищими були за дискування на 10–12 см.

Співставлення показників вартості вирощеного зерна з понесеними витратами показало, що найбільший умовно-чистий прибуток – 15051 грн/га, та рівень рентабельності – 51,4% отримано за проведення під пшеницю озиму дискування ґрунту на глибину 10–12 см у поєднанні із використанням на удобрення соломи сої і компенсаційного азоту.

Висновки

1. У середньому за 2021–2023 роки залежно від способів використання на удобрення соломи попередника пшениці озимої її врожайність за оранки на 20–22 см, дискування на 15–17 см і дискування на 10–12 см становила відповідно 7,00–7,39; 6,87–7,28 і 6,32–6,82 т/га.

2. Застосування на фонах – оранка, дискування на 15–17 см і дискування на 10–12 см, на удобрення соломи сої без додаткового внесення компенсаційного азоту сприяло підвищенню врожайності зерна відповідно на 2,1; 2,8 і 2,7%, а у поєднанні з азотом – відповідно на 5,6; 6,0 і 7,9%.

3. Заміна оранки на 20–22 см дискуванням на 15–17 см та дискуванням на 10–12 см зменшувала загальні витрати на вирощування пшениці озимої відповідно на 11 і 20%. Найвищі умовно-чистий прибуток 15051 грн/га і рівень рентабельності 51,4% отримано за дискування на 10–12 см з використанням на удобрення соломи сої і додаткового азоту з розрахунку 7 кг на 1 т соломи.

1. Овсінський І. Нова система землеробства. Львів : Л.А. «Піраміда», 2007. 180 с.
2. Шикла М. К. Ґрунтозахисна біологічна система землеробства в Україні : монографія. К. : Оранта. 2000. 389 с.
3. Демиденко О. В. Водний режим чорнозему в агроценозах Лісостепу. Чорнобай, 2023. 484 с.
4. Танчик С. П. No-till і не тільки. Сучасні системи землеробства. К. : Юнівест Медіа, 2009, 160 с.
5. Пабат І. А. Ґрунтозахисна система землеробства. К. : Урожай, 1992. 160 с.
6. Булигін С. Ю., Ачасов А. Б., Ачасова А. О., Панченко О. В., Панасенко В. М. Система оцінки та прогнозу якості земель (стан, концепція та алгоритми). К. : Аграр. наука, 2014. 240 с.
7. Крижанівський В. Г. Економічна та енергетична ефективність вирощування гороху, пшениці озимої та буряку цукрового за різних заходів основного обробітку ґрунту. *Агробіологія*. 2015. № 1. С. 27–31. URL: http://nbuv.gov.ua/UJRN/agr_2015_1_8 (дата звернення: 10.10.2025).
8. Цілюрик О. І. Агротехнічна та економічна ефективність мульчувального обробітку ґрунту під пшеницю озиму по

чистому пару. *Вісник Дніпропетровського державного аграрно-економічного університету*. 2017. № 1. С. 5–11. URL: http://nbuv.gov.ua/UJRN/vddau_2017_1_3. (дата звернення: 10.10.2025). 9. Гриник С. І. Ефективність вирощування пшениці ярої залежно від обробітку ґрунту та системи живлення в умовах Передкарпаття. *Таврійський науковий вісник. Сільськогосподарські науки*. 2018. Вип. 104. С. 40–46. URL: http://nbuv.gov.ua/UJRN/tvneconn_2018_104_9. (дата звернення: 10.10.2025). 10. Соколов К. К. Ефективність різних систем основного обробітку ґрунту під пшеницю озиму в умовах Південного Степу України. *Аграрний вісник Причорномор'я. Сільськогосподарські науки*. 2019. Вип. 92. С. 39–44. URL: http://nbuv.gov.ua/UJRN/avpcx_2019_92_9. (дата звернення: 10.10.2025). 11. Гриник С. І. Ефективність основного обробітку та системи удобрення ґрунту при вирощуванні пшениці ярої в умовах Передкарпаття. *Agrology*. 2019. Vol. 2, Issue 2. С. 117–121. URL: http://nbuv.gov.ua/UJRN/algolog_2019_2_2_9. (дата звернення: 10.10.2025).

REFERENCES:

1. Ovsinskyi I. Nova systema zemlerobstva. Lviv : L.A. «Piramida», 2007. 180 s.
2. Shykula M. K. Gruntozakhysna biolohichna systema zemlerobstva v Ukraini : monohrafiia. K. : Oranta. 2000. 389 s.
3. Demydenko O. V. Vodnyi rezhym chornozemu v ahrotsenozakh Lisostepu. Chornobai, 2023. 484 s.
4. Tanchyk S. P. No-till i ne tilky. Suchasni systemy zemlerobstva. K. : Yunivest Media, 2009, 160 s.
5. Pabat I. A. Gruntozakhysna systema zemlerobstva. K. : Urozhai, 1992. 160 s.
6. Bulyhin S. Yu., Achasov A. B., Achasova A. O., Panchenko O. V., Panasenko V. M. Systema otsinky ta prohnozu yakosti zemel (stan, kontseptsii ta alhorytmy). K. : Ahrar. nauka, 2014. 240 s.
7. Kryzhanivskyi V. H. Ekonomichna ta enerhetychna efektyvnist vyroshchuvannia horokhu, pshenytsi ozymoi ta buriaku tsukrovoho za riznykh zakhodiv osnovnoho obrobittu ґрунту. *Ahrobiolohiia*. 2015. № 1. С. 27–31. URL: http://nbuv.gov.ua/UJRN/agr_2015_1_8 (data zvernennia: 10.10.2025).
8. Tsyliuryk O. I. Ahrotekhnichna ta ekonomichna efektyvnist mulchuvalnoho obrobittu ґрунту під pshenytsiu ozymu po chystomu paru. *Visnyk Dnipropetrovskoho derzhavnoho ahrarno-ekonomichnoho universytetu*. 2017. № 1. С. 5–11. URL: http://nbuv.gov.ua/UJRN/vddau_2017_1_3. (data zvernennia: 10.10.2025).
9. Hrynyk S. I. Efektyvnist vyroshchuvannia pshenytsi yaroї zalezno vid obrobittu ґрунту та systemy zhyvlennia v umovakh Peredkarpattia. *Tavriiskyi naukovyi visnyk. Silskohospodarski nauky*. 2018. Vyp. 104. С. 40–46. URL: http://nbuv.gov.ua/UJRN/tvneconn_2018_104_9. (data zvernennia: 10.10.2025).
10. Sokolov K. K. Efektyvnist riznykh system osnovnoho obrobittu ґрунту під pshenytsiu ozymu v umovakh Pivdennoho Stepu Ukrainy. *Ahrarnyi visnyk Prychornomoria. Silskohospodarski nauky*. 2019. Vyp. 92. С. 39–44. URL: http://nbuv.gov.ua/UJRN/avpcx_2019_92_9. (data zvernennia: 10.10.2025).
11. Hrynyk S. I. Efektyvnist osnovnoho obrobittu та systemy udobrennia ґрунту pry vyroshchuvanni pshenytsi yaroї v umovakh Peredkarpattia. *Agrology*. 2019. Vol. 2, Issue 2. С. 117–121. URL: http://nbuv.gov.ua/UJRN/algolog_2019_2_2_9. (data zvernennia: 10.10.2025).

Polovyi V. M. [1; ORCID ID: 0000-0002-3133-9803],
Doctor of Agricultural Sciences, Professor,
Academician of the National Academy of Sciences,
Furmanets M. H. [2; ORCID ID: 0000-0002-3091-4036],
Candidate of Agricultural Sciences (Ph.D.), Senior Research Fellow,
Lukianyk M. M. [2; ORCID ID: 0000-0002-5657-1262],
Candidate of Economics (Ph.D.)

¹*National University of Water Management and Environmental Management, Rivne*

²*Institute of Agriculture of the Western Polissia of the NAAS,
Shubkiv village, Rivne region*

EFFICIENCY OF WINTER WHEAT GROWING DEPENDS ON THE METHODS OF SOIL CULTIVATION AND THE USE OF STRAW FERTILIZER

Modern agriculture in Ukraine is at a stage of transition from high-cost tillage technologies to more rational and less energy-intensive ones based on the principles of minimization. Replacing plowing with less energy-, labor-, and fuel-intensive cultivations provides a significant increase in the economic and energy efficiency of growing crops.

The aim of the research was to study the impact of minimizing tillage and using predecessor straw for fertilization without and with the application of compensatory nitrogen on the yield and economic efficiency of growing winter wheat in the Western Forest-Steppe.

The results of research conducted during 2021–2023 in the stationary field experiment of the Institute of Agriculture of Western Polissia of the NAAS on the study of the influence of methods of cultivating dark grey podzolized soil and using soybean straw, which was the predecessor of winter wheat, for fertilization, on its yield and economic efficiency are presented.

It was found that with plowing at 20–22 cm, disking at 15–17 and disking at 10–12 cm, depending on the methods of using the predecessor straw, the yield varied within the limits of 7.00–7.39; 6.87–7.28 and 6.32–6.82 t/ha, respectively.

The use of straw for fertilization without compensatory nitrogen and in combination with it contributed to an increase in yield, respectively, for plowing by 2.1 and 5.6%, for disking at 15–17 cm – by 7.8 and 6.0%, and for disking at 10–12 cm – by 2.7 and 7.9%.

Replacing plowing with disking at 15–17 cm or 10–12 cm on average during the years of research contributed to a reduction in total costs for growing winter wheat from 35,573 to 31,652 and 38,345 UAH/ha, respectively, or 11 and 20%, respectively.

The highest conditional net profit is 15,051 UAH/ha, and the profitability level of 51.4% was obtained by discing the soil to a depth of 10–12 cm using soybean straw as fertilizer and additional nitrogen at the rate of 7 kg per 1 ton of straw.

Keywords: fertilizer; winter wheat; earnings; yield; economic efficiency.

Отримано: 30 жовтня 2025 року
Прорецензовано: 6 листопада 2025 року
Прийнято до друку: 28 листопада 2025 року

УДК 504.064:712

<https://doi.org/10.31713/vs4202515>

Прищеп А. М. [1; ORCID ID: 0000-0001-5096-9088],

д.с.-г.н., професор,

Самчук В. М. [1; ORCID ID: 0009-0000-6227-6203],

аспірант

¹Національний університет водного господарства та природокористування, м. Рівне

АКТУАЛЬНІ СВІТОВІ ПІДХОДИ ДО МОНІТОРИНГУ МІСЬКИХ ЗЕЛЕНИХ НАСАДЖЕНЬ

Статтю присвячено аналізу та узагальненню актуальних світових підходів до моніторингу міських зелених насаджень в умовах зростаючої урбанізації та посилення антропогенного навантаження на міське середовище. Міські зелені насадження розглядаються як важливий елемент урбанізованих екосистем, що виконує екологічні, соціальні та рекреаційні функції, впливаючи на якість життя населення, мікроклімат та стійкість міських територій. У сучасних умовах зростання кліматичних ризиків і трансформації міського простору під впливом кризових чинників зростає потреба у застосуванні науково обґрунтованих і технологічно ефективних методів оцінювання стану зелених зон. Метою дослідження є узагальнення та систематизація сучасних світових підходів до моніторингу міських зелених насаджень на основі аналізу наукових публікацій останніх років з метою обґрунтування доцільності їх застосування у практиці дослідження міського зеленого середовища. У роботі проаналізовано основні методичні підходи до моніторингу зелених насаджень, зокрема супутникове дистанційне зондування Землі, використання геоінформаційних систем, аерофотознімання з безпілотних літальних апаратів, аналіз індексів рослинності та застосування методів штучного інтелекту і машинного навчання. Показано, що кожен із зазначених підходів має власні переваги й обмеження, зумовлені масштабом дослідження, точністю даних та умовами їх застосування. Обґрунтовано, що найбільш ефективними в сучасній світовій практиці є інтегровані підходи, які поєднують можливості різних геопросторових методів і забезпечують комплексну оцінку стану, структури та динаміки міських зелених насаджень. Окрему увагу приділено доцільності впровадження розглянутих підходів у практику моніторингу міських зелених насаджень в Україні, зокрема в умовах воєнних та післявоєнних трансформацій міського середовища. Зазначено, що системний моніторинг зелених зон є важливим інструментом екологічної оцінки, планування відновлення урбанізованих територій і забезпечення сталого розвитку міст. Результати

дослідження можуть бути використані у наукових дослідженнях, практиці міського планування та розробленні стратегій відновлення і розвитку міських територій.

Ключові слова: міські зелені насадження; моніторинг; дистанційне зондування Землі; геоінформаційні системи; індекси рослинності; безпілотні літальні апарати; штучний інтелект.

Постановка проблеми. Інтенсивна урбанізація, зростання щільності забудови та трансформація просторової структури сучасних міст істотно впливають на стан міських екосистем і зумовлюють підвищене навантаження на зелені насадження. У межах урбанізованого середовища зелені зони виконують системоутворювальну роль, забезпечуючи регуляцію мікроклімату, зниження рівня забруднення атмосферного повітря, підтримання біорізноманіття та формування сприятливих умов для життєдіяльності населення. Водночас скорочення площ зелених насаджень, їх фрагментація та погіршення якісного стану в умовах щільної забудови призводять до порушення екологічної рівноваги міського простору та зниження його адаптивної здатності до зовнішніх впливів.

Особливої актуальності проблема збереження та раціонального управління міськими зеленими насадженнями набуває в умовах посилення кліматичних змін, зростання частоти екстремальних погодних явищ і підвищення соціально-екологічних ризиків для населення великих міст. Недостатня увага до стану зелених зон може мати довгострокові негативні наслідки, пов'язані з погіршенням якості життя, зростанням теплового навантаження та зниженням екологічної безпеки урбанізованих територій. У цьому контексті усвідомлення значущості міських зелених насаджень як стратегічного ресурсу розвитку міст потребує поглибленого наукового осмислення сучасних підходів до їх збереження та управління, що зумовлює актуальність досліджень, спрямованих на вивчення проблематики міської зелені.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. У сучасних наукових дослідженнях моніторинг міських зелених насаджень розглядається передусім у контексті застосування методів дистанційного зондування Землі, що дозволяють оцінювати просторовий розподіл та динаміку зелених зон у міському середовищі, про що свідчать результати досліджень І. Л. М. Захіра [1]. Подальший розвиток цього напрямку пов'язаний із використанням супутникових даних для аналізу змін зелених насаджень у взаємозв'язку з кліматичною

стійкістю міст, що відображено у працях, присвячених комплексному моніторингу урбанізованих територій [2]. Значну увагу сучасні дослідники приділяють інтеграції геоінформаційних систем та методів штучного інтелекту, що дозволяє автоматизувати процеси обробки даних і підвищити точність оцінювання стану міських зелених насаджень [3]. У роботах S. Pouya, M. R. Delavar, M. R. Malek, A. Sadeghi-Niaraki обґрунтовано можливості використання поєднання дистанційного зондування та ГІС-аналізу для кількісної оцінки забезпеченості міського простору зеленими зонами [4]. Окремий напрям досліджень представлений роботами C. Liu, T.-Y. Wang, T. Yuizono, у яких моніторинг зелених насаджень доповнюється аналізом їх просторово-візуальних характеристик, що розширює традиційні підходи оцінювання стану міських зелених просторів [5]. Подальше вдосконалення методів моніторингу пов'язане з використанням індексів рослинності, отриманих із супутникових зображень, що продемонстровано у дослідженнях I. L. M. Zahir, M. H. F. Nuskiya, V. P. Sangasumana, A. L. Iyooob, M. L. F. Ameer [6]. Водночас сучасні світові підходи дедалі частіше ґрунтуються на застосуванні алгоритмів глибинного навчання для автоматизованого картографування та оцінювання міського деревного покриву, що підтверджено результатами досліджень J. Guo, Q. Xu, Y. Zeng, Z. Liu, X. X. Zhu [7]. Узагальнення та систематизація зазначених підходів світової практики створює наукове підґрунтя для подальшого аналізу сучасних методів моніторингу міських зелених насаджень.

Мета і завдання дослідження. Метою дослідження є узагальнення та систематизація сучасних світових підходів до моніторингу міських зелених насаджень на основі аналізу наукових публікацій останніх років з метою обґрунтування доцільності їх застосування у практиці дослідження міського зеленого середовища. Завдання дослідження полягає в аналізі та узагальненні методичних підходів до моніторингу міських зелених насаджень, представлених у сучасній світовій науковій практиці.

Виклад основного матеріалу дослідження. В наукових дослідженнях моніторинг розглядається як систематичний процес збору, аналізу та інтерпретації даних, спрямований на відстеження стану, структури та динаміки об'єктів у просторі й часі. Міські зелені насадження в умовах урбанізованого середовища виступають складною просторово-екологічною системою, що включає парки,

сквери, вуличні насадження, захисні зелені зони та інші елементи озеленення, які характеризуються різною функціональною роллю, щільністю та морфологічними особливостями. Моніторинг таких об'єктів потребує застосування різних методичних підходів, здатних забезпечити як просторову узгодженість даних, так і комплексність оцінювання біофізичних характеристик зелених зон.

В таблиці представлено інтегровані підходи до моніторингу міських зелених насаджень у світовій практиці.

Супутникове дистанційне зондування Землі є одним із найбільш поширених і методично обґрунтованих підходів до моніторингу міських зелених насаджень у світовій практиці, що зумовлено його здатністю забезпечувати регулярне та масштабне охоплення урбанізованих територій. Аналіз мультиспектральних супутникових даних дозволяє отримувати узгоджену інформацію про просторовий розподіл зелених зон, їхню площу та зміну у часовому вимірі, що є критично важливим для дослідження динаміки міського зеленого покриву [1]. Перевагою цього підходу є висока повторюваність спостережень, що дає змогу формувати часові ряди та виявляти довгострокові тенденції трансформації зелених насаджень, зокрема в умовах інтенсивної урбанізації [2]. Водночас застосування супутникових даних має певні обмеження, пов'язані з просторовою роздільною здатністю знімків і впливом атмосферних чинників, що ускладнює детальний аналіз структури насаджень на локальному рівні. У зв'язку з цим супутникове дистанційне зондування доцільно розглядати як базовий рівень моніторингу, який забезпечує загальну картину стану та динаміки міських зелених насаджень [1; 2].

Таблиця

Інтегровані підходи до моніторингу міських зелених насаджень у світовій практиці

Категорія підходу	Основні методи	Наукова характеристика
Супутникове дистанційне зондування (RS)	Аналіз мультиспектральних супутникових даних, індекси рослинності (NDVI, EVI тощо)	Забезпечує регулярний багатопараметричний моніторинг просторово-часової динаміки зелених насаджень на значних за площею територіях

продовження таблиці

Геоінформаційні системи (ГІС) та просторовий аналіз	ГІС-бази даних, просторове моделювання, картографування	Дозволяє інтегрувати різноманітні дані та підтримувати обґрунтовані управлінські рішення у міському плануванні
Аерофотознімання та UAV-моніторинг	Зйомка з БПЛА, ортофотоплани, високодетальні зображення	Забезпечує детальну оцінку структури та стану зелених насаджень на локальному рівні
Індекси рослинності та часові ряди	NDVI, GNDVI, NDWI, EVI, аналіз часових рядів	Дає змогу виявляти сезонні та багаторічні зміни стану міських зелених зон
Методи штучного інтелекту та машинного навчання	Класифікація зображень, глибоке навчання	Підвищує точність і автоматизує моніторинг зелених насаджень при обробці великих масивів даних

Джерело: складено автором на основі [1–4; 6; 7]

Значний методичний потенціал у дослідженнях моніторингу міських зелених насаджень має використання геоінформаційних систем як інструменту просторової інтеграції та аналітичного узагальнення даних. ГІС-технології забезпечують можливість поєднання результатів дистанційного зондування з іншими інформаційними шарами, зокрема даними про функціональне зонування території, щільність населення та особливості міської забудови, що дозволяє здійснювати багатовимірний аналіз зелених насаджень у межах урбанізованого простору. Застосування просторового моделювання та картографічних методів у середовищі ГІС створює передумови для виявлення територіальних диспропорцій у розміщенні зелених зон і оцінювання їхньої доступності для населення, що має важливе значення для міського планування. Водночас використання геоінформаційних систем висуває підвищені вимоги до якості вихідних даних, їхньої актуальності та узгодженості, а також до рівня методичної підготовки дослідників, оскільки помилки на етапі формування бази даних можуть суттєво впливати на результати аналізу. У дослідженнях S. Pouya та співавторів доведено, що інтеграція супутникових даних у ГІС-середовище є ефективною для

кількісної оцінки забезпеченості міського населення зеленими насадженнями та аналізу просторової нерівномірності їх розподілу [4].

У дослідженнях I. L. M. Zahir, M. H. F. Nuskiya, V. P. Sangasumana, A. L. Iyooob, M. L. F. Ameer аерофотознімання з використанням безпілотних літальних апаратів розглядається як ефективний інструмент деталізованого моніторингу міських зелених насаджень, що дозволяє перейти від узагальнених оцінок до аналізу просторової структури рослинності на локальному рівні [6]. Автори доводять, що UAV-знімання разом з ортофотопланами дає змогу детально ідентифікувати елементи зеленого покриву, зокрема деревні насадження та особливості їх розміщення, що значно ускладнено при використанні супутникових знімків середньої роздільної здатності. Такий підхід особливо доцільний для дослідження міських територій зі складною забудовою, де просторові особливості зелених зон суттєво впливають на екологічний стан і функціональну роль озеленення.

Разом із тим результати наведених досліджень свідчать, що UAV-моніторинг не може розглядатися як самостійна універсальна методика через обмежене просторове охоплення та залежність від технічних і регуляторних умов використання безпілотних апаратів у межах міста [6]. У цьому контексті аерофотознімання доцільно застосовувати як елемент інтегрованої системи моніторингу, де воно виконує функцію уточнення та деталізації результатів супутникового аналізу. Така комбінація методів дозволяє поєднати високу просторову точність локальних досліджень із можливістю загальноміського охоплення, що підвищує надійність оцінювання стану та динаміки міських зелених насаджень.

Використання індексів рослинності та аналіз часових рядів у сучасній світовій практиці є одним із найбільш інформативних підходів до оцінювання стану та динаміки міських зелених насаджень, оскільки базується на кількісній інтерпретації спектральних характеристик рослинного покриву. Індекси NDVI, GNDVI, NDWI, EVI та споріднені показники дозволяють відображати біофізичний стан рослинності, рівень фотосинтетичної активності, вологозабезпечення та щільність зеленого покриву, що є ключовими параметрами при моніторингу урбанізованих територій [1; 6]. Аналіз часових рядів індексів рослинності дає змогу виявляти сезонні коливання та багаторічні зміни стану зелених зон, а також відрізнати природні фенологічні зміни від довгострокових тенденцій деградації або

відновлення зелених насаджень [2]. Такий підхід є особливо цінним для дослідження впливу урбанізаційних процесів і кліматичних чинників на міську рослинність, оскільки дозволяє простежувати динаміку змін у просторі та часі на основі стандартизованих показників. Водночас застосування індексів рослинності потребує врахування особливостей міського середовища, зокрема впливу забудови, тіней та змішаних пікселів, що може знижувати точність інтерпретації результатів без використання додаткових аналітичних методів. У зв'язку з цим індексний аналіз доцільно розглядати як складову інтегрованого підходу до моніторингу міських зелених насаджень, який поєднує супутникові дані з іншими геопросторовими інструментами для підвищення достовірності оцінювання.

Методи штучного інтелекту та машинного навчання у сучасних дослідженнях міських зелених насаджень розглядаються як інструмент суттєвого підвищення точності та автоматизації процесів моніторингу за умов обробки великих масивів просторових даних. Застосування алгоритмів класифікації зображень і глибинного навчання дозволяє здійснювати автоматизоване розпізнавання та картографування зеленого покриття на основі супутникових і аерофотознімків високої роздільної здатності, мінімізуючи вплив суб'єктивних чинників, притаманних ручній інтерпретації [3]. Особливе значення такі підходи мають у межах урбанізованих територій зі складною просторовою структурою, де традиційні методи аналізу часто ускладнені через мозаїчність забудови та наявність змішаних пікселів. Використання моделей машинного навчання забезпечує можливість виявлення прихованих просторових закономірностей і підвищує стабільність результатів при повторному аналізі даних у часовому вимірі. Водночас ефективність алгоритмів штучного інтелекту значною мірою залежить від якості навчальних вибірок і коректності налаштування моделей, що потребує поєднання автоматизованих методів із експертною оцінкою результатів. У цьому контексті застосування штучного інтелекту доцільно розглядати як складову інтегрованих систем моніторингу міських зелених насаджень, які поєднують можливості автоматизованого аналізу з іншими геопросторовими підходами для забезпечення достовірності та відтворюваності результатів [7].

В умовах повномасштабної війни питання збереження та раціонального управління міськими зеленими насадженнями в Україні набуває особливої наукової та прикладної значущості. Активні

бойові дії, руйнування міської інфраструктури, пошкодження ґрунтового покриву, забруднення повітря та порушення гідрологічних режимів призводять до деградації зелених зон, які традиційно виконують стабілізуючу екологічну функцію в урбанізованому середовищі. За таких умов застосування сучасних підходів до моніторингу міських зелених насаджень дозволяє забезпечити об'єктивну оцінку їхнього стану навіть за обмеженого доступу до окремих територій, що є характерним для прифронтових та деокупованих міст. Інтегровані методи, засновані на дистанційному зондуванні, геоінформаційних системах і автоматизованому аналізі даних, створюють можливість оперативного виявлення зон екологічних порушень, визначення масштабів втрат зеленого покриву та формування науково обґрунтованих пріоритетів для післявоєнного відновлення міського середовища.

Окрім екологічного виміру, міські зелені насадження в умовах воєнного часу відіграють важливу соціальну та психоемоційну роль, особливо для населення великих урбанізованих центрів, що зазнали тривалого стресового навантаження. Збереження та відновлення зелених зон сприяє підвищенню якості міського простору, формуванню безпечного та комфортного середовища проживання, а також підтримці фізичного і психологічного здоров'я населення. У цьому контексті впровадження сучасних світових підходів до моніторингу зелених насаджень в Україні є доцільним не лише з позицій екологічної доцільності, а й як складова стратегічного планування сталого розвитку міст у післявоєнний період. Системний моніторинг дозволяє поєднати оцінювання екологічного стану міських територій із завданнями відновлення інфраструктури, що робить зелені насадження важливим елементом комплексної політики реконструкції та підвищення життєстійкості українських міст.

Висновки. В результаті проведеного аналізу сучасних наукових публікацій узагальнено та систематизовано основні світові підходи до моніторингу міських зелених насаджень, що базуються на використанні дистанційного зондування Землі, геоінформаційних систем, аерофотознімання, індексів рослинності та методів штучного інтелекту. Доведено, що найбільш ефективними в сучасній практиці є інтегровані підходи, які поєднують масштабність супутникових спостережень із детальністю локального аналізу та можливостями автоматизованої обробки великих масивів даних. Застосування таких підходів забезпечує комплексну оцінку стану, структури та динаміки

міських зелених насаджень і створює науково обґрунтоване підґрунтя для прийняття управлінських рішень у сфері розвитку урбанізованих територій. В умовах сучасних викликів, зокрема для українських міст у період воєнних і післявоєнних трансформацій, впровадження розглянутих методів моніторингу є доцільним як інструмент екологічної оцінки, планування відновлення та забезпечення сталого розвитку міського середовища.

1. Zahir I. L. M. Monitoring Urban Green Space Using Remote Sensing. *Procedia Computer Science*. 2024. Vol. 234. P. 391–398. 2. Carlos A. Escobar, David Restrepo Alvarez. Estimation of global ocean surface winds blending reanalysis, satellite and buoy datasets. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*. 2023. Vol. 32. Article 101012. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2352938523000867> (дата звернення: 10.10.2025). 3. Special Issue: Artificial Intelligence Methods Applied to Urban Remote Sensing and GIS. *Remote Sensing*. 2022–2023. MDPI. URL: https://www.mdpi.com/journal/remotesensing/special_issues/AI_urban_remote_sensing (дата звернення: 10.10.2025). 4. Pouya S., Delavar M. R., Malek M. R., Sadeghi-Niaraki A. Evaluation of urban green space per capita with new remote sensing and GIS methods. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2022. Vol. 194, No. 10. Article 758. URL: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10661-022-10298-z> (дата звернення: 10.10.2025). 5. Liu C., Wang T.-Y., Yuizono T. Assessing the landscape visual quality of urban green spaces with multidimensional visual indicators. *Urban Forestry & Urban Greening*. 2025. Vol. 106. Article 128727. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2025.128727> 6. Zahir I. L. M., Nuskiya M. H. F., Sangasumana V. P., Iyob A. L., Ameer M. L. F. Monitoring Urban Green Space Using Remote Sensing Derived-Vegetation Indices in Colombo District, Sri Lanka. *Procedia Computer Science*. 2024. Vol. 236. P. 248–256. 7. Guo J., Xu Q., Zeng Y., Liu Z., Zhu X. X. Nationwide urban tree canopy mapping and coverage assessment in Brazil from high-resolution remote sensing images using deep learning. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*. 2023. Vol. 198. P. 1–15.

REFERENCES:

1. Zahir I. L. M. Monitoring Urban Green Space Using Remote Sensing. *Procedia Computer Science*. 2024. Vol. 234. P. 391–398. 2. Carlos A. Escobar, David Restrepo Alvarez. Estimation of global ocean surface winds blending reanalysis, satellite and buoy datasets. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*. 2023. Vol. 32. Article 101012. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2352938523000867> (data zvernennia: 10.10.2025). 3. Special Issue: Artificial Intelligence Methods Applied to Urban Remote Sensing and GIS. *Remote Sensing*. 2022–2023. MDPI. URL: https://www.mdpi.com/journal/remotesensing/special_issues/AI_urban_remote_sensing (data zvernennia: 10.10.2025). 4. Pouya S., Delavar M. R., Malek M. R., Sadeghi-Niaraki A. Evaluation of urban green space per capita with new remote sensing and GIS methods. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2022. Vol. 194, No. 10. Article 758. URL: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10661-022-10298-z> (data zvernennia:

10.10.2025). **5.** Liu C., Wang T.-Y., Yuizono T. Assessing the landscape visual quality of urban green spaces with multidimensional visual indicators. *Urban Forestry & Urban Greening*. 2025. Vol. 106. Article 128727. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2025.128727> **6.** Zahir I. L. M., Nuskiya M. H. F., Sangasumana V. P., Iyob A. L., Ameer M. L. F. Monitoring Urban Green Space Using Remote Sensing Derived-Vegetation Indices in Colombo District, Sri Lanka. *Procedia Computer Science*. 2024. Vol. 236. P. 248–256. **7.** Guo J., Xu Q., Zeng Y., Liu Z., Zhu X. X. Nationwide urban tree canopy mapping and coverage assessment in Brazil from high-resolution remote sensing images using deep learning. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*. 2023. Vol. 198. P. 1–15.

Pryshchepa A. M. [1; ORCID ID: 0000-0001-5096-9088],
Doctor of Agricultural Sciences, Professor,
Samchuk V. M. [1; ORCID ID: 0009-0000-6227-6203],
Post-graduate Student

¹*National University of Water and Environmental Engineering, Rivne*

CURRENT GLOBAL APPROACHES TO MONITORING URBAN GREEN SPACES

The article is devoted to the analysis and synthesis of current global approaches to monitoring urban green spaces under conditions of increasing urbanization and growing anthropogenic pressure on the urban environment. Urban green spaces are considered an important component of urbanized ecosystems, performing ecological, social, and recreational functions and influencing quality of life, microclimate regulation, and the resilience of urban areas. In the context of rising climate risks and the transformation of urban space under the influence of crisis factors, there is an increasing need for scientifically grounded and technologically efficient methods for assessing the condition of green zones. The aim of the study is to generalize and systematize contemporary global approaches to monitoring urban green spaces based on the analysis of recent scientific publications in order to substantiate the feasibility of their application in urban green environment research.

The paper analyzes the main methodological approaches to monitoring green spaces, including satellite-based remote sensing, the use of geographic information systems, aerial surveys using unmanned aerial vehicles, vegetation index analysis, and the application of artificial intelligence and machine learning methods. It is demonstrated that each of these approaches has specific advantages and limitations determined by the scale of the study,

data accuracy, and application conditions. The study substantiates that integrated approaches combining various geospatial methods are the most effective in current global practice, as they provide a comprehensive assessment of the condition, structure, and dynamics of urban green spaces. Particular attention is paid to the feasibility of implementing these approaches in the practice of monitoring urban green spaces in Ukraine, especially in the context of wartime and post-war transformations of the urban environment. It is noted that systematic monitoring of green zones is an important tool for environmental assessment, urban recovery planning, and ensuring the sustainable development of cities. The results of the study can be used in scientific research, urban planning practice, and the development of strategies for the restoration and development of urban areas.

Keywords: urban green spaces; monitoring; remote sensing; geographic information systems; vegetation indices; unmanned aerial vehicles; artificial intelligence.

Отримано: 12 листопада 2025 року
Прорецензовано: 18 листопада 2025 року
Прийнято до друку: 28 листопада 2025 року

Солодка Т. М. [1; ORCID ID: 0000-0001-7265-4706],

к.с.-г.н., доцент,

Крайна М. А. [1; ORCID ID: 0009-0008-7755-8252],

аспірантка, асистент,

Опанасюк Д. В. [1; ORCID ID: 0009-0002-8543-669X],

студент

¹Національний університет водного господарства та природокористування, м. Рівне

ДИНАМІКА МОРФОЛОГІЧНИХ ТА БІОХІМІЧНИХ ПОКАЗНИКІВ РОСЛИН КУКУРУДЗИ НА ПОЧАТКОВИХ ЕТАПАХ РОСТУ ЗА РІЗНОГО ТИПУ УДОБРЕННЯ

У статті представлено результати дослідження впливу різних типів добрив: карбаміду, гранульованих комплексних та рідких комплексних (стартових) добрив (РКД) – на морфологічні та біохімічні показники рослин кукурудзи на початкових етапах росту. Актуальність роботи зумовлена необхідністю адаптації технологій живлення до змін клімату, зокрема до коливань температури, нестачі вологи та зниження доступності елементів живлення з традиційних гранульованих форм добрив. Дослід проводився у вегетаційних посудинах за умов оптимальної температури та достатньої вологості, що дозволило оцінити ефективність добрив у сприятливому середовищі. Визначено, що найбільш позитивний вплив на морфологічні показники (висота рослин, розвиток кореневої системи, вегетативна маса) та біохімічні параметри (активність каталази, енергія проростання) забезпечує комбінація гранульованих добрив із РКД. Окреме застосування карбаміду або NPK-добрив виявилось менш ефективним порівняно з їх поєднанням. Водночас, за оптимальних умов, внесення лише РКД не забезпечило суттєвого покращення показників, що свідчить про обмежену роль рідких форм добрив у сприятливому середовищі. Очікується, що ефективність РКД буде більш вираженою за стресових умов – низьких температур, дефіциту вологи та на легких ґрунтах. Отримані результати підтверджують доцільність адаптивного підходу до вибору форми добрив залежно від ґрунтово-кліматичних умов, що має практичне значення для оптимізації технологій вирощування кукурудзи.

Ключові слова: кукурудза; комплексне добриво; коренева система; каталаза; рідке стартове добриво; вегетативна маса культури.

Постановка проблеми. Ведення сільськогосподарського виробництва у наш час неможливо уявити без застосування різного типу добрив, засобів захисту та допоміжних речовин. Дедалі частіше у аграріїв постає питання саме ефективності тих добрив, які вони звикли застосовувати при вирощуванні основних сільськогосподарських культур. Наразі існує широкий вибір різноманітного виду як моно-, так і комплексних добрив. Серед яких – рідкі стартові (комплексні) добрива. Оскільки такі добрива зазвичай містять швидкодоступний для рослин фосфор, то популярності РКД набуває саме у застосуванні на ярих культурах, зокрема і на кукурудзі. З кожним роком ми відчуваємо зміни клімату: широкі амплітудні коливання між нічними та денними температурами, раптові заморозки наприкінці весни, а також строкаті опади протягом вегетаційного періоду. Це несе певні ризики для кукурудзи особливо на початкових етапах її росту, оскільки коливання температур та відсутність вологи при посіві можуть впливати на доступність макро- та мікроелементів із гранульованих добрив та безпосередньо впливають на подальше формування врожаю. Отже, застосування лише гранульованих форм добрив потребує розгляду та, в певній мірі, підсилення, до прикладу, РКД, для нівелювання негативного впливу навколишнього середовища.

Аналіз досліджень та публікацій. Нині кукурудза – найурожайніша зернова культура з різноманітним використанням. Кукурудза на зерно в Україні займає близько 1,2 млн га, а кукурудза на силос і зелений корм – 4,5–5,0 млн га [1, С. 104]. Аналіз статистичних даних свідчить, що з 2011 р. по 2022 р. посівні та збиральні площі в Україні збільшилися з 3543,7 тис. га до 4200 тис. га. Для досягнення високих врожаїв кукурудзи важливе значення має пошук та впровадження сучасних ефективних елементів технології вирощування, які забезпечують оптимальний ріст та розвиток культури [2, С. 153]. Найдієвішим чинником збільшення врожайності та покращення якості зерна кукурудзи, за умови достатньої забезпеченості вологою або за умов зрошення, залишається створення оптимального агрофону вирощування культури. Найбільш важливе значення на початкових етапах органогенезу відіграє забезпеченість посівів кукурудзи азотом, нестача якого значною мірою затримує ріст і розвиток рослин [3, С. 199].

Не менш важливе значення для росту кукурудзи має фосфор, що є надзвичайно важливим саме у розподілі енергії по рослині: на

початкових стадіях – це формування кореневої системи, а згодом – цвітіння і формування плодів [4, С. 132].

Калій найбільш швидко поглинається у фазі проростання насіння – формування проростків і ця інтенсивність продовжується до закінчення цвітіння. [5, С. 71]. Оптимальна забезпеченість рослин кукурудзи калієм сприяє більш ефективному засвоєнню рослинами азоту і фосфору з внесених мінеральних добрив і ґрунту.

За свідченнями як вітчизняних, так і закордонних вчених кукурудза добре реагує на внесення мінеральних добрив, але ефективне їх застосування неможливе без урахування ґрунтово-кліматичних умов, прийнятої технології вирощування культури, без ретельного вивчення впливу добрив на продуктивність рослин та якість продукції, без аналізу динаміки ґрунтових процесів та зміни складу ґрунтових сполук у результаті використання штучно створених джерел поживних речовин. Питання ефективного використання саме рідких форм мінеральних добрив детально розглядали чимало науковців, які обґрунтували не лише можливість, а й практичну доцільність внесення рідких форм фосфору [6, С. 124]. Тому важливим є вивчення впливу обраної системи живлення не лише на культуру, як окрему одиницю дослідження, проте слід обов'язково враховувати вплив та особливості ґрунтово-кліматичних умов регіону та поля зокрема.

Матеріали та методи досліджень. Метою роботи є визначення доцільності та ефективності застосування комбінацій добрив та їх вплив на перші етапи росту та розвитку кукурудзи при оптимальних умовах навколишнього середовища. Для досягнення поставленої мети було проведено дослід у вегетаційних посудинах у двократній повторності, що був змодельований відповідно до польового дослід, за наступною схемою:

- 1) Контроль (без застосування добрив).
- 2) Варіант із внесенням карбаміду.
- 3) Варіант із комплексним гранульованим добривом NPK-7/20/28.
- 4) Варіант, що поєднує карбамід та гранульоване добриво.
- 5) Варіант із внесення рідкого комплексного добрива (РКД) 5/20/5.
- 6) Варіант із внесенням РКД+ карбамід + гранульоване добриво.
- 7) Варіант із внесенням РКД + гранульоване добриво.

Усі перелічені добрива було внесено при посіві, зокрема РКД безпосередньо на насінину; карбамід та гранульовані добрива обабіч

насінини. Дози внесення добрив було перераховано та зменшено відповідно до досліджуваної площі вегетаційних посудин і відповідало наступним дозам добрив: карбамід 200 кг/га; гранульоване комплексне добриво – 150 кг/га; РКД – 25 л/га.

Посів здійснювався у двох повторностях на глибину, що відповідає 5 см у польових умовах, із шириною міжрядь 70 см.

Для досліду використовували гібрид кукурудзи Аллікс (компанія-оригіноватор РАЖТ) із ФАО 220, що відповідає ранній групі стиглості.

Результати досліджень. Спостереження було проведено протягом 25 днів росту культури: від проростання і до фази двох листків. Протягом росту рослин було зафіксовано відсоткове співвідношення рослин, що проросли між варіантами, а також зафіксовано середню висоту рослин на трьох етапах росту.

Із рисунка 1 бачимо, що при замірі висот ростків рослин на 13-й день жоден варіант не дав приросту щодо контролю. Слід відмітити, що при обрахунку відсоткового співвідношення появи проростків, тобто відсотку схожості культури, саме на контрольному варіанті було зафіксовано найвищу схожість вже на 6-й день росту (94%). На решті варіантів із добривами, проростки з'являлись повільніше і відсоток схожості становив в середньому 68,2%. Незважаючи на повільний старт, варіант № 2–7 відмічаємо активне проростання вже на 9-й день спостережень. Окремо слід відмітити варіант № 6 із застосуванням трьох видів добрив, де на 9-й день відсоток проростків становив уже 96% та вирізнявся більш дружніми сходами.

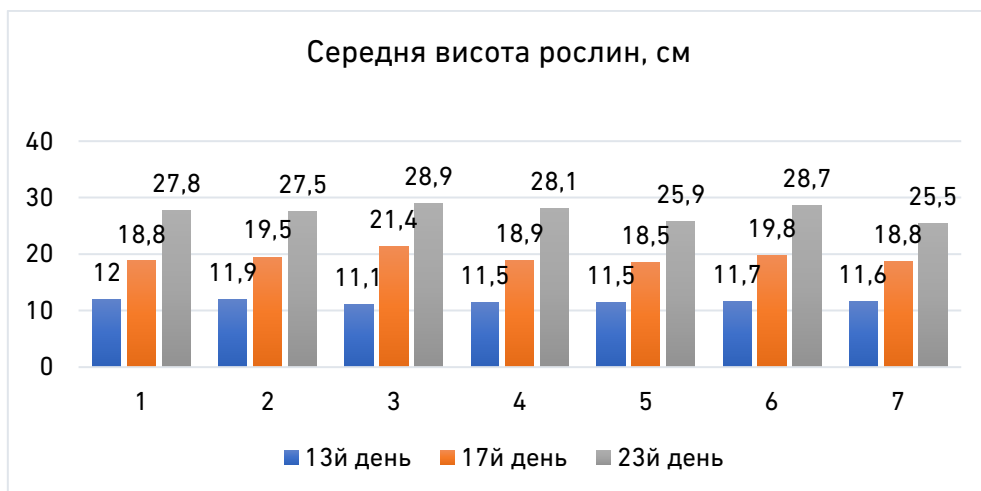


Рис. 1. Середні висоти рослин кукурудзи, см

Аналізуючи наведені дані, бачимо, що незначний приріст висот рослин спостерігали на 17-й день на варіантах 2 (карбамід) та більш помітний на варіантах 3 та 6, де використовували повне застосування трьох видів добрив та, окремо, гранульованого добрива, що становили 3,7%; 5,1% та 13,8% відповідно до контролю. Уже на 23-й день картина знівелювалась і вже не становила суттєвої різниці у приростах відповідно до контролю. Це можна пояснити тим, що коренева система почала галузитись і споживати внесенні при посіві добрива, а отже, енергія рослини була спрямована не на збільшення висоти рослини, а на укріплення коренів та зміцнення стебла.

Після закінчення зазначеного терміну досліджень було проведено вимірювання об'єму кореневої системи кукурудзи та взято до порівняння вагове співвідношення зеленої маси рослин (рис. 2).

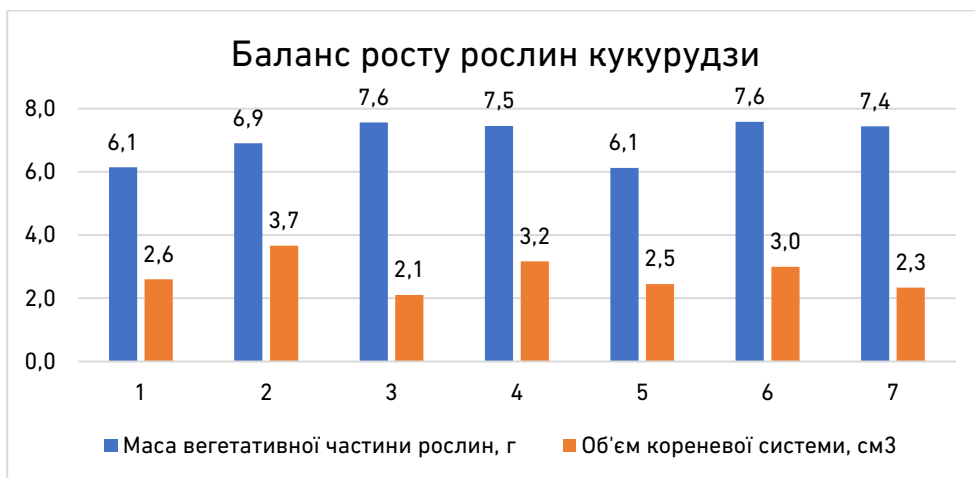


Рис. 2. Баланс росту рослин кукурудзи

Отримані дані за масою вегетативної частини рослин свідчать про те, що застосування різних видів добрив сприяють її приросту відносно до контрольного варіанту. Проте застосування лише РКД (варіант 5) виявилось найменш ефективним, було рівноцінне до показників на контролі і за масою надземної частини рослин, і за об'ємом кореневої системи.

Оскільки у перші 20 днів росту і розвитку кукурудзи важливим до спостережень є не лише морфометричні параметри, але і біохімічні показники – було проведено замір фотосинтетичної активності хлорофілу та активності ферменту каталази, що безпосередньо впливає на перебіг процесу фотосинтезу і має вплив на підтримання стресостійкості культури.

Проведення спектрометричних вимірювань продемонстрували наступний результат (рис. 3 та рис. 4).

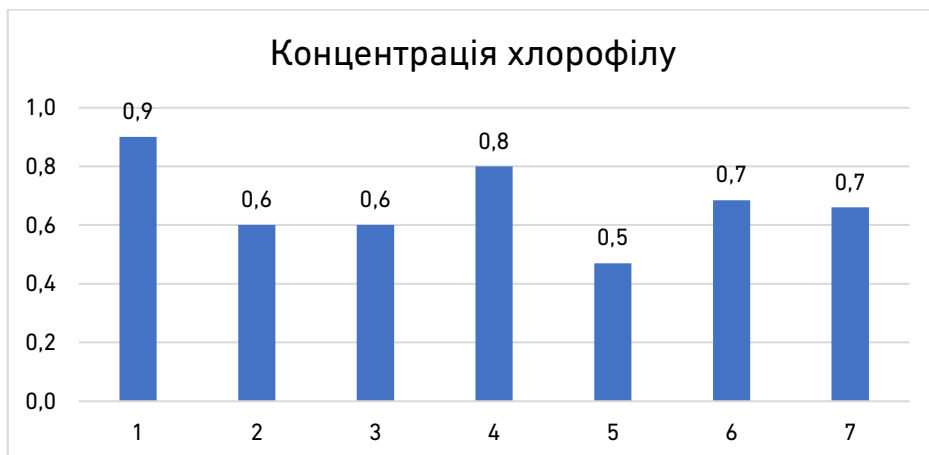


Рис. 3. Кількісне визначення хлорофілу у рослинах кукурудзи за оптичною густиною

Найвищий рівень хлорофілу спостерігається на варіанті 1 (контроль) з показником 0,9, що може свідчити про базову стабільність фотосинтетичного апарату без добрив. Варіанти 4, 6 та 7 (комбіновані добрива) також демонструють високі значення (0,8 і 0,7), що вказує на позитивний вплив на фотосинтетичну активність. Найнижчий показник відмічаємо на варіанті 5 (РКД) – 0,5, що може свідчити про стрес або порушення пігментного балансу. Слід зазначити, що кардинальних розбіжностей не було зафіксовано, тобто фотосинтетична активність в цілому була нормальною на усіх варіантах.



Рис. 4. Активність каталази у рослинах кукурудзи

Найвищу активність каталази зафіксували на варіантах 3 та 7 (21,9 та 13,2 мкмоль H_2O_2 /хв/г відповідно), що свідчить про інтенсивну антиоксидантну реакцію та про те, що комплексне гранульоване добриво, як і комбінація його із РКД, не спричиняє стресового середовища для рослин. На відміну від попередніх варіантів, ті, де було внесено карбамід (варіант 2, 4 та 6), продемонстрували дуже низьку та від'ємну активність каталази, що є маркером стресу у рослин від можливого дисбалансу живлення кукурудзи.

Контрольний варіант без добрива показав помірну активність, що може свідчити про непорушений ріст рослин зовнішніми чинниками. Порівнюючи показник активності каталази варіантів із добривами щодо контролю було відмічено, що третій варіант із комплексним добривом мав значно вищу активність (різниця склала 16,2), а сьомий – у 2,3 раза більший від контрольного варіанту та у 1,7 раза меншого від третього варіанту. Очевидно, що додавання РКД мало ефект пригнічення культури, про що також свідчить і варіант 5, де було внесено лише РКД.

Висновки. За результатами лабораторного дослідження встановлено, що за більшістю показників, які визначали, найдоцільніше використовувати комбінацію як гранульованих, так і рідких стартових добрив. Згідно з отриманими результатами можна зробити висновки, що окреме внесення карбаміду чи комплексного гранульованого добрива точково має перевагу над спільним їх застосуванням із РКД. Зіставивши всі отримані дані та не менш важливі показники відсотку схожості та її енергії, можемо констатувати доречність спільного застосування добрив. Щодо ефективності застосування рідкого стартового добрива: в цьому змодельованому досліді воно не забезпечило вираженого позитивного ефекту на морфологічні та біохімічні показники рослин кукурудзи за оптимальних умов (середня температура повітря - $+20^\circ\text{C}$) та достатньої вологості (15,2 мм опадів за період 25 днів). Ймовірно, це пов'язано з тим, що за таких умов гранульовані добрива швидко розчиняються і забезпечують рослину макроелементами, зокрема, доступним фосфором, нівелюючи роль РКД як стартового джерела фосфору. Саме тому ми не спостерігали відмінностей при обліку об'єму кореневої системи між варіантами з РКД та без. Очікується, що ефективність РКД буде більш вираженою за стресових умов – знижених температур, обмеженої вологості та на легких піщаних ґрунтах, де доступність фосфору з гранули обмежена. Це свідчить про доцільність адаптивного підходу до вибору форми

добрива залежно від ґрунтово-кліматичних умов та проведення подальших досліджень.

1. Стоцький В. В. Засвоєння основних елементів живлення кукурудзою за різних видів і доз добрив. *Аграрні інновації*. 2024. № 28. С. 104–110. 2. Дідур І. М., Богомаз С. О. Сучасний стан і перспективи вирощування кукурудзи в Україні. *Сільське господарство та лісництво*. 2023. № 2 (29). С. 153–161. 3. Сидякіна О. В., Мелешко І. О. Ефективність застосування мінеральних добрив у посівах кукурудзи на зерно (огляд літератури). *Таврійський науковий вісник*. 2023. № 128. С. 196–203. 4. Фурманець О. А., Крайна М. А. Продуктивність кукурудзи при вирощуванні на дерново-підзолистих ґрунтах Західного Полісся за різних доз основного удобрення. *Вісник НУВГП. Сільськогосподарські науки*. 2023. № 3(103). С. 130–141. 5. Жмура О., Андрієнко О. Удобрення гібридів кукурудзи. *Сучасні технології агропромислового виробництва* : матеріали І-ї міжнародної студентської науково-практичної інтернет-конференції, 19 листопада 2020. Кропивницький, 2020. С. 70–72. 6. Фурманець О. А. Ефективність застосування рідких комплексних добрив при вирощуванні кукурудзи в умовах Західного Полісся України. *Продовольча та екологічна безпека в умовах війни та повоєнної відбудови: виклики для світу та України* : матеріали науково-практичної конференції, присвяченої 125-річчю НУБіП України, 25 травня 2023, Київ. 2023. С. 98–101.

REFERENCES:

1. Stotskyi V. V. Zasvoiennia osnovnykh elementiv zhyvlennia kukurudzoiu za riznykh vydiv i doz dobryv. *Ahrarni innovatsii*. 2024. № 28. S. 104–110. 2. Didur I. M., Bohomaz S. O. Suchasnyi stan i perspektvy vyroshchuvannia kukurudzy v Ukraini. *Sil'ske hospodarstvo ta lisnytstvo*. 2023. № 2 (29). S. 153–161. 3. Sydiakina O. V., Mielieshko I. O. Efektyvnist zastosuvannia mineralnykh dobryv u posivakh kukurudzy na zerno (ohliad literatury). *Tavriiskyi naukovyi visnyk*. 2023. № 128. S. 196–203. 4. Furmanets O. A., Kraina M. A. Produktivnist kukurudzy pry vyroshchuvanni na dernovo-pidzolistykh gruntakh Zakhidnoho Polissia za riznykh doz osnovnoho udobrennia. *Visnyk NUVHP. Silskohospodarski nauky*. 2023. № 3(103). S. 130–141. 5. Zhmura O., Andriienko O. Udobrennia hibrydiv kukurudzy. *Suchasni tekhnolohii ahropromyslovoho vyrobnytstva* : materialy I-yi mizhnarodnoi studentskoi naukovo-praktychnoi internet-konferentsii, 19 lystopada 2020. Kropyvnytskyi, 2020. S. 70–72. 6. Furmanets O. A. Efektyvnist zastosuvannia ridkykh kompleksnykh dobryv pry vyroshchuvanni kukurudzy v umovakh Zakhidnoho Polissia Ukrainy. *Prodovolcha ta ekolohichna bezpeka v umovakh viiny ta povoiennoi vidbudovy: vyklyky dlia svitu ta Ukrainy* : materialy naukovo-praktychnoi konferentsii, prysviachenoi 125-richchiu NUBiP Ukrainy, 25 travnia 2023, Kyiv. 2023. S. 98–101.

Solodka T. M. [1; ORCID ID: 0000-0001-7265-4706],

Candidate of Agricultural Sciences (Ph.D.), Associate Professor,

Kraina M. A. [1; ORCID ID: 0009-0008-7755-8252],

Post-graduate Student, Assistant,

Opanasiuk D. V. [1; ORCID ID: 0009-0002-8543-669X],

Senior Student

¹National University of Water and Environmental Engineering, Rivne

DYNAMICS OF MORPHOLOGICAL AND BIOCHEMICAL INDICATORS OF CORN PLANTS AT THE INITIAL STAGES OF GROWTH UNDER DIFFERENT TYPES OF FERTILIZERS

This article presents the results of effects different types of fertilizers—urea, granular complex fertilizers, and liquid complex (starter) fertilizers (LCF)—on the morphological and biochemical parameters of maize plants during the early stages of growth. The relevance of the study is driven by the need to adapt fertilization technologies to climate change, particularly temperature fluctuations, moisture deficits, and reduced nutrient availability from traditional granular fertilizers.

The experiment was conducted in vegetation vessels under optimal temperature and sufficient moisture conditions, allowing for the evaluation of fertilizer effectiveness in a favorable environment. It was found that the combination of granular fertilizers with LCF had the most positive impact on morphological traits (plant height, root system development, vegetative biomass) and biochemical indicators (catalase activity, germination energy). The separate application of urea or NPK fertilizers proved less effective compared to their combined use. Meanwhile, under optimal conditions, the application of LCF alone did not significantly improve plant parameters, indicating a limited role of liquid fertilizers in favorable environments. It is expected that the effectiveness of LCF will be more pronounced under stress conditions—low temperatures, moisture deficiency, and on light sandy soils where phosphorus availability from granules is limited.

The results confirm the importance of an adaptive approach to fertilizer selection based on soil and climatic conditions, which is practically significant for optimizing maize cultivation technologies.

Keywords: corn; complex fertilizer; root system; catalase; liquid starter fertilizer; crop vegetative mass.

Отримано: 10 жовтня 2025 року
Прорецензовано: 17 жовтня 2025 року
Прийнято до друку: 28 листопада 2025 року

УДК 632.937:632.78:551.583(477.8) <https://doi.org/10.31713/vs4202517>

Солодка Т. М. [1; ORCID ID: 0000-0001-7265-4706],

к.с.-г.н., доцент,

Яценко Л. А. [1; ORCID ID: 0000-0003-1407-0133],

к.с.-г.н., доцент,

Олійник О. О. [1; ORCID ID: 0000-0002-0796-6022],

к.с.-г.н., доцент

¹Національний університет водного господарства та природокористування, м. Рівне

МОДИФІКАЦІЯ ОНТОГЕНЕЗУ *HELICOVERPA ARMIGERA* В УМОВАХ ЗМІНИ КЛІМАТУ ЯК ОСНОВА АДАПТИВНОЇ СИСТЕМИ ПРЕЦИЗІЙНОГО ЗАХИСТУ ДЛЯ ЗАХІДНОГО ПОЛІССЯ

В умовах глобальних змін клімату відбувається суттєва перебудова структури агроєкосистем, що супроводжується зміщенням ареалів поширення та зміною біології багатьох шкідливих видів комах. Особливо чутливими до трансформації термічного режиму є поліфаги з високим адаптаційним потенціалом, здатні швидко змінювати фенологію розвитку та формувати стійкі популяції у нових для себе природно-кліматичних зонах. У цьому контексті актуальним є вивчення процесів натуралізації південних фітофагів у північніших регіонах України та розробка науково обґрунтованих підходів до обмеження їх чисельності.

У статті представлено результати комплексного дослідження адаптації бавовникової совки (*Helicoverpa armigera* Hbn.) та обґрунтовано ефективну стратегію регулювання її чисельності в умовах трансформації агрокліматичних умов Західного Полісся, зокрема Рівненської та Волинської областей. Встановлено стабільну тенденцію до підвищення середньорічної температури повітря на рівні +0,67° С за десятиліття, що супроводжується істотним зростанням сум ефективних температур понад 1500° С. За таких умов відбувається перехід *H. armigera* до стабільного бівольтинного типу розвитку з формуванням факультативної третьої генерації. Поєднання високого термічного фону з відносно високою вологістю повітря (50–60%) створює сприятливі умови для виживання преімагінальних стадій та забезпечує успішну зимівлю автохтонної популяції шкідника. Відзначено кумулятивний характер шкодочинності фітофага, де прямі втрати врожаю кукурудзи та соняшнику посилюються ризиками контамінації продукції мікотоксинами (фумонізинами та зеараленоном) внаслідок епіфітотійного розвитку грибів роду *Fusarium* у місцях пошкоджень. На основі результатів досліджень обґрунтовано

необхідність відмови від традиційного календарного підходу до захисту рослин і запропоновано адаптивну систему інтегрованого захисту, що базується на прецизійному інструментальному моніторингу, біологічному регулюванні чисельності за допомогою трихограми (*Trichogramma evanescens*) та антирезистентній хімічній стратегії, що базується на використанні антраніламідів та інгібіторів синтезу хітину, у поєднанні з агротехнічними заходами деструкції зимуючих лялечок.

Ключові слова: *Helicoverpa armigera*; зміна клімату; сума ефективних температур; мікотоксини; інтегрований захист; трихограма; харчова безпека.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Сільськогосподарське виробництво України на початку третього тисячоліття функціонує в умовах перманентного тиску абіотичних факторів, спричинених глобальною антропогенною зміною клімату. Згідно з останніми звітами Міжурядової групи експертів зі зміни клімату, територія Східної Європи входить до регіонів з найвищою динамікою зростання середньорічних температур, темпи якого випереджають середньопланетарні показники майже вдвічі. Особливої наукової та практичної уваги в цьому контексті потребують зони перехідного клімату, до яких історично належить Українське Полісся. Трансформація кліматичної системи цього регіону, яку провідні вітчизняні кліматологи кваліфікують терміном «остепніння» або «аридизація», є складним, нелінійним та багатофакторним процесом. Він включає не лише просте підвищення середніх температур, але й кардинальну зміну архітектури сезонів, перерозподіл опадів у часі, зростання частоти та інтенсивності екстремальних погодних явищ, а також зміщення меж природно-кліматичних зон у північному напрямку на сотні кілометрів [1]. Ці процеси руйнують еволюційно сформовані ценотичні зв'язки та створюють екологічний вакуум, який швидко заповнюється інвазивними видами.

Найбільш динамічним компонентом агроєкосистем, здатним до миттєвої адаптації на популяційному рівні до зміни термічних градієнтів, є ентомофауна. Зміна температурного режиму знімає екологічні бар'єри, що раніше стримували розповсюдження полівольтинних видів комах-фітофагів у високі широти. Класичним прикладом такої кліматично зумовленої експансії є бавовникова совка (*Helicoverpa armigera* Hübner) – широкий поліфаг з родини Noctuidae, ареал якого ще наприкінці XX століття був чітко лімітований 48-ю паралеллю північної широти. Поява стійких популяцій цього виду в агроценозах Рівненської та Волинської областей є не просто цікавим

фауністичним феноменом, а системною проблемою, що загрожує продовольчій безпеці регіону. Ситуація ускладнюється тим, що інвазія фітофага збігається у часі з інтенсифікацією рослинництва в регіоні, зокрема суттєвим розширенням площ під енергоємними культурами, такими як кукурудза, соняшник та соя, що створює потужну трофічну базу для натуралізації виду.

Проблема поширення та контролю чисельності бавовникової совки є об'єктом пильної уваги світової наукової спільноти. За даними міжнародних організацій, цей вид стабільно входить до переліку найбільш економічно значущих шкідників світу через його здатність пошкоджувати понад двісті видів рослин, високий міграційний потенціал та швидке формування резистентності до інсектицидів різних хімічних груп. Європейські дослідники у своїх прогностичних моделях вказують на те, що північна межа ареалу совки лімітується переважно сумою температур, необхідних для розвитку, та здатністю діапазуючих лялечок переносити мінусові температури [2; 3]. В українській аграрній науці питання фенології совок у зонах Степу та Лісостепу висвітлено достатньо широко [4], проте специфічні умови Західного Полісся, де на фоні глобального потепління зберігається специфічний мікроклімат з підвищеною вологістю повітря та мозаїчністю ландшафту, залишаються малодослідженими. Відсутність адаптованих до регіональних умов систем прогнозу та захисту призводить до значних економічних втрат, що й зумовило вибір напрямку наших досліджень.

Методика досліджень. Експериментальна частина роботи виконувалася протягом 2019–2024 років на базі виробничих масивів у Рівненській та Волинській областях. Для верифікації кліматичних трендів було опрацьовано масиви метеорологічних даних за період 1990–2024 років, отримані з наземних метеостанцій Державної гідрометеорологічної служби України. Оцінка генераційного потенціалу популяції здійснювалася розрахунковим методом сум ефективних температур. В якості базових біологічних констант використано уточнені параметри: нижній поріг розвитку $+11^{\circ}\text{C}$, температурний оптимум $+25\ldots+29^{\circ}\text{C}$. Сума ефективних температур, необхідна для проходження повного циклу розвитку однієї генерації, визначена у діапазоні $550\text{--}600^{\circ}\text{C}$. Фенологічний моніторинг здійснювався з використанням феромонних пасток воронкоподібного типу із диспенсерами, насиченими синтетичним статевим феромоном.

Результати досліджень та обговорення. Сучасний етап розвитку агрокліматичних умов Західного Полісся характеризується глибокою та системною трансформацією термічного режиму. Результати аналізу лінійної регресії середньорічної температури повітря за період 1990–2024 рр. свідчать про стабільну тенденцію до потепління (рис. 1).

Зокрема, темпи зростання температури в регіоні (Волинська та Рівненська обл.) становлять $+0,067^{\circ}\text{C}$ на рік, що суттєво перевищує загальнодержавний показник ($+0,057^{\circ}\text{C}/\text{рік}$). Таким чином, за кожне десятиліття середній температурний фон регіону зростає на $0,67^{\circ}\text{C}$, що веде до інтенсивної аридності клімату та зміни структури ентомокомплексів.

Найбільш критичним індикатором для прогнозування фітосанітарного стану є накопичення сум ефективних температур вище порогу $+10^{\circ}\text{C}$.

Порівняльний аналіз свідчить про радикальний енергетичний приріст: якщо на початку 2000-х років показники СЕТ коливалися в межах $950\text{--}1100^{\circ}\text{C}$, то у сучасний період спостерігається їх стабільне зростання. Згідно з даними моніторингу, у 2024 році показник СЕТ для Західного Полісся сягнув рекордної відмітки 1505°C (рис. 2).

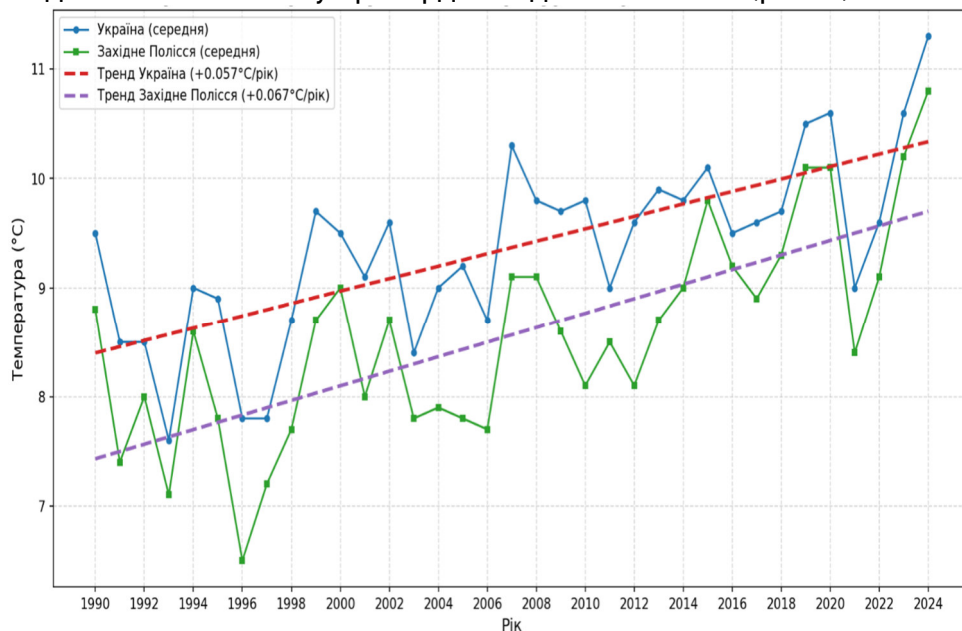


Рис. 1. Зміна температури в середньому по Україні та зоні Західного Полісся, 1990–2024 рр.

Примітка: за кожні 10 років в Україні стає тепліше на $0,57^{\circ}\text{C}$, у зоні Західного Полісся (Волинська і Рівненська обл.) – на $0,67^{\circ}\text{C}$

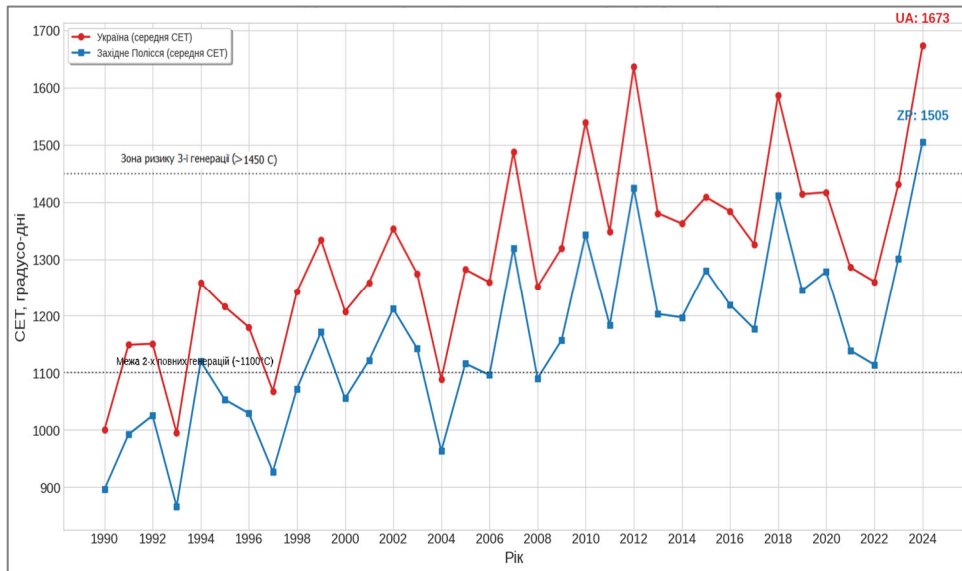


Рис. 2. Динаміка середньорічних показників суми ефективних температур (>10° C)

Такий рівень теплозабезпечення перевищує поріг у 1450° C, що створює енергетичне підґрунтя для безперешкодного розвитку не лише двох повних генерацій бавовникової совки (*Helicoverpa armigera*), а й формування третьої, факультативної генерації. Фактично, за сумою накопиченого тепла умови Західного Полісся наразі відповідають кліматичним параметрам Північного Степу кінця ХХ століття.

З огляду на зазначені зміни, традиційний «календарний» підхід до захисту рослин визнано повністю неефективним. Пропонується перехід до адаптивної системи інтегрованого захисту, в основі якої лежить прецизійний інструментальний моніторинг.

Окремого аналізу потребує зміна режиму зволоження. Традиційно Полісся характеризувалося гідротермічним коефіцієнтом (ГТК) на рівні 1,3–1,5, що відповідало зоні достатнього зволоження. За останні п'ять років цей показник знизився до 0,9–1,0, що вказує на посилення посушливості. Проте, на відміну від класичного Степу, де низький ГТК корелює з критично низькою відносною вологістю повітря, на Поліссі ситуація є іншою. Завдяки високій лісистості, наявності значних площ боліт та розвиненій гідрографічній мережі, відносна вологість повітря навіть у спекотні дні утримується на рівні 50–60%. Таке унікальне поєднання високих температур із достатньою вологістю має вирішальне значення для популяційної динаміки

H. armigera, оскільки ембріональний розвиток цього виду жорстко лімітується дефіцитом вологи: при вологості нижче 40% значна частина яєць гине внаслідок десикації. Умови Західного Полісся виявилися більш сприятливими для виживання преімагінальних стадій, ніж умови посушливого півдня, що зумовлює високу щільність популяції у період вегетації.

На основі отриманих термічних констант та даних польового моніторингу встановлено факт кардинальної зміни фенології шкідника (таблиця). Виліт імаго перезимувалої популяції змістився на третю декаду травня, що на 25–30 днів раніше середньобогаторічних строків минулих десятиліть. Це явище зумовлене більш інтенсивним прогріванням ґрунту у весняний період. Ранній виліт дозволяє першій генерації завершити повний цикл розвитку вже у першій половині липня. Кормовою базою для першої генерації слугують переважно бур'яни та вегетативні органи ранніх посівів культурних рослин. Економічний вплив першої генерації є мінімальним, проте вона має суттєве біологічне значення, оскільки слугує основою для формування та нарощування чисельності наступних генерацій.

Головну загрозу становить друга генерація, розвиток якої відбувається у липні-серпні за умов температурного оптимуму. Завдяки високим температурам тривалість ембріонального та личинкового розвитку скорочується, що призводить до вибухоподібного зростання чисельності. У роки з теплою осінню фіксується відродження личинок третьої генерації, які завдають шкоди пізнім посівам сої та овочевим культурам.

Таблиця

Порівняльна характеристика циклів розвитку бавовникової совки в умовах Західного Полісся

Параметр порівняння	Період стабільних 2-х генерацій (базовий)	Період 2020–2025 рр. (сучасний)
Типові межі СЕТ (понад 10° C)	1050–1250 градусо-днів	1300–1670 градусо-днів
Тип онтогенезу	Переважно моновольтинний з переходом до бівольтинного	Стабільний бівольтинний (2 генерації) з елементами тривольтинного
Статус 3-ї генерації	Відсутня (не вистачає термічних ресурсів)	Факультативна: відродження личинок у теплий період (вересень-жовтень)

продовження таблиці

Зимівля лялечок	Нестійка, залежна від суворих зим	Стабільна (15–35% виживання) через м'які зими
Початок весняного льоту	Пізній (переважно за рахунок мігрантів з півдня)	Ранній (на 3–4 тижні раніше за рахунок реактивації автохтонної популяції)
Трофічна синхронізація	Часткова синхронізація 2-ї генерації	Жорстка фенологічна синхронізація 2-ї генерації з цвітінням кукурудзи та соняшнику

Ключовим, лімітуючим аспектом адаптації та натуралізації *Helicoverpa armigera* в умовах Західного Полісся є фізіологія перезимівлі. Довгий час у вітчизняній та європейській ентомологічній літературі домінувала парадигма, згідно з якою популяції бавовникової совки на північ від Карпат та 48-ї паралелі є виключно ефемерними. Вважалося, що вони щорічно оновлюються за рахунок дальнього зальоту імаго із зон субтропічного клімату і повністю вимирають у зимовий період. Багаторічні дослідження переконливо спростовують це твердження для сучасного кліматичного періоду, демонструючи формування стійких осередків відтворення.

Зимуючою стадією є лялечка, яка знаходиться у стані факультативної діпаузи у ґрунті на глибині 5–10 см. Перехід у цей стан не є спонтанною реакцією на холод, а регулюється складним нейрогуморальним механізмом. Сигнальним фактором для початку підготовки до зими є скорочення довжини світлового дня до 12–14 годин у поєднанні зі зниженням середньодобових температур до +18...+20° С у період розвитку гусені старших віків. Це запускає каскад гормональних змін: блокування секреції проторакотропного гормону призводить до зупинки виділення екдизону, що консервує організм на стадії лялечки, зупиняючи морфогенез.

Фізіологічною межею виживання діпаузуючих лялечок вважається температура -13° С у середовищі перебування. Проте механізм холодостійкості *H. armigera* є більш складним і базується на стратегії уникнення замерзання. Біохімічна основа цього процесу полягає у дегідратації тканин та активному синтезі кріопротекторів. У процесі підготовки до зими глікоген жирового тіла активно трансформується у низькомолекулярні вуглеводи та багатоатомні спирти. Гліцерин та сорбіт діють за колігативним принципом,

знижуючи температуру кристалізації внутрішньоклітинної рідини (точку переохолодження) до екстремальних значень $-22...-24^{\circ}\text{C}$. Трегалоза відіграє роль стабілізатора клітинних мембран та білкових структур, запобігаючи їх денатурації в умовах низьких температур. Важливо розрізняти точку миттєвого замерзання, при досягненні якої відбувається кристалізація рідин і миттєва смерть, та нижню летальну температуру, яка залежить від часу експозиції. Тривале перебування лялечки при температурі нижче -13°C викликає незворотні метаболічні порушення, накопичення токсичних продуктів обміну та загибель організму навіть без утворення льоду всередині тіла.

Моніторинг температурного режиму ґрунту на глибині залягання лялечок у Рівненській та Волинській областях за останні п'ять років показав, що температура на цьому горизонті практично ніколи не опускається до критичних летальних значень (див рис. 1). Мінімальні зафіксовані температури становили $-4...-7^{\circ}\text{C}$, що є абсолютно безпечним для діапаузуючої стадії. Вирішальну буферну роль у цьому відіграє наявність снігового покриву. Сніг, завдяки своїй пористій структурі, має низьку теплопровідність і виступає високоефективним термоізолятором. Навіть при мінімальній потужності сніговий екран нівелює вплив короткочасних атмосферних морозів до $-20...-25^{\circ}\text{C}$, утримуючи температуру ґрунту в зоні комфорту. Тут спостерігається цікавий «кліматичний парадокс Полісся»: умови зимівлі у північному регіоні виявилися більш сприятливими для теплолюбного виду, ніж умови південного Степу. У Степовій зоні через сильні вітри та низьку кількість опадів взимку часто спостерігаються так звані «чорні морози» – зниження температури повітря при відсутності снігу. Це призводить до глибокого промерзання ґрунту і масової загибелі зимуючого запасу шкідника. Натомість на Поліссі стабільний сніговий покрив та висока вологість ґрунту гарантують виживання популяції. Високий відсоток успішної перезимівлі свідчить про завершення процесу формування стійкої автохтонної популяції. Це має фундаментальне значення для стратегії захисту рослин: місцева популяція, що перезимувала, реактивується навесні значно раніше, ніж прибувають перші мігранти з півдня, що призводить до більш раннього заселення посівів. Крім того, відбувається природний відбір на користь холодостійких генотипів, що з кожним поколінням робить місцеву популяцію все більш адаптованою до специфічних умов регіону.

Детальний аналіз трофічних зв'язків виявив наявність жорсткої фенологічної синхронізації другої генерації совки з критичними етапами органогенезу рослин-господарів, що свідчить про глибоку

коеволюційну адаптацію. У посівах кукурудзи пік льоту метеликів та масова яйцекладка ідеально збігаються з фазою викидання волоті та цвітіння качана. Цей зв'язок регулюється складними механізмами хемокомунікації. Рослини кукурудзи у фазі цвітіння виділяють специфічний букет летких органічних сполук – рослинних кайромонів. Ці речовини сприймаються нюховими рецепторами на антенах самок совки і діють як потужні аттрактанти, дозволяючи їм безпомилково ідентифікувати рослини з найвищою поживною цінністю для потомства на значних відстанях [5]. Гусінь, що відроджується на приймочках (рильцях) качанів, має специфічну поведінкову стратегію. Протягом короткого часу вона живиться ніжними тканинами рилець, а потім проникає під обгортку качана через верхівку. Там вона переходить до прихованого способу життя, живлячись зерном у фазі молочної та молочно-воскової стиглості. Товсті обгортки качана створюють ефект «екологічного щита», захищаючи личинку від дії контактних інсектицидів, сонячної радіації та хижих комах. Аналогічний механізм синхронізації спостерігається на соняшнику, де розвиток гусені співпадає з фазою цвітіння та наливу насіння. Гусінь пошкоджує трубчасті квітки, сім'янки та паренхіму кошика, що призводить не лише до прямих втрат врожаю, але й до суттєвого зниження олійності насіння внаслідок окислювальних процесів у пошкоджених тканинах [6; 7].

Шкодочинність бавовникової совки в регіоні має яскраво виражений кумулятивний характер. Прямі втрати зерна кукурудзи внаслідок живлення гусені можуть становити значні обсяги залежно від гібриду та фону мінерального живлення. Проте набагато більшу загрозу становить погіршення санітарної якості та безпечності продукції. Пошкодження цілісності обгорток качана та тканин кошика соняшнику спричиняє проникнення вторинної інфекції, насамперед фітопатогенних грибів роду *Fusarium*. В умовах підвищеної вологості повітря, характерної для Полісся у серпні-вересні, розвиток фузаріозу на пошкоджених тканинах відбувається за типом епіфітотійного вибуху. Гриби використовують пошкоджені тканини, збагачені цукрами та амінокислотами, як ідеальний субстрат для росту міцелію. У процесі життєдіяльності фузарієві гриби продукують вторинні метаболіти – мікотоксини, які є сильними токсикантами, мутагенами та канцерогенами [8]. Домінуючими токсинами є фумонізени, зеараленон та дезоксиніваленон. Навіть при візуально незначному пошкодженні вміст токсинів може перевищувати гранично допустимі рівні у десятки разів. Таке зерно стає непридатним для використання у харчовій промисловості та тваринництві, спричиняючи токсикози у

тварин та завдаючи виробникам колосальних непрямих збитків. Отже, контроль чисельності бавовникової совки слід розглядати не лише як агрономічний захід, але і як важливий елемент стратегії забезпечення харчової безпеки [9].

На основі отриманих результатів розроблено концепцію адаптивної системи інтегрованого захисту рослин для умов Західного Полісся. Ключовим постулатом є визнання повної неефективності традиційного «календарного» підходу до захисту. Фундаментом стратегії має стати прецизійний інструментальний моніторинг (рис. 3). Встановлення феромонних пасток рекомендовано проводити починаючи з 20–25 травня. Економічний поріг шкодочинності, який є сигналом до початку активних дій, становить вилов 3–5 самців на добу протягом трьох днів поспіль. Після фіксації піку льоту проводиться розрахунок сум ефективних температур для точного визначення періоду масового відродження гусені, що є критичним вікном для застосування засобів захисту.

У системі заходів контролю безумовний пріоритет надається біологічним методам. Висока природна ємність агроландшафтів Полісся щодо ентомофагів та наявність стацій резервації створює сприятливі умови для використання методу сезонної колонізації яйцеїда трихограми (*Trichogramma evanescens*). Враховуючи розтягнутий період яйцекладки совки, який може тривати до трьох тижнів, рекомендовано застосовувати метод «насичення»: дво- або трикратний випуск ентомофага з інтервалом 5–7 днів.

Перший випуск проводиться на початку яйцекладки, другий – у період масової яйцекладки.

Норма випуску становить 100–150 тисяч самиць на гектар. Технічна ефективність цього методу при дотриманні технології сягає 75–85%, що дозволяє суттєво знизити пестицидне навантаження на агроценоз. Також перспективним є використання біопрепаратів на основі вірусів ядерного полієдрозу, які характеризуються високою специфічністю та екологічною безпекою.

Хімічний захист від бавовникової совки ускладнюється глобальною проблемою резистентності. Популяції шкідника характеризуються високим рівнем метаболічної резистентності до піретроїдних інсектицидів. Цей механізм базується на гіперактивації ферментних систем детоксикації (цитохром-залежних монооксигеназ та неспецифічних естераз), які швидко руйнують молекулу інсектициду. Крім того, застосування піретроїдів у період високих літніх температур є малоефективним через негативний температурний коефіцієнт токсичності цієї групи сполук. Тому

стратегія хімічного захисту повинна базуватися на суворій ротації препаратів з використанням нових хімічних класів: антраніламідів, які блокують ріанодинові рецептори м'язових волокон, викликаючи параліч комахи, та інгібіторів синтезу хітину, які порушують процеси линьки.

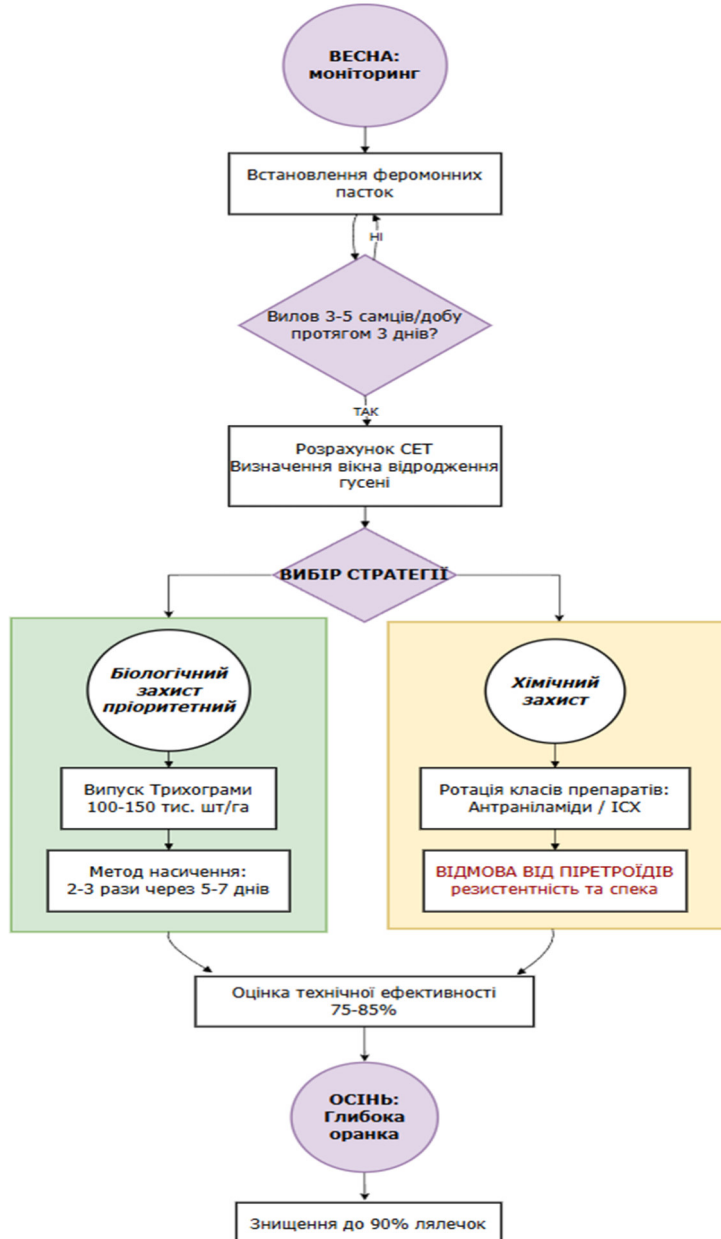


Рис. 3. Стратегія прецизійного захисту агроценозів від *Helicoverpa armigera* в умовах змін клімату

Ці сполуки мають виражену овіларвіцидну дію, знищуючи шкідника на стадіях яйця та личинки молодшого віку, і при цьому є толерантними до корисної ентомофауни. Важливим елементом стратегії є також агротехнічні заходи: повернення до глибокої оранки у сівозмінах з високою часткою просапних культур дозволяє механічно знищувати до 90% зимуючого запасу лялечок, порушуючи цикл відтворення популяції.

Висновки:

1. Західне Полісся трансформувалося із зони тимчасового заселення бавовниковою совкою у зону її стабільної натуралізації. Регіональне потепління зі швидкістю $+0,67^{\circ}\text{C}$ за десятиліття та зростання суми ефективних температур понад 1500°C сформували умови для розвитку двох повних та третьої факультативної генерації шкідника.

2. Доведено формування стійкої автохтонної популяції *H. armigera*. Завдяки стабільному сніговому покриву та високій вологості ґрунту температура на глибині залягання лялечок не досягає критичних -13°C , що забезпечує високий відсоток виживання та ранню весняну реактивацію місцевих особин.

3. Запропоновано адаптивну систему, що базується на прецизійному феромонному моніторингу, який дозволяє точно визначити критичне вікно для застосування засобів контролю. Встановлено пріоритетність біологічного методу регуляції чисельності. Випуск трихограми (*Trichogramma evanescens*) за методом насичення забезпечує технічну ефективність на рівні 75–85%, дозволяючи суттєво знизити пестицидне навантаження на агроценози.

4. Визначено необхідність суворої ротації інсектицидів із відмовою від піретроїдів на користь антраніламідів та інгібіторів синтезу хітину. Використання препаратів із овіларвіцидною дією у поєднанні з глибокою оранкою, яка знищує до 90% зимуючих лялечок, є основою сучасної антирезистентної стратегії в регіоні.

1. Адаменко Т. І. Агрокліматичне зонування території України з врахуванням зміни клімату. Київ : РА «Глосарій», 2014. 80 с. 2. Федоренко В. П., Чайка В. М., Баклан О. А. Лускокрилі шкідники кукурудзи та соняшнику в умовах змін клімату. *Вісник аграрної науки*. 2020. № 9. С. 12–19. DOI: 10.31073/agrovisnyk202009-02. 3. Лісовий М. М. Ентомологічні ризики у сучасних технологіях вирощування зернових культур на Поліссі. *Захист і карантин рослин*. 2019. Вип. 65. С. 45–52. 4. Чайка В. М. Зміни видової структури комплексу совок у агроценозах Лісостепу України. *Український*

ентомологічний журнал. 2018. № 2. С. 34–41. **5.** Cunningham J., Moore C., Zalucki M., West S. Learning, odour preference and flower foraging in moths. *The Journal of experimental biology*, 2004. Vol. 207. P. 87–94. Doi: 10.1242/jeb.00733. **6.** Білявська Л., Білявський Ю., Кулик М. Бавовникова совка (*Helicoverpa armigera* Hbn.): особливості розвитку, поширення та шкідливість. *Scientific Progress & Innovations*. 2023. Вип. 26. С. 37–42. Doi: 10.31210/spi2023.26.01.06. **7.** Dodda Chowdappa S., Nebapure S. M., Chander S. Assessment of avoidable yield loss due to pod borer, *Helicoverpa armigera* in Chickpea. *Indian Journal of Entomology*. 2018. Vol. 80, No. 3. P. 525–529. <https://doi.org/10.5958/0974-8172.2018.00097.4> **8.** Logrieco A., Mulè G., Moretti A. and Bottalico A. Toxigenic Fusarium Species and Mycotoxins Associated with Maize Ear Rot in Europe. *European Journal of Plant Pathology*. 2002. Vol. 108. P. 597–609. <https://doi.org/10.1023/A:1020679029993> **9.** Поспелов С., Поспелова Г., Нечипоренко Н., Міщенко О., Черняк О., Скляр С., Іванічко О. Аналіз фітопатогенного стану посівів соняшнику в період вегетації за різних агрокліматичних умов. *Вісник Полтавської державної аграрної академії*. 2021. № 4. С. 133–141. Doi:10.31210/visnyk2021.04.17

REFERENCES:

1. Adamenko T. I. Ahroklimatychne zonuvannya terytorii Ukrainy z vrakhuvanniam zminy klimatu. Kyiv : RA «Hlosarii», 2014. 80 s. **2.** Fedorenko V. P., Chaika V. M., Baklan O. A. Luskokryli shkidnyky kukurudzy ta soniashnyku v umovakh zmin klimatu. *Visnyk ahrarnoi nauky*. 2020. № 9. S. 12–19. DOI: 10.31073/agrovisnyk202009-02. **3.** Lisovyi M. M. Entomolohichni ryzyky u suchasnykh tekhnolohiiakh vyroshchuvannya zernovykh kultur na Polissi. *Zakhyst i karantyn roslyn*. 2019. Vyp. 65. S. 45–52. **4.** Chaika V. M. Zminy vydovoi struktury kompleksu sovok u ahrotsenozakh Lisostepu Ukrainy. *Ukrainskyi entomolohichnyi zhurnal*. 2018. № 2. S. 34–41. **5.** Cunningham J., Moore C., Zalucki M., West S. Learning, odour preference and flower foraging in moths. *The Journal of experimental biology*. 2004. Vol. 207. P. 87–94. Doi: 10.1242/jeb.00733. **6.** Biliavska L., Biliavskiy Yu., Kulyk M. Bavovnykova sovka (*Helicoverpa armigera* Hbn.): osoblyvosti rozvytku, poshyrennia ta shkidlyvist. *Scientific Progress & Innovations*. 2023. Vyp. 26. S. 37–42. Doi: 10.31210/spi2023.26.01.06. **7.** Dodda Chowdappa S., Nebapure S. M., Chander S. Assessment of avoidable yield loss due to pod borer, *Helicoverpa armigera* in Chickpea. *Indian Journal of Entomology*. 2018. Vol. 80, No. 3. P. 525–529. <https://doi.org/10.5958/0974-8172.2018.00097.4> **8.** Logrieco A., Mulè G., Moretti A. and Bottalico A. Toxigenic Fusarium Species and Mycotoxins Associated with Maize Ear Rot in Europe. *European Journal of Plant Pathology*. 2002. Vol. 108. P. 597–609. <https://doi.org/10.1023/A:1020679029993> **9.** Pospelov S., Pospelova H., Nechyporenko N., Mishchenko O., Cherniak O., Skliar S., Ivanichko O. Analiz fitopatohennoho stanu posiviv soniashnyku v period vehetatsii za riznykh ahroklimatychnykh umov. *Visnyk Poltavskoi derzhavnoi ahrarnoi akademii*. 2021. № 4. S. 133–141. Doi:10.31210/visnyk2021.04.17

Solodka T. M. [1; ORCID ID: 0000-0001-7265-4706],
Candidate of Agricultural Sciences (Ph.D.), Associate Professor,
Yashchenko L. A. [1; ORCID ID: 0000-0003-1407-0133],
Candidate of Agricultural Sciences (Ph.D.), Associate Professor,
Oliinyk O. O. [1; ORCID ID: 0000-0002-0796-6022],
Candidate of Agricultural Sciences (Ph.D.), Associate Professor

¹ National University of Water and Environmental Engineering, Rivne

MODIFICATION OF *HELICOVERPA ARMIGERA* ONTOGENESIS UNDER CLIMATE CHANGE AS A BASIS FOR AN ADAPTIVE PRECISION PROTECTION SYSTEM IN WESTERN POLISSIA

Under conditions of global climate change, a profound restructuring of agroecosystem organization is taking place, accompanied by shifts in species ranges and alterations in the biology of many economically important insect pests. Particularly sensitive to transformations in the thermal regime are highly adaptable polyphagous species capable of rapidly modifying their developmental phenology and establishing stable populations in novel agroclimatic zones. In this context, the study of naturalization processes of southern phytophagous insects in more northern regions of Ukraine, as well as the development of scientifically substantiated approaches to regulating their population density, is of high relevance.

This article presents the results of a comprehensive investigation into the adaptation of the cotton bollworm (*Helicoverpa armigera* Hbn.) and substantiates an effective strategy for regulating its population under conditions of agroclimatic transformation in Western Polissia, particularly within Rivne and Volyn oblasts. A persistent trend toward an increase in mean annual air temperature of +0.67° C per decade has been identified, accompanied by a substantial rise in the accumulated sums of effective temperatures exceeding 1500° C. Under such conditions, *H. armigera* transitions to a stable bivoltine developmental pattern with the formation of a facultative third generation. The combination of elevated thermal background and relatively high air humidity (50–60%) creates favorable conditions for the survival of preimaginal stages and ensures successful overwintering of the autochthonous pest population. A cumulative nature of phytophagous damage has been documented, whereby direct yield losses in maize and sunflower are exacerbated by an increased risk of product contamination with mycotoxins (fumonisins and zearalenone) resulting from the epiphytotic development of *Fusarium* spp. at sites of insect injury. Based on the research findings, the necessity of abandoning the traditional calendar-based plant protection approach is substantiated, and an adaptive integrated pest management

system is proposed. This system relies on precision instrumental monitoring, biological population regulation using *Trichogramma evanescens*, and an anti-resistance chemical strategy centred on the use of anthranilamides and chitin synthesis inhibitors, combined with agronomic measures aimed at the destruction of overwintering pupae.

Keywords: *Helicoverpa armigera*; Western Polissya; climate change; growing degree-days; mycotoxins; integrated pest management; *Trichogramma*; food safety.

Отримано: 19 листопада 2025 року
Прорецензовано: 25 листопада 2025 року
Прийнято до друку: 28 листопада 2025 року

УДК 502.51(282)

<https://doi.org/10.31713/vs4202518>

Суходольська І. Л. [1; ORCID ID: 0000-0001-7502-3061],

к.б.н., доцент

¹Рівненський державний гуманітарний університет, м. Рівне

ФІТОПЛАНКТОН ЯК ПРИРОДНИЙ ІНДИКАТОР ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ, ЗОНИ РИЗИКУ ТА СТІЙКОСТІ ОЗЕРА ЗАДОВЖЕ (НОБЕЛЬСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ ПРИРОДНИЙ ПАРК)

У статті наведено зміни показників фітопланктону (таксономічний склад, чисельність, біомаса, доміанти) оз. Задовже, а також проаналізовано екологічний стан, зони ризику та стійкість гідроекосистеми відповідно до розвитку індикаторних видів. Виявлено, що впродовж 2022–2025 рр. (серпень) фітопланктон оз. Задовже представлений 74 (76 ввт.) видами, з 57 родів, 40 родин, 29 порядків та 12 класів, 5–8 відділів. Основне таксономічне багатство фітопланктону формують відділи *Bacillariophyta*, *Chlorophyta* та *Cyanobacteria*. Показано, що високої чисельності досягають види *Cyanobacteria*. Проте активного цвітіння води не зафіксовано, оскільки за біомасою впродовж дослідження домінує *Ceratium hirundinella* (O.F. Müller) Dujardin (35,7%–77,4%). Загальна біомаса впродовж 2022–2025 рр. становить 0,0305–0,6872 мг/дм³, а чисельність – 127–5614 тис. кл./дм³. Екологічний стан оз. Задовже за біомасою фітопланктону переважно відповідає критерію «відмінний», а за чисельністю – «добрий».

У фітопланктоні оз. Задовже переважають планктонні та планктонно-бентосні форми, індиференти (за рН, галобністю, насиченістю води киснем та реофільністю), еврисапроби (за органічним забрудненням вод згідно з системою Ватанабе). За трофністю найбільш представлені мезоевтрофні (2022–2023 рр.), мезотрофні (2024 р.) види, а також оліго-мезотрофні, мезотрофні та мезоевтрофні (2025 р.). За типом живлення та відношення до кількості нітрогенвмісних органічних сполук переважають автотрофи, що витримують підвищені концентрації НОС. Серед індикаторів сапробності за системою Пантле – Бук у модифікації Сладечека найбільш численна група бета-мезосапробіонти (2022–2023 рр.), оліго-альфа-мезосапробіонти (2024 р.) та олігосапробіонти і бета-мезосапробіонти (2025 р.). Показано, що за рівнем органічного забруднення відповідно до системи Пантле – Бук (в модифікації Сладечека) якість води оз. Задовже у 2022–2024 рр. переважно відповідає III класу (помірно забруднена), а у 2025 р. – II та III класу (чиста, помірно забруднена). Зона ризику для оз. Задовже впродовж досліджень змінюється в напрямку природно чистої

↔ самоочищення до природного фону ↔ загроза. За показниками фітопланктону оз. Задовже оцінено як стійку екосистему.

Ключові слова: видове багатство; біомаса; чисельність; стійкість екосистеми; види-індикатори; якість води; зони ризику; зона самоочищення; загроза.

Постановка проблеми. За показниками фітопланктону прослідковують зони ризику для гідроекосистем (природно чисті ↔ самоочищення ↔ загроза ↔ ризик ↔ криза → катастрофа), визначають стадії змін (зворотні ↔ порогові → незворотні зміни), оцінюють якість води, інтенсивність самоочищення, стійкість, спрямованість деградаційних процесів та ін. Пріоритетність вивчення фітопланктону для з'ясування механізмів підтримки стійкості гідроекосистем насамперед зумовлена їхньою високою чутливістю до зміни середовища існування. Миттєвий відгук водоростевих угруповань фіксує навіть мінімальне забруднення гідроекосистеми. За індивідуальною чутливістю видів найчастіше визначають категорії стійкості до органічного забруднення, нітрогенвмісних органічних сполук, трофності, насичення води киснем і реофільності, рН середовища та температури води. Також особлива увага при оцінюванні стійкості гідроекосистем приділяється видовому багатству та домінуючому комплексу фітопланктону. Оскільки зникнення окремих видів чи раптове їхнє зменшення, а також домінування представників відділу *Cyanobacteria*, суттєво ускладнює підтримку цілісності гідроекосистеми [1; 2; 3]. Безумовно, кожен водний об'єкт потребує детального вивчення, оскільки зміни показників фітопланктону часто зумовлені просторовим розміщенням озер та відповідно і різною дією екологічних чинників. Інформація щодо структури фітопланктону конкретного водного об'єкту враховує регіональні відмінності у планктонних угрупованнях і дозволяє чітко регулювати підходи до оцінювання забруднення, природних змін (наприклад, пов'язаних зі старінням водойми), проявів евтрофікації, а також можливостей відновлення та збереження озер [4].

Аналіз останніх досліджень та публікацій. Фітопланктон використовують як індикатор температурних умов (зокрема спричинених зміною клімату) [5], надходження поживних речовин [6], раннього сповіщення про органічне забруднення [7], відображення комплексного впливу абіотичних та біотичних чинників [8]. При вивченні стійкості гідроекосистем акцентують увагу на вивченні

структурно-функціональних особливостей фітопланктону озер природоохоронних територій [9; 10; 11; 12]. Порушення стійкості озер найчастіше відбуваються внаслідок посиленої туристичної діяльності (особливо влітку), що потребує реалізації відповідних заходів для нормалізації їхнього екологічного стану. До водних об'єктів природоохоронних територій належить оз. Задовже (Нобельський національний природний парк). Однак дані про планктонні угруповання озера у літературних джерелах відсутні. Саме тому, ідентифікація фітопланктону оз. Задовже у часовому інтервалі дозволяє не лише навести відомості щодо флори водоростей, але і прослідкувати сукцесійні зміни, визначити якість води за видами-індикаторами та об'єктивно оцінити стан стійкості об'єкту.

Мета і завдання дослідження. Мета роботи – вивчити видове багатство, чисельність, біомасу, домінантний склад, індикаторні особливості видів фітопланктону оз. Задовже в літній період. Основне завдання полягає оцінюванні стійкості гідроекосистеми за якістю води гідроекосистеми відповідно до розвитку видів-індикаторів.

Матеріали та методи досліджень. Озеро Задовже має карстове походження. Його глибина, на окремих ділянках, складає 19 м. Площа водного дзеркала оз. Задовже становить 0,60 км². Дно та береги озера піщані. Серед вищої водної рослинності добре представлені *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud., *Typha angustifolia* L., *Typha latifolia* L., *Potamogeton crispus* L., *Potamogeton lucens* L., *Potamogeton natans* L. та інші.

Проби води для визначення показників фітопланктону відбирали з глибини 0,2–0,3 м шляхом наповнення пластикових ємностей об'ємом 0,5 дм³ з подальшим консервуванням формаліном. Концентрували проби після відстоювання до об'єму 0,05–0,1 дм³. Визначення видового складу, біомаси та чисельності (камеральна обробка проб) здійснено з використанням світлового мікроскопу «Laboval» (Karl Zeiss, (Germany)). Підрахунок клітин проводили за допомогою камери Нажотта об'ємом 0,02 см³ (в трьох повторностях). Розрахунково-об'ємним методом визначали біомасу [13]. Таксономічну номенклатуру водоростей наведено за міжнародним електронним каталогом *AlgaeBase* [14]. Індикаторні особливості видів фітопланктону зазначені відповідно до літературних джерел [2; 3].

Виклад основного матеріалу дослідження. В літній період у складі фітопланктону оз. Задовже впродовж 2022–2025 рр. ідентифіковано 74 види водоростей, представлених 76

внутрішньовидовими таксонами із номенклатурним типом виду включно (ввт.), що належать до 57 родів, 40 родин, 29 порядків, 12 класів, 8 відділів. Найбагатший у флористичному відношенні склад фітопланктону виявлено у 2022 р., а найбідніший – у 2025 р. (таблиця).

Таблиця

Таксономічний склад озерного фітопланктону
(серпень, 2022–2025 рр.)

Відділи	2022	2023	2024	2025
<i>Chlorophyta</i>	<u>13 (13)</u> 28,3	<u>5 (5)</u> 15,2	<u>3 (4)</u> 20,0	<u>2 (2)</u> 22,2
<i>Bacillariophyta</i>	<u>15 (15)</u> 32,6	<u>17 (17)</u> 51,5	<u>4 (5)</u> 31,3	<u>3 (3)</u> 33,3
<i>Cyanobacteria</i>	<u>6 (6)</u> 13,0	<u>5 (5)</u> 15,2	<u>3 (3)</u> 18,8	<u>2 (2)</u> 22,2
<i>Streptophyta</i>	<u>5 (5)</u> 10,9	–	<u>2 (2)</u> 12,5	–
<i>Ochrophyta</i>	<u>2 (2)</u> 4,3	<u>1 (1)</u> 3,0	–	–
<i>Euglenozoa</i>	<u>2 (2)</u> 4,3	<u>3 (3)</u> 9,1	–	<u>1 (1)</u> 11,1
<i>Miozoa</i>	<u>2 (2)</u> 4,3	<u>2 (2)</u> 6,1	<u>2 (2)</u> 12,5	<u>1 (1)</u> 11,1
<i>Cryptophyta</i>	<u>1 (1)</u> 2,2	–	–	–
Всього:	<u>46 (46)</u> 100	<u>33 (33)</u> 100	<u>14 (16)</u> 100	<u>9 (9)</u> 100

Примітка: чисельник – кількість видових таксонів в абсолютному вираженні (у дужках наведене число внутрішньовидових таксонів із номенклатурним типом виду включно), знаменник – виражено у %

Фітопланктон оз. Задовже у 2022 р. налічує 46 видів, які належать до 8 відділів. Найбільш представлені відділи *Bacillariophyta* (32,6% загальної кількості видів), *Chlorophyta* (28,3%) та *Cyanobacteria* (13,0%). Домінують за чисельністю у 2022 р. види відділу *Cyanobacteria* – *Microcystis pulvereae* (H.C.Wood) Forti (56,1%) та *Microcystis aeruginosa* (Kützinger) Kützinger (18,5%), а за біомасою – вид відділу *Miozoa* – *Ceratium hirundinella* (O.F. Müller) Dujardin (35,7%).

У 2023 р. ідентифіковано 33 види фітопланктону з 6 відділів. Найкраще представлені відділи *Bacillariophyta* (51,5%), *Chlorophyta* (15,2%) та *Cyanobacteria* (15,2%). За чисельністю домінують види

відділу *Cyanobacteria* – *Aphanizomenon flos-aquae* Ralfs ex Bornet & Flahault (17,7%), *Anabaena* sp. (11,3%), *Lyngbya* sp. (30,5%), а за біомасою *Miozoa* – *C. hirundinella* (77,4%).

Фітопланктон оз. Задовже у 2024 р. представлений 14 (16 ввт.) видами з 5 відділів. З них найбільшу кількість видів зафіксовано у відділі *Bacillariophyta* (31,3%), *Chlorophyta* (20,0%) та *Cyanobacteria* (18,8%). Домінують за чисельністю види відділу *Cyanobacteria* – *Merismopedia tranquilla* (Ehrenberg) Trevisan (11,0%), *Snowella lacustris* (Chodat) Komárek & Hindák (26,4%) та *A. flos-aquae* (33,0%), а за біомасою – *C. hirundinella* (69,5%).

Найменша кількість видів впродовж всього періоду досліджень виявлена у серпні 2025 р. Зокрема, фітопланктон представлений лише 9 видами з 5 відділів. Найбільшу кількість видів налічує відділ *Bacillariophyta* (33,3%), а найменшу – *Miozoa* (11,1%) та *Euglenozoa* (11,1%). За чисельністю домінують представники *Cyanobacteria* – *S. lacustris* (63,0%) та *Anabaena* sp. (11,8%), а за біомасою вид *Miozoa* – *C. hirundinella* (57,4%), *Euglenozoa* – *Trachelomonas volvocina* (Ehrenberg) Ehrenberg (12,3%) та *Bacillariophyta* – *Fragilaria crotonensis* Kitton (11,8%).

Впродовж 2022–2024 рр. прослідковується монодомінування за біомасою виду *C. hirundinella* (35,7%–77,4%). Проте у 2025 р., незважаючи на невелику кількість видів, зафіксована полідомінантна структура фітопланктону за біомасою.

Чисельність впродовж 2022–2025 рр. варіює від 127 тис. кл./дм³ до 5614 тис. кл./дм³, а біомаса – від 0,0305 мг/дм³ до 0,6872 мг/дм³ (рис. 1).

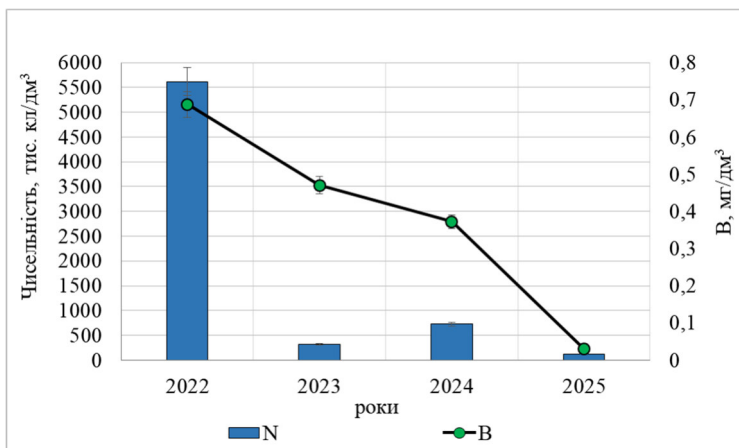


Рис. 1. Чисельність та біомаса фітопланктону оз. Задовже (2022–2025 р., серпень)

У 2022 р. біомаса складає 0,6872 мг/дм³, а чисельність – 5614 тис. кл./дм³. За біомасою фітопланктону екологічний стан оз. Задовже відповідає критерію «добрий», а за чисельністю – «задовільний». Основна біомаса сформована внаслідок розвитку видів відділу *Bacillariophyta* (35,7%) та *Miozoa* (36,7%), а чисельність – домінуванням видів *Cyanobacteria* (83,8%), що спричинило погіршення екологічного стану води.

Загальна біомаса у 2023 р. становить 0,4702 мг/дм³, а чисельність – 311 тис. кл./дм³. За біомасою фітопланктону екологічний стан оз. Задовже у серпні відповідає критерію «відмінний», а за чисельністю – «добрий». На показники біомаси найбільше впливає монодомінування за біомасою *C. hirundinella* (вид приурочений до олігосапробної зони). Так, відсоток участі відділу *Miozoa* у формуванні загальної біомаси складає 79,7.

Біомаса у 2024 р. складає 0,3726 мг/дм³, а чисельність – 728 тис. кл./дм³. Як і в попередньому році за біомасою фітопланктону екологічний стан озера «відмінний», а за чисельністю – «добрий». У 2024 р. на чисельність найбільше впливають види відділу *Cyanobacteria* (70,3%), а на біомасу – відділу *Miozoa* (71,2%). Біомаса сформована *C. hirundinella* (індикатором чистої води).

Загальна біомаса у 2025 р. складає 0,0305 мг/дм³, а чисельність – 127 тис. кл./дм³. Екологічний стан озера «відмінний» як за чисельністю, так і за біомасою. Біомаса переважно сформована видами відділів *Miozoa* (57,4%) та *Bacillariophyta* (22,4%), а чисельність – видами *Cyanobacteria* (74,8%).

За значенням індексу сапробності у серпні 2023 р. (1,50) та 2025 р. (1,24) вода відповідає II класу якості (чиста) та належить до олігосапробної зони самоочищення. Впродовж серпня 2022 р. (1,66) та 2024 р. (1,67) за індексом сапробності вода відповідає III класу якості (помірно забруднена) – альфа-мезосапробна зона.

Розподіл видів та ввт. водоростей за біотопічною приуроченістю наведено на рисунку 2. У 2022 р. угруповання водоростей переважно представлені планктонними – 11 (33,3%) та планктонно-бентосними – 11 (33,3%) формами, у 2023 р. – планктонно-бентосними 8 (36,4%), планктонними 6 (27,3%) та 6 (27,3%) бентосними, у 2024 р. – планктонними 5 (38,5%) та планктонно-бентосними 5 (38,5%), а у 2025 р. – планктонними 4 (67,7%).

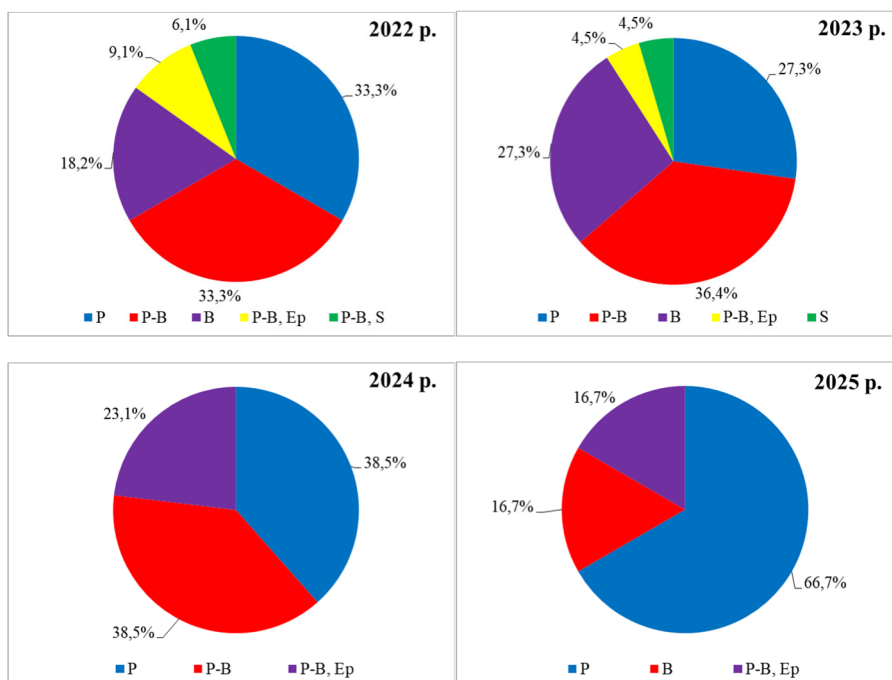


Рис. 2. Розподіл видів та ввт. водоростей за біотопічною приуроченістю (P – планктонні; P-B – планктонно-бентосні; B – бентосні; Ep – епіфітні; S – ґрунтові)

Серед індикаторів солоності у воді оз. Задовже впродовж 2022–2025 рр. домінували індіференти. Також зафіксовані галофоби у 2022 р. (*Rhabdoderma lineare* Schmidle & Lauterborn) та 2024 р. (*Fragilaria tenera* (W.Smith) Lange-Bertalot). Серед галофілів виявлені у 2022 р. – *M. aeruginosa*, *Sellaphora pupula* (Kützing) Mereschkovsky та *Chroococcus turgidus* (Kützing) Nägeli, у 2023 р. – *Aphanizomenon flos-aquae* Ralfs ex Bornet & Flahault, *Navicula viridula* (Kützing) Ehrenberg та *S. pupula*, у 2024 р. – *A. flos-aquae* та *Stephanocyclus meneghinianus* (Kützing) Kulikovskiy, Genkal & Kociolek (рис. 3).

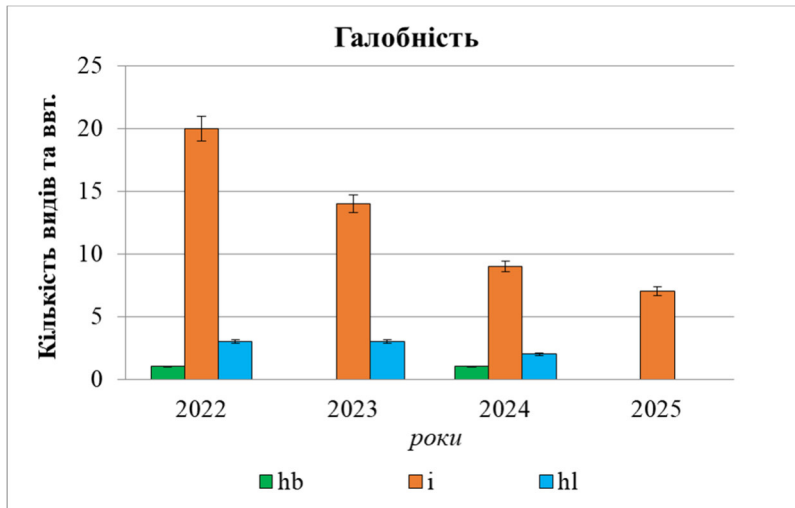


Рис. 3. Розподіл видів та ввт. водоростей, що є індикаторами галобності (солоності) (hb – галофоби; i –індиференти; hl –галофіли)

Індикатори активної реакції середовища (pH) переважно представлені видами-індиферентами. Лише у 2024 р. виявлені індикатори трьох груп – ацидофіли, індиференти та алкаліфіли, що свідчить про зміну pH. Серед видів ацидофілів виявлено *F. tenera*. Алкаліфіли представлені одним видом – *S. meneghinianus* (рис. 4).

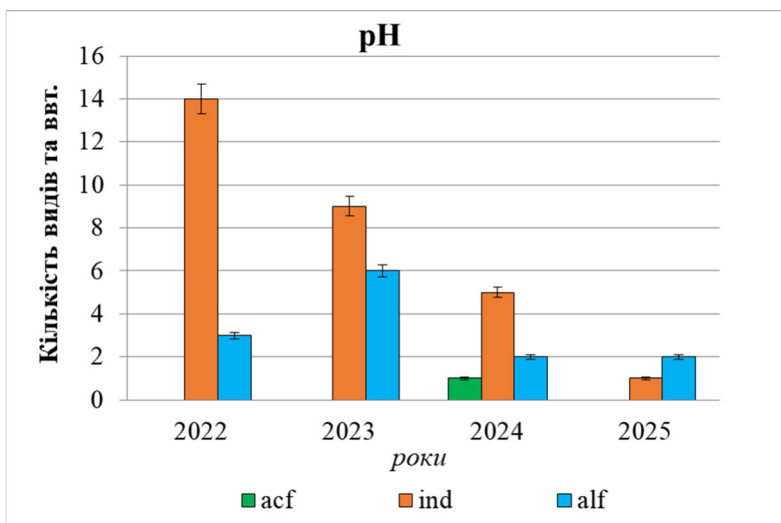


Рис. 4. Розподіл видів та ввт. водоростей, що є індикаторами pH середовища (acf – ацидофіли; ind – індиференти; alf – алкаліфіли; alb – алкалібійонти)

При визначенні органічного забруднення оз. Задовже впродовж 2022–2025 рр. виявлено переважання еврисапробів – індикаторів помірно забрудненої води (рис. 5).

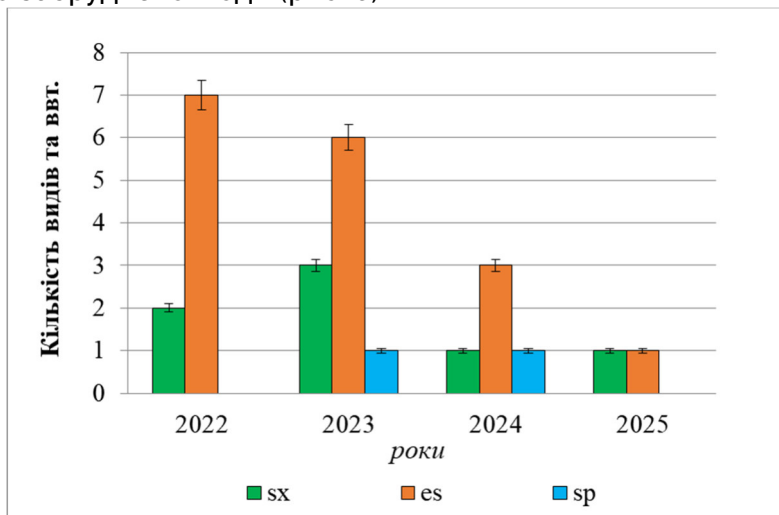


Рис. 5. Розподіл видів та ввт. водоростей, що є індикаторами органічного забруднення за Ватанабе (sx – сапроксени; es – еврисапроби; sp – сапрофіли)

Індикація рівня органічного забруднення за Ватанабе оз. Задовже у 2022 р. виявила чітке переважання групи еврисапробів. Серед них зафіксовані наступні види: *Cocconeis placentula* Ehrenberg, *Gomphonema angustatum* (Kützing) Rabenhorst, *Gomphonema parvulum* (Kützing) Kützing, *Ulnaria acus* (Kützing) Aboal, *Tabularia tabulata* (C.Agardh) Snoeijis, *Caloneis bacillum* (Grunow) Cleve, *Navicula cryptocephala* Kützing та *Navicula radiosa* Kützing. Індикатори чистої води (сапроксени) представлені 2 видами (*S. pupula* та *Asterionella formosa* Hassall).

У 2023 р. серед індикаторів помірно забрудненої води (еврисапробів) виявлено 6 видів – *C. placentula*, *Nitzschia acicularis* (Kützing) W. Smith, *Ulnaria acus* (Kützing) Aboal, *Navicula viridula* (Kützing) Ehrenberg, *N. cryptocephala* та *Navicula radiosa* Kützing. Індикатори чистої води представлені 3 видами (*S. pupula*, *Epithemia sorex* Kützing та *Amphora ovalis* (Kützing) Kützing), а забрудненої води (сапрофіли) лише 1 (*Caloneis silicula* (Ehrenberg) Cleve).

Еврисапроби у 2024 р. налічують 3 види. Серед них *U. acus*, *N. cryptocephala* та *F. crotonensis* Kitton. Сапроксени представлені *F. tenera*, а сапрофіли – *S. meneghinianus*.

У 2025 р. виявлено вид-індикатор чистої води – *A. formosa* та помірно забрудненої води – *F. crotonensis*.

Щодо аналізу рівня трофності оз. Задовже, то у 2022–2023 рр. виявлено чітке переважання групи мезоевтрофні. Також у 2022 р. добре представлені оліго-мезотрофні види (*R. lineare*, *G. angustatum*, *G. parvulum* та *A. formosa*). Серед мезотрофних видів виявлені – *Closterium acutum* Brébisson та *Staurostrum tetracerum* Ralfs ex Ralfs, з евтрофних – *M. aeruginosa*, а з широкою амплітудою трофності – *N. cryptocephala* (рис. 6).

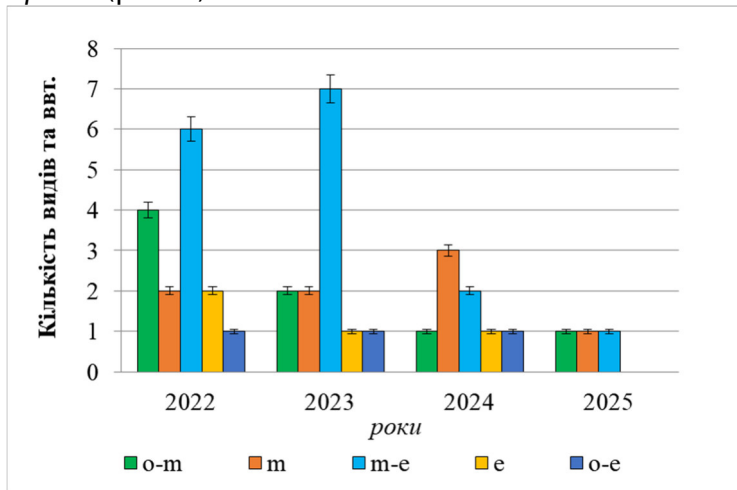


Рис. 6. Розподіл видів та ввт. водоростей, що є індикаторами рівня трофності (о-м – оліго-мезотрофні; м – мезотрофні; м-е – мезоевтрофні; е – евтрофні; о-е – широкої амплітуди трофності)

У 2023 р. серед мезоевтрофних видів зафіксовано – *Cuspidothrix issatschenkoi* (Usachev) P.Rajaniemi, Komárek, R.Willame, P. Hrouzek, K.Kastovská, L.Hoffmann & K.Sivonen, *C. placentula*, *N. viridula*, *N. radiosa*, *S. pupula*, *E. sorex* та *A. ovalis*, а з евтрофних – *N. acicularis*. Оліго-мезотрофні види представлені – *C. silicula* та *Staurosira inflata* (Heiden) A. Rusanov, Ács, E. Morales & Ector. У 2023 р., як і в 2022 р., виявлено вид з широкою амплітудою трофності – *N. cryptocephala*.

Найбільша кількість видів у 2024 р. виявлена серед мезотрофних. Вони представлені наступними видами – *A. flos-aquae*, *S. tetracerum* та *F. crotonensis*. Також зафіксовано мезоевтрофні – *M. tranquilla*, *S. lacustris*, оліго-мезотрофні – *F. tenera*, евтрофні – *S. meneghinianus* та види з широкою амплітудою трофності – *N. cryptocephala*.

У 2025 р. мезоевтрофні види представлені *S. lacustris*, мезотрофні – *Fragilaria crotonensis* Kitton, а оліго-мезотрофні – *A. formosa*.

Індикатори насиченості води киснем та реофільності налічують 23 види у 2022 р., 15 – у 2023 р., 10 – у 2024 р. та 6 – у 2025 р. Найбільший відсоток видів повільнотекучих вод або індиферентів. Зокрема, серед індиферентів виявлено 18 видів у 2022 р., 12 – у 2023 р., 8 – у 2024 р. та 5 – у 2025 р. Види стоячих вод представлені 3 видами у 2022 р. (*Pandorina morum* (O. F. Müller) Bory, *Oocystis submarina* Lagerheim та *S. pupula*), 2 – у 2023 р. (*C. silicula* та *S. pupula*), 1 – у 2024 р. (*S. meneghinianus*) та 1 – у 2025 р. (*O. submarina*). Види приурочені до швидкотекучих вод налічують по 1 виду впродовж 2022–2024 р. Серед них *G. parvulum* (2022 р.), *Nitzschia vermicularis* (Kützing) Hantzsch (2023 р.) та *F. tenera* (2024 р.). Також у 2022 р. зафіксовано аерофільний вид – *C. turgidus* (рис. 7).

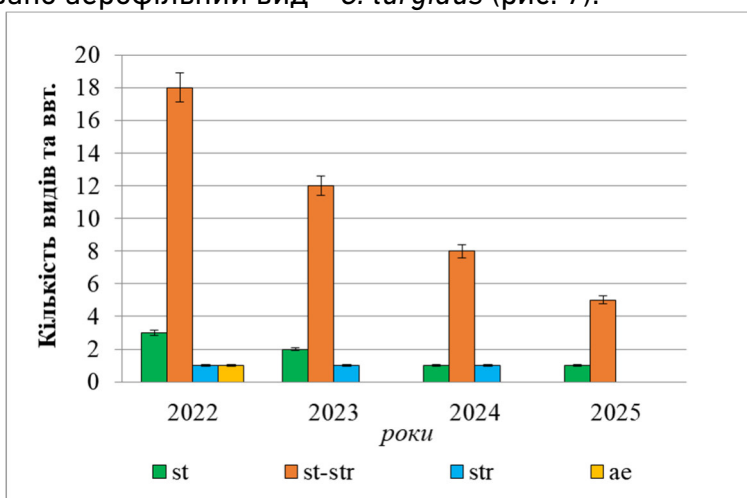


Рис. 7. Розподіл видів та ввт. водоростей, що є індикаторами насиченості води киснем та реофільності (st – стоячі; str – швидкотекучі; st-str – повільнотекучі та/або індиференти; ae – аерофільні)

Види-індикатори типу живлення та відношення до кількості нітрогенвмісних органічних сполук впродовж дослідження найбільш численно представлені автотрофами, що витримують підвищені концентрації НОС (рис. 8). Серед них *C. placentula*, *N. radiosa*, *S. pupula* (2022–2023 pp.), *N. cryptocephala* (2022–2025 pp.), *A. formosa* (2022 р., 2025 р.), *F. crotonensis* (2024–2025 pp.) та *N. viridula* та *A. ovalis* (2023 р.). Серед автотрофів, що розвиваються за низької концентрації НОС виявлені *C. bacillum* (2022 р.), *C. silicula* та *E. sores* (2023 р.), а також

F. tenera (2024 р.). Загалом, переважання автотрофів забезпечує ефективні процеси самоочищення та підтримку стійкості водної екосистеми.

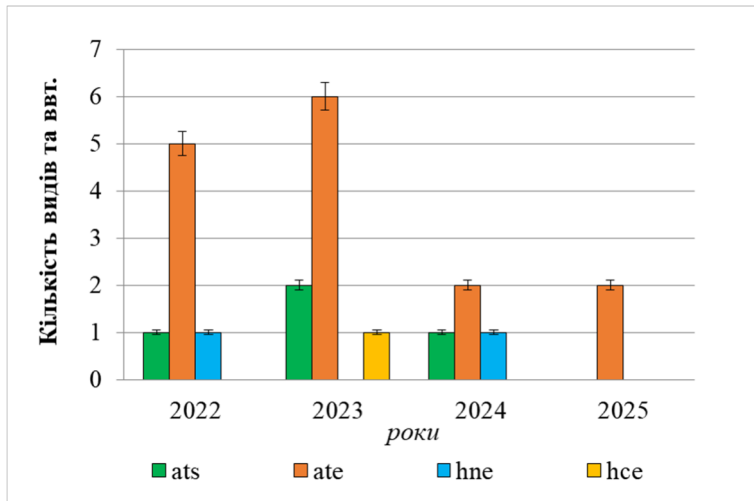


Рис. 8. Розподіл видів та ввт. водоростей, що є індикаторами типу живлення та відношення до кількості нітрогеновмісних органічних сполук (НОС): ats – автотрофи, що розвиваються за низької концентрації НОС; ate – автотрофи, що витримують підвищені концентрації НОС; hne – факультативні гетеротрофи, які розвиваються у воді за періодичних підвищень концентрації НОС; hce – облігатні гетеротрофи, які розвиваються у воді за підвищених НОС

У 2023 р. виявлено єдиний впродовж досліджень облігатний гетеротроф, що розвивається у воді за підвищених НОС – *N. acicularis*.

З факультативних гетеротрофів, які розвиваються у воді за періодичних підвищень концентрації НОС, виявлено види *G. parvulum* (2022 р.) та *S. meneghinianus* (2024 р.).

Найбільш численна група серед індикаторів сапробності за системою Пантле-Бук у модифікації Сладечека представлена бета-мезосапробіонтами у 2022–2023 рр., оліго-альфа-мезосапробіонтами у 2024 р. та олігосапробіонтами і бета-мезосапробіонтами у 2025 р. (рис. 9).

Виявлені в оз. Задовже види, які є індикаторами різних зон самоочищення, належать до трьох класів якості води (II, III та IV).

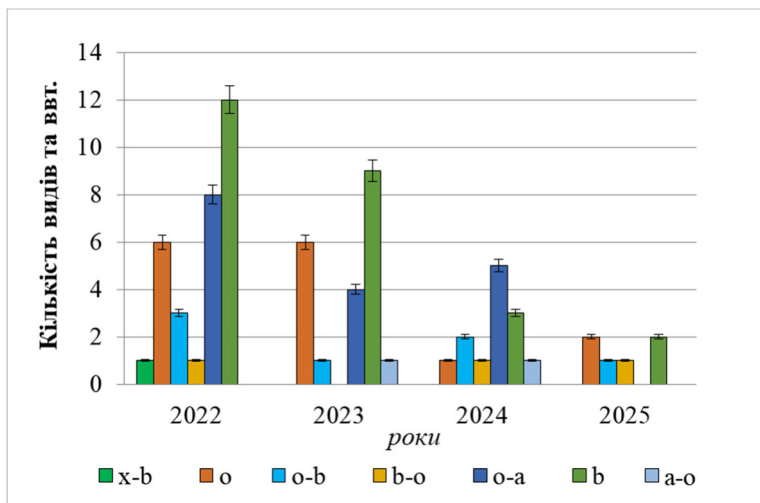


Рис. 9. Розподіл видів та ввт. водоростей, що є індикаторами органічного забруднення (за системою Пантле-Бук у модифікації Сладечека): x-b – ксено-бета-мезосапробіонти; o – олігосапробіонти; o-b – оліго-бета-мезосапробіонти; b-o – бета-олігосапробіонти; o-a – оліго-альфа-мезосапробіонти; b – бета-мезосапробіонти; a-o – альфа-олігосапробіонти

У 2022 р. зафіксовано 31 вид (67,4% від загального видового багатства), що належать до II та III класу якості води. У 2023 р. виявлено 21 вид (63,6%), що відповідають II, III та IV класу якості води. Також у 2024 р. виявлено 13 видів (92,9%) II, III та IV класу якості. До індикаторів IV класу якості у 2023 р. належить вид *N. acicularis*, а в 2024 р. – *S. meneghinianus*. У 2025 р. види індикатори II та III класу якості води представлені 6 видами (66,7%) (рис. 10).

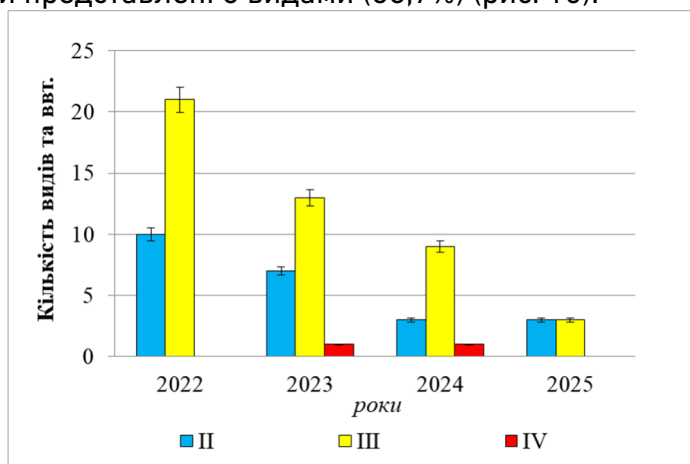


Рис. 10. Розподіл видів та ввт. водоростей, що є індикаторами класу якості води (II, III та IV)

За рівнем органічного забруднення згідно системи Пантле – Бук (в модифікації Сладечека) вода оз. Задовже впродовж серпня (2022–2024 рр.) переважно відповідає III класу якості (помірно забруднена). У 2025 р. чіткого розподілу не виявлено, оскільки однаково представлені індикатори II та III класу якості води (чиста, помірно забруднена). Зона ризику для озера впродовж 2022–2025 рр. (серпень) змінюється наступним чином: природно чисті ↔ самоочищення до природного фону ↔ загроза. Загалом, за показниками фітопланктону оз. Задовже оцінено як стійку екосистему, що здатна повертатися в попередній стан після дії чинників середовища.

Висновки. У складі фітопланктону оз. Задовже впродовж 2022–2025 рр. (серпень) виявлено 74 (76 ввт.) види водоростей з 12 класів, 29 порядків, 40 родин та 57 родів. Фітопланктон оз. Задовже налічує у 2022 р. 46 (46) видів та ввт., у 2023 р. – 33 (33), у 2024 р. – 14 (16), а у 2025 р. – 9 (9). Співвідношення видів представлених у відділах розподіляється наступним чином: 2022 р. – *Bacillariophyta* > *Chlorophyta* > *Cyanobacteria*, 2023–2025 р. – *Bacillariophyta* > *Chlorophyta* = *Cyanobacteria*.

За чисельністю впродовж 2022–2024 рр. домінують види відділу *Cyanobacteria*, а за біомасою – відділу *Miozoa*. У 2025 р. за чисельністю домінують представники *Cyanobacteria*, а за біомасою відділу *Miozoa*, *Euglenozoa* та *Bacillariophyta*. Висока біомаса впродовж 2022–2025 рр. виявлена у *C. hirundinella* (35,7%–77,4%).

Впродовж 2022–2025 рр. чисельність змінюється від 127 тис. кл./дм³ до 5614 тис. кл./дм³, а біомаса коливається від 0,0305 мг/дм³ до 0,6872 мг/дм³. За біомасою фітопланктону екологічний стан оз. Задовже впродовж досліджень переважно відповідає критерію «відмінний», а за чисельністю – «добрий».

За біотопічною приуроченістю угруповання водоростей найбільш виражено представлені планктонними та планктонно-бентосними формами. У фітопланктоні оз. Задовже переважають індиференти (за галобністю, рН та насиченістю води киснем, реофільності), еврисапроби – помірно забруднені води (за органічним забрудненням вод – за системою Ватанабе), мезоевтрофні (2022–2023 рр.), мезотрофні (2024 р.) та однаковою мірою представлені оліго-мезотрофні, мезотрофні та мезоевтрофні у 2025 р. (за трофністю). За типом живлення та відношення до кількості нітрогенвмісних органічних сполук найбільш численно представлені автотрофи, що

витримують підвищені концентрації НОС. Індикатори сапробності за системою Пантле – Бук у модифікації Сладечека представлені бета-мезосапробіонтами (2022–2023 рр.), оліго-альфа-мезосапробіонтами (2024 р.) та олігосапробіонтами і бета-мезосапробіонтами (2025 р.).

Вода оз. Задовже за рівнем органічного забруднення згідно з системою Пантле – Бук (в модифікації Сладечека) переважно відповідає III класу якості (помірно забруднена) впродовж 2022–2024 рр. У 2025 р. якість води відповідає II та III класу (чиста, помірно забруднена).

За показниками фітопланктону зони ризику для оз. Задовже впродовж 2022–2025 рр. (серпень) змінюється в напрямку природно чисті ↔ самоочищення до природного фону ↔ загроза.

Отримані в літній період оригінальні дані дослідження фітопланктону свідчать про важливу роль цих альгоугруповань у формуванні біорізноманіття оз. Задовже та підтримання його стійкості.

1. Hou T., Lu S., Shao J., Dong X., Yang Z., Yang Y., ... Lin Y. Assessment of planktonic community diversity and stability in lakes and reservoirs based on eDNA metabarcoding – A case study of Minghu National Wetland Park, China. *Environmental Research*. 2025. Vol. 271. P. 121025. URL: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2025.121025>.
2. Barinova S. S., Bilous O. P., Tsarenko P. M. Algal indication of water bodies in Ukraine: methods and perspectives. Haifa, Kiev : University of Haifa Publisher, 2019. 367 p.
3. Van Dam H., Mertens A., Sinkeldam J. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Netherlands Journal Aquatic Ecology*. 1994. Vol. 28. P. 117–133.
4. Qu S., Zhou J. Phytoplankton community structure and water quality assessment in Xuanwu Lake, China. *Front. Environ. Sci*. 2024. Vol. 11. P. 1303851. URL: <https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1303851>.
5. Tong Y. D., Xu X. W., Qi M. Sun J. J. Zhang Y. Y., Zhang W., et al. Lake warming intensifies the seasonal pattern of internal nutrient cycling in the eutrophic lake and potential impacts on algal blooms. *Water Res*. 2021. Vol. 188. P. 116570. URL: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116570>.
6. Rock L. A., Fetzer W. W., Patterson L. S., Sillen S. J., Steg R., Walters A. W., Collins S. M. Spatiotemporal drivers of water quality and phytoplankton communities in a cyanobacteria-dominated reservoir provide management insights. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2025. Vol. 197(7). P. 795. URL: <https://doi.org/10.1007/s10661-025-14258-1>.
7. Essa D. I., Elshobary M. E., Attiah A. M., Salem Z. E., Keshta A. E., Edokpayi J. N. Assessing phytoplankton populations and their relation to water parameters as early alerts and biological indicators of the aquatic pollution. *Ecological Indicators*. 2024. Vol. 159. P. 111721.
8. Щербак В. І., Семенюк Н. Є., Давидов О. А., Козійчук Е. Ш. Особливості біотопічної приуроченості водоростей водної товщі прісноводних гідроєкосистем різного типу. *Альгологія*. 2025. Вип. 35(2). С. 104–127. URL: <https://doi.org/10.15407/alg35.02.104>.
9. Dimitrova R., Nenova E., Uzunov B., Shishiniova M., Stoyneva, M. Phytoplankton abundance and structural parameters of the critically endangered protected area Vaya Lake (Bulgaria). *Biotechnology & Biotechnological Equipment*. 2014. Vol. 28(5). P. 871–877.

10. Климчук В. М., Барінова С. С., Лялюк Н. М. Біоіндикаційний аналіз солоних озер РЛП Слов'янський курорт за фітопланктоном. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. 2014. Т. 2(33). С. 70–80. 11. Шелюк Ю. С. Використання структурно-функціональних характеристик фітопланктону для оцінки якості вод об'єктів природно-заповідного фонду України (на прикладі Дідового озера). *Екологічні науки*. 2022. Вип. 40. С. 33–37. URL: <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2022.eco.1-40.6>. 12. Sukhodolska I. L., Basaraba I. V. Seasonal Dynamics of Algal Flora of Lake Zasvitske (Rivne Region, Ukraine). *International Journal on Algae*. 2023. Vol. 25, Issue 4. P. 353–364. URL: <https://doi.org/10.1615/InterJAlgae.v25.i4.40>. 13. Щербак В. І. Методи досліджень фітопланктону. *Методичні основи гідробіологічних досліджень водних екосистем*. Київ, 2002. С. 41–48. 14. Guiry M. D., Guiry G. M. AlgaeBase. World-wide electron. publ. Nat. Univ. Ireland, Galway. 2025. URL: <https://www.algaebase.org> (дата звернення: 10.09.2025).

REFERENCES:

1. Hou T., Lu S., Shao J., Dong X., Yang Z., Yang Y., ... Lin Y. Assessment of planktonic community diversity and stability in lakes and reservoirs based on eDNA metabarcoding – A case study of Minghu National Wetland Park, China. *Environmental Research*. 2025. Vol. 271. P. 121025. URL: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2025.121025>. 2. Barinova S. S., Bilous O. P., Tsarenko P. M. Algal indication of water bodies in Ukraine: methods and perspectives. Haifa, Kiev : University of Haifa Publisher, 2019. 367 p. 3. Van Dam H., Mertens A., Sinkeldam J. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Netherlands Journal Aquatic Ecology*. 1994. Vol. 28. P. 117–133. 4. Qu S., Zhou J. Phytoplankton community structure and water quality assessment in Xuanwu Lake, China. *Front. Environ. Sci*. 2024. Vol. 11. P. 1303851. URL: <https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1303851>. 5. Tong Y. D., Xu X. W., Qi M. Sun J. J. Zhang Y. Y., Zhang W., et al. Lake warming intensifies the seasonal pattern of internal nutrient cycling in the eutrophic lake and potential impacts on algal blooms. *Water Res*. 2021. Vol. 188. P. 116570. URL: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116570>. 6. Rock L. A., Fetzer W. W., Patterson L. S., Sillen S. J., Steg R., Walters A. W., Collins S. M. Spatiotemporal drivers of water quality and phytoplankton communities in a cyanobacteria-dominated reservoir provide management insights. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2025. Vol. 197(7). P. 795. URL: <https://doi.org/10.1007/s10661-025-14258-1>. 7. Essa D. I., Elshobary M. E., Attiah A. M., Salem Z. E., Keshta A. E., Edokpayi J. N. Assessing phytoplankton populations and their relation to water parameters as early alerts and biological indicators of the aquatic pollution. *Ecological Indicators*. 2024. Vol. 159. P. 111721. 8. Shcherbak V. I., Semeniuk N. Ye., Davydov O. A., Koziichuk E. Sh. Osoblyvosti biotopichnoi pryurochenosti vodorostei vodnoi tovshchi prysnovodnykh hidroekosystem riznoho typu. *Alholohiia*. 2025. Vyp. 35(2). S. 104–127. URL: <https://doi.org/10.15407/alg35.02.104>. 9. Dimitrova R., Nenova E., Uzunov B., Shishiniova M., Stoyneva, M. Phytoplankton abundance and structural parameters of the critically endangered protected area Vaya Lake (Bulgaria). *Biotechnology & Biotechnological Equipment*. 2014. Vol. 28(5). P. 871–877. 10. Klymiuk V. M., Barynova S. S., Lialuk N. M. Bioindykatsiyni analiz solonykh ozer RLP Slovianskyi kurort za fitoplanktonom. *Hidrolohiia, hidrokhiimiia i hidroekolohiia*. 2014. Т. 2(33). S. 70–

80. **11.** Sheliuk Yu. S. Vykorystannia strukturno-funktsionalnykh kharakterystyk fitoplanktonu dlia otsinky yakosti vod ob'ektiv pryrodno-zapovidnoho fondu Ukrainy (na prykladi Didovoho ozera). *Ekolohichni nauky*. 2022. Vyp. 40. S. 33–37. URL: <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2022.eco.1-40.6>. **12.** Sukhodolska I. L., Basaraba I. V. Seasonal Dynamics of Algal Flora of Lake Zasvitske (Rivne Region, Ukraine). *International Journal on Algae*. 2023. Vol. 25, Issue 4. P. 353–364. URL: <https://doi.org/10.1615/InterJAlgae.v25.i4.40>. **13.** Shcherbak V. I. Metody doslidzhen fitoplanktonu. Metodychni osnovy hidrobiolohichnykh doslidzhen vodnykh ekosystem. Kyiv, 2002. S. 41–48. **14.** Guiry M. D., Guiry G. M. AlgaeBase. World-wide electron. publ. Nat. Univ. Ireland, Galway. 2025. URL: <https://www.algaebase.org> (data zvernennia: 10.09.2025).

Sukhodolska I. L. [1; ORCID ID: 0000-0001-7502-3061],

Candidate of Biological Sciences (Ph.D.), Associate Professor

¹Rivne State University for the Humanities, Rivne

PHYTOPLANKTON AS A NATURAL INDICATOR FOR ECOLOGICAL STATE, RISK ZONE AND RESILIENCE OF LAKE ZADOVZHE (THE NOBEL NATIONAL NATURE PARK)

The study presents changes in phytoplankton indicators (taxonomic composition, abundance, biomass, dominants) of Lake Zadovzhe, and also analyzes hydroecosystem ecological state, risk zones and resilience in accordance with the development of indicator species. It has been found that during 2022–2025 (August) phytoplankton of Lake Zadovzhe was represented by 74 (76 intraspecific taxa) species, from 57 genera, 40 families, 29 orders and 12 classes, 5–8 divisions. The main taxonomic richness of phytoplankton is formed by the divisions *Bacillariophyta*, *Chlorophyta* and *Cyanobacteria*. It has been shown that *Cyanobacteria* species reach high abundance. However, active water blooms were not recorded, since *Ceratium hirundinella* (O.F. Müller) Dujardin (35.7%–77.4%) dominates in biomass. During 2022–2025, the total biomass is 0.0305–0.6872 mg/dm³, and the number is 127–5614 thousand cells/dm³. The ecological state of Lake Zadobzhe in terms of phytoplankton biomass mainly meets the criterion of “excellent”, and in terms of number it is “good”.

In the phytoplankton of Lake Zadovzhe, planktonic, planktonic and benthic forms, indifferent (by pH, halophyte, water oxygen saturation and rheophilicity), euryaprobates (by organic water pollution according to the Watanabe system) prevail. In terms of trophicity, mesoeutrophic (2022–2023), mesotrophic (2024) species are most represented, as well as oligo-mesotrophic, mesotrophic and meso-eutrophic (2025). In terms of type of

nutrition and ratio to the amount of nitrogen-containing organic compounds, autotrophs that withstand elevated concentrations of NCC prevail. Among the saprobity indicators according to the Pantle – Buk system in the Sladечek modification, the most numerous group is β -mesosaprobionts (2022–2023), oligo- α -mesosaprobionts (2024) and oligosaprobionts and β -mesosaprobionts (2025). It has been highlighted that within the level of organic pollution according to the Pantle – Buk system (in the Sladечek modification), in 2022–2024, the water quality of Lake Zadovzhe mainly corresponds to class III (moderately polluted), and in 2025 it corresponds to class II and III (clean, moderately polluted). During the research the risk zone for Lake Zadovzhe changes in the direction of naturally clean $\leftrightarrow$ self-purification to natural background $\leftrightarrow$ threat. According to phytoplankton indicators, Lake Zadovzhe is assessed as a resilient ecosystem.

Keywords: species richness; biomass; abundance; ecosystem resilience; indicator species; water quality; risk zones; self-purification zone; threat.

Отримано: 03 листопада 2025 року
Прорецензовано: 10 листопада 2025 року
Прийнято до друку: 28 листопада 2025 року

УДК 633.34

<https://doi.org/10.31713/vs4202519>

Ткачук С. О. [1; ORCID ID: 0000-0001-8564-8452],

к.с.-г.н., доцент,

Олійник О. О. [2; ORCID ID: 0000-0002-0796-6022],

к.с.-г.н., доцент,

Кучерова А. В. [2; ORCID ID: 0000-0003-2483-8169],

старший викладач

¹Рівненська філія Українського інституту експертизи сортів рослин, м. Рівне

²Національний університет водного господарства та природокористування, м. Рівне

ОЦІНКА ВПЛИВУ НОРМ ВИСІВУ НА РЕАЛІЗАЦІЮ ПОТЕНЦІАЛУ СОЇ КУЛЬТУРНОЇ РІЗНИХ СОРТІВ

Норма висіву сої як агротехнічний прийом є одним із ключових чинників формування високої та стабільної врожайності культури. Оптимальна норма висіву забезпечує раціональне розміщення рослин на площі живлення, сприяє повнішому використанню світла, вологи та поживних речовин, а також зменшує конкуренцію між рослинами в посівах.

Завданням проведених досліджень було оцінити та порівняти ефективність різних норм висіву на продуктивність сортів сої культурної в умовах Лісостепу України. Дослідження проводились на дослідному полі Рівненської філії Українського інституту експертизи сортів рослин. Ґрунт дослідної ділянки – темно-сірий опідзолений легкосуглинковий. Дослідження проводилось упродовж 2023–2024 років.

Було проведено вивчення індивідуальної продуктивності рослин сої залежно від норм висіву насіння. Отримані результати досліджень підтверджують, що оптимальні умови для формування високих показників індивідуальної продуктивності рослин сої забезпечуються за густоти посіву 450 тис./га. Сорт Ауреліна формував найбільшу масу 1000 насінин, сорт Аббака – більшу кількість стручків за низької густоти посіву, тоді як сорт Алісія проявив кращу адаптивність до умов загущення.

Сорт Аббака характеризувався поступовим зростанням урожайності зі збільшенням густоти посіву. Найнижчий показник урожайності отримано за густоти 450 тис./га – 3,05 т/га, тоді як максимальну врожайність – 3,77 т/га – сформовано за густоти 750 тис./га, що свідчить про позитивну реакцію сорту на загущення посівів.

У сорту Ауреліна найвищу врожайність зафіксовано за густоти посіву 650 тис./га – 3,61 т/га. За подальшого збільшення густоти до 750 тис./га врожайність знизилася до 3,30 т/га, що вказує на наявність оптимального

рівня густоти посіву для цього сорту та негативний вплив надмірного загущення.

Сорт Алісія забезпечив найвищі показники врожайності серед досліджуваних сортів. Максимальну врожайність, а саме 4,52 т/га – отримано за густоти посіву 650 тис./га. За збільшення густоти до 750 тис./га відмічено незначне зниження врожайності до 4,31 т/га, однак цей показник залишався вищим порівняно з іншими варіантами та сортами.

Таким чином, аналіз урожайності сої з урахуванням НІР₀₅ підтверджує наявність істотного впливу норм висіву насіння на продуктивність культури, який має чітко виражений сортовий характер. Оптимальні норми висіву забезпечують достовірне підвищення врожайності та мають враховувати біологічні особливості кожного сорту.

Ключові слова: соя; норма висіву; урожайність; маса 1000 насінин.

Постановка проблеми. З агрономічної точки зору правильний вибір норми висіву впливає на архітектуру рослин, формування генеративних органів, рівномірність досягання та зниження втрат під час збирання врожаю. За надмірного загущення посівів посилюється конкуренція за ресурси, що призводить до зменшення кількості бобів і маси насіння, підвищення вилягання та розвитку хвороб. Водночас занижена норма висіву не забезпечує повного використання площі посіву та сприяє забур'яненості агроценозу. Отже, оптимізація норм висіву сої має важливе значення для адаптації культури до ґрунтово-кліматичних умов, біологічних особливостей сорту та рівня агрофону, що дозволяє підвищити ефективність виробництва, рентабельність вирощування та стабільність урожайності в різних умовах господарювання.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Проблема оптимізації густоти стояння рослин сої як ключового фактора реалізації генетичного потенціалу врожайності залишається в центрі уваги багатьох вітчизняних та іноземних науковців [1; 4; 5; 6; 8]. Сучасні тенденції досліджень демонструють чіткий перехід від загальних зональних рекомендацій до розробки диференційованих технологій, що враховують сортову специфіку, тип росту, динамічні зміни кліматичних умов [1; 2]. Густота стояння рослин має велике значення для формування високого врожаю сої, адже від неї залежать форма і розмір площі живлення рослин, освітленість, забезпеченість вологою та поживними речовинами, архітектура, кількість квіток, листків, бобів і насінин у них, висота рослин, товщина стебла, стійкість до

полягання тощо. Для кожного сорту за певних ґрунтово-кліматичних умов оптимальною є така густота рослин, яка забезпечує максимальну їхню фотосинтетичну і симбіотичну діяльність, зростання індивідуальної продуктивності рослин, формування високого врожаю насіння [3]. Встановлено, що для більшості сучасних сортів сої існує виражена кореляція між нормою висіву та структурою врожаю [4; 5; 6]. Зокрема, науковці зазначають, що за підвищення густоти посіву до 700–900 тис./га спостерігається скорочення кількості бобів на одній рослині та зниження маси 1000 насінин через посилення внутрішньовидової конкуренції. Водночас за низьких норм висіву (350–450 тис./га) рослини здатні до компенсаторного нарощування продуктивності за рахунок активнішого бічного гілкування [7]. Особлива увага приділяється адаптивності сортів до загущення. Згідно з даними міжнародних досліджень, існує межа (upper limit) норми висіву, перевищення якої не забезпечує економічно виправданого приросту врожайності через зростання внутрішньовидової конкуренції за вологу та світло. Так, для умов нестійкого зволоження максимальна продуктивність часто досягається за помірних норм (370–445 тис./га), що мінімізує витрати на насіння без втрат урожаю [8]. Таким чином, питання диференціації норм висіву для новітніх сортів у конкретних ґрунтово-кліматичних умовах залишається актуальним напрямом наукового пошуку.

Мета і завдання дослідження. Мета досліджень полягає у виявленні закономірності формування урожаю, якості та продуктивності сортів сої залежно від норм висіву насіння в умовах Лісостепу України. Завдання досліджень – оцінити та порівняти ефективність різних норм висіву на продуктивність сортів сої культурної в умовах Лісостепу України.

Дослідження щодо оцінки ефективності різних норм висіву сої культурної протягом 2023–2024 років були проведені на дослідному полі Рівненської філії Українського інституту експертизи сортів рослин. Ґрунт дослідної ділянки – темно-сірий опідзолений легкосуглинковий, який характеризується слабокислою реакцією сольової витяжки ($\text{pH}_{\text{KCl}} = 6,4$), низьким вмістом в орному шарі гумусу (2,0%), низьким вмістом сполук азоту, які легко гідролізуються (115 мг/кг), підвищеним вмістом рухомого фосфору (125 мг/кг) та підвищеним вмістом обмінного калію (170 мг/кг).

Попередником сої була пшениця озима після зайнятого пару. Технологія вирощування культури – загальноприйнята для зони

Лісостепу України. Після посіву вносили гербіциди Гезагард у дозі 2,0 л/га та Дуал Голд у дозі 1,6 л/га. Сівбу проводили селекційною сівалкою «Клен-1,5П» з міжряддям 15 см, при температурі ґрунту 10–12° С на глибину 2–3 см. Обов'язковий прийом – прикочування посіву кільчасто-зубовими котками. Дата посіву – 7.05.2023 та 30.04.2024. Досліди закладались методом систематизованого розміщення ділянок у чотириразовому повторенні. Загальна площа ділянки становила 25 м².

Гідротермічні умови 2023–2024 років були придатними для вирощування всіх сортів сої. У квітні 2023 року середньодобова температура повітря становила +7,7° С, у квітні 2024 року +11,8° С. Сума опадів за цей період складала 90,7 мм у 2023 році, 34,6 мм у 2024 році. Загальна сума атмосферних опадів, які випали за вегетаційний період сої за роки досліджень, була приблизно на однаковому рівні, але на 100 мм опадів більше, порівняно із середньо багаторічною сумою опадів (385,5 мм).

Схема досліду передбачає вивчення особливостей формування посівних якостей і врожайних властивостей різних сортів сої культурної (Абака, Ауреліна, Алісія) під дією різних норм висіву насіння (350; 450; 550; 650; 750 тис. схожих насінин/га).

Результати досліджень. Під час проведення досліджень ми проводили вивчення індивідуальної продуктивності рослин сої залежно від норм висіву насіння. При цьому основну увагу звертали на наступні середні показники: кількість стручків на рослині та маса 1000 насінин (табл. 1).

У таблиці 1 наведено вплив густоти посіву на кількість стручків та масу 1000 насінин у різних сортів сої – Аббака, Ауреліна та Алісія. Дослідження проведено за чотирьох варіантів густоти посіву: 450, 550, 650 та 750 тис. насінин на гектар. Отримані результати свідчать, що зі збільшенням густоти посіву в усіх досліджуваних сортів спостерігалася тенденція до зниження показників індивідуальної продуктивності рослин.

Сорт Аббака за густоти посіву 450 тис./га сформував найвищу кількість стручків – 24,5 шт. та найбільшу масу 1000 насінин – 177 г. Зі збільшенням густоти посіву до 550 тис./га ці показники зменшилися до 21,5 шт. і 170,3 г відповідно. Подальше загущення посівів до 650–750 тис./га призвело до суттєвого зниження кількості стручків (18,0–17,5 шт.) і маси 1000 насінин (167,0–164,8 г), що свідчить про високу чутливість сорту до конкуренції між рослинами.

Таблиця 1

Елементи продуктивності сої залежно від норм висіву
(середнє за 2023–2024 рр.)

Варіант	Густота посіву, тис./шт	АББАКА		АУРЕЛІНА		АЛІСІЯ	
		Кількість стручків, шт	Маса 1000 насінин, г	Кількість стручків, шт	Маса 1000 насінин, г	Кількість стручків, шт	Маса 1000 насінин, г
1	450	24,5	177	25	191,6	23	186,5
2	550	21,5	170,3	22	181,5	22	181,8
3	650	18	167	20	170	18	175,6
4	750	17,5	164,8	16	163,6	17	173,9

Сорт Ауреліна характеризувався найвищими показниками маси 1000 насінин серед досліджуваних сортів. За густоти 450 тис./га кількість стручків становила 25 шт., а маса 1000 насінин – 191,6 г. При збільшенні густоти посіву до 550 тис./га відмічалось зниження цих показників до 22 шт. і 181,5 г відповідно. За густоти 650–750 тис./га кількість стручків зменшилася до 20–16 шт., а маса 1000 насінин – до 170,0–163,6 г, що свідчить про негативний вплив загущення посівів на формування врожайних показників сорту.

Сорт Алісія за мінімальної густоти посіву (450 тис./га) сформував 23 стручки на рослині та масу 1000 насінин 186,5 г. За густоти 550 тис./га спостерігалось незначне зниження кількості стручків до 22 шт. і маси 1000 насінин до 181,8 г. Подальше збільшення густоти посіву до 650–750 тис./га призвело до зменшення показників до 18–17 шт. і 175,6–173,9 г відповідно. Порівняно з іншими сортами, Алісія відзначалася відносною стабільністю маси 1000 насінин за підвищеної густоти посіву.

Загалом результати досліджень підтверджують, що оптимальні умови для формування високих показників індивідуальної продуктивності рослин сої забезпечуються за густоти посіву 450 тис./га. Сорт Ауреліна формував найбільшу масу 1000 насінин, сорт Аббака – більшу кількість стручків за низької густоти посіву, тоді як сорт Алісія проявив кращу адаптивність до умов загущення.

Під час збору врожаю проводився контроль за рівнем вологості насіння сої. Вологість насіння сої коливалася в інтервалі від 11 до 14%, що було інколи вище граничних норм.

Результати оцінки реалізації потенціалу сої залежно від норм висіву насіння представлені в табл. 2.

Як видно з наведених у таблиці даних, норми висіву насіння істотно впливають на рівень урожайності сої, причому характер цієї дії має чітко виражену сортову специфіку.

Для сорту Аббака зі збільшенням густоти посіву від 450 до 750 тис. насінин на гектар спостерігалось статистично істотне підвищення врожайності. Найвищу врожайність (3,77 т/га) забезпечила густота посіву 750 тис./га, що свідчить про доцільність застосування підвищених норм висіву для цього сорту.

Таблиця 2

Урожайність сої залежно від норм висіву насіння, т/га
(середнє за 2024–2025 р.)

Варіант	Густота посіву, тис./шт	Сорт		
		АББАКА	АУРЕЛІНА	АЛІСІЯ
1	450	3,05	3,08	3,60
2	550	3,37	3,60	3,90
3	650	3,56	3,61	4,52
4	750	3,77	3,30	4,31
HIP ₀₅		0,17	0,24	0,27

Сорт Ауреліна характеризувався наявністю оптимальної густоти посіву на рівні 650 тис. насінин на гектар, за якої сформовано максимальну врожайність (3,61 т/га). Подальше загущення посівів до 750 тис./га призводило до статистично істотного зниження врожайності, що вказує на негативний вплив надмірної конкуренції між рослинами.

Сорт Алісія забезпечив найвищі показники врожайності серед досліджуваних сортів. Максимальну врожайність (4,52 т/га) отримано за густоти посіву 650 тис./га. Зменшення врожайності за густоти 750 тис./га було неістотним, що свідчить про високу адаптивність сорту до підвищених норм висіву. За результатами оцінки істотності різниць за критерієм HIP₀₅ доведено, що оптимізація норм висіву насіння з урахуванням сортових особливостей є ефективним агротехнічним прийомом підвищення продуктивності сої.

Висновки. Загалом результати досліджень свідчать, що оптимальна норма висіву насіння сої залежить від сортових особливостей. Для сортів Аббака доцільним є підвищення густоти посіву до 750 тис./га, тоді як для сортів Ауреліна та Алісія оптимальною є густота 650 тис./га, за якої забезпечується формування найвищої врожайності.

1. Petrychenko V., Kobak S., Kolisnyk S., Chorna V., Korniyshuk O., Pantsyrev O. Agroecological Assessment of Soybean Varieties in the Conditions of the Right Bank Forest Steppe of Ukraine. *Journal of Ecological Engineering*. 2024. № 25(9). P. 60–69. doi:10.12911/22998993/190492. 2. Ivaniv M., Vozniak V., Marchenko T., Baklanova T., Sydiakina O. Varietal features of elements of soybean cultivation technology during irrigation. *Scientific Horizons*. 2023. Vol. 26(6). P. 85–96. doi: 10.48077/scihor6.2023.85. 3. Молдован В. Г., Молдован Ж. А., Собчук С. І. Формування врожайності насіння сортами сої з різним вегетаційним періодом в умовах Лісостепу Західного. *Корми і кормовиробництво*. 2020. № 89. С. 46–56. <https://doi.org/10.31073/kormovyrobnytstvo202089-04>. 4. Шевніков М. Я., Міленко О. Г., Лотиш І. І. The productivity of soy sorts depending on elements of growing technology. *Scientific Progress & Innovations*. 2018. Vol. 3. P. 15–21. <https://doi.org/10.31210/visnyk2018.03.02>. 5. Дробітько А. В., Дробітько О. М. Вплив способів сівби та норм висіву на урожайність насіння сої. *Вісник ЖНАЕУ*. 2014. № 1 (39), Т. 1. С. 39–43. 6. Лемешик, А. В., Новицька, Н. В. Формування врожайності та якості насіння сортів сої залежно від площі живлення в Правобережному Лісостепу України. *Новітні агротехнології*. 2024. Вип. 12(2). <https://doi.org/10.47414/na.12.2.2024.304338>. 7. Лебідь Є. М., Черенков А. В., Дудка М. І., Ільєнко О. В. Способи сівби і норми висіву сої різних груп стиглості в умовах північної підзони Степу України. *Корми і кормовиробництво*. 2006. Вип. 58. С. 241–249. URL: <https://fri-journal.com/index.php/journal/article/view/1367>. (дата звернення: 10.10.2025). 8. Sandhu R., & Irmak S. Effects of subsurface drip-irrigated soybean seeding rates on grain yield, evapotranspiration and water productivity under limited and full irrigation and rainfed conditions. *Agricultural Water Management*. 2022. Vol. 267(C). <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2022.107614>.

REFERENCES:

1. Petrychenko V., Kobak S., Kolisnyk S., Chorna V., Korniyshuk O., Pantsyrev O. Agroecological Assessment of Soybean Varieties in the Conditions of the Right Bank Forest Steppe of Ukraine. *Journal of Ecological Engineering*. 2024. № 25(9). P. 60–69. doi:10.12911/22998993/190492. 2. Ivaniv M., Vozniak V., Marchenko T., Baklanova T., Sydiakina O. Varietal features of elements of soybean cultivation technology during irrigation. *Scientific Horizons*. 2023. Vol. 26(6). P. 85–96. doi: 10.48077/scihor6.2023.85. 3. Moldovan V. H., Moldovan Zh. A., Sobchuk S. I. Formuvannia vrozhaivosti nasinnia sortamy soi z riznym vehetatsiynym periodom v umovakh Lisostepu Zakhidnoho. *Kormy i kormovyrobnytstvo*. 2020. № 89. С. 46–56. <https://doi.org/10.31073/kormovyrobnytstvo202089-04>. 4. Shevnikov M. Ya., Milenko O. H., Lotysh I. I. The productivity of soy sorts depending on elements of growing technology. *Scientific Progress & Innovations*. 2018. Vol. 3. P. 15–21. <https://doi.org/10.31210/visnyk2018.03.02>. 5. Drobitko A. V., Drobitko O. M. Vplyv sposobiv sivby ta norm vysivu na urozhainist nasinnia soi. *Visnyk ZhNAEU*. 2014. № 1 (39), Т. 1. С. 39–43. 6. Lemeszyk, A. V., Novytska, N. V. Formuvannia vrozhaivosti ta yakosti nasinnia sortiv soi zalezno vid ploshchi zhyvlennia v Pravoberezhnomu Lisostepu Ukrainy. *Novitni ahrotekhnologii*. 2024. Vyp. 12(2).

<https://doi.org/10.47414/na.12.2.2024.304338>. 7. Lebid Ye. M., Cherenkov A. V., Dudka M. I., Ilchenko O. V. Sposoby sivby i normy vysivu soi riznykh hrup styhlosti v umovakh pivnichnoi pidzony Stepu Ukrainy. *Kormy i kormovyrobnytstvo*. 2006. Vyp. 58. S. 241–249. URL: <https://fri-journal.com/index.php/journal/article/view/1367>. (data zvernennia: 10.10.2025). 8. Sandhu R., & Irmak S. Effects of subsurface drip-irrigated soybean seeding rates on grain yield, evapotranspiration and water productivity under limited and full irrigation and rainfed conditions. *Agricultural Water Management*. 2022. Vol. 267(C). <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2022.107614>.

Tkachuk S. O. [1; ORCID ID: 0000-0001-8564-8452],

Candidate of Agricultural Sciences (Ph.D.), Associate Professor,

Oliinyk O. O. [2; ORCID ID: 0000-0002-0796-6022],

Candidate of Agricultural Sciences (Ph.D.), Associate Professor,

Kucherova A. V. [2; ORCID ID: 0000-0003-2483-8169],

Senior Lecturer

¹Rivne Branch of the Ukrainian Institute for Plant Variety Examination, Rivne

²National University of Water and Environmental Engineering, Rivne

ASSESSMENT OF THE IMPACT OF SEEDING RATES ON THE REALIZATION OF THE SOYBEAN DIFFERENT VARIETIES POTENTIAL

Soybean seeding rate, as an agronomic technique, is one of the key factors in achieving high and stable crop yields. The optimal seeding rate ensures rational placement of crops on the feeding area, promotes more complete use of light, moisture, and nutrients, and reduces competition between crops in the field.

The aim of the research was to estimate and compare the effectiveness of different seeding rates on the productivity of cultivated soybean varieties in the conditions of the Forest-Steppe zone of Ukraine. Field experiments were carried out on the Luvic Greyzemic Phaeozems (WRB.2015) during 2023–2024 at the stationary field experimental plots of the Rivne branch Ukrainian Institute of Plant Variety Examination, Rivne region (Ukraine).

Individual productivity of soybean plants depending on the seeding rates was determined. The results of the research confirm that the optimal conditions for the formation of high indicators of individual productivity of soybean crops are provided at a seeding density of 450 thousand/ha. The Aurelina variety produced the highest weight of 1,000 seeds, the Abbaka variety produced the highest number of pods at low sowing density, while the Alicia variety showed better adaptability to thickening conditions.

The Abbaka variety was characterized by a gradual increase in yield with an increase in seeding density. The lowest yield was obtained at a density of 450 thousand/ha – 3.05 t/ha, while the maximum yield – 3.77 t/ha – was formed at a density of 750 thousand/ha, which indicates a positive response of the variety to crop thickening.

For the Aurelina variety, the highest yield was recorded at a seeding density of 650 thousand/ha – 3.61 t/ha. With a further increase in density to 750 thousand/ha, the yield decreased to 3.30 t/ha, which indicates the existence of an optimal planting density for this variety and the negative impact of excessive thickening.

The Alicia variety provided the highest yield among the varieties studied. The maximum yield, namely 4.52 t/ha, was obtained at a seeding density of 650 thousand/ha. With an increase in density to 750 thousand/ha, a slight decrease in yield to 4.31 t/ha was noted, but this indicator remained higher compared to other options and varieties.

Thus, the analysis of soybean yield taking into account LSD_{05} confirms the significant impact of seeding rates on crop productivity, which has a clearly expressed varietal character. Optimal seeding rates provide a reliable increase in yield and must take into account the biological characteristics of each variety.

Keywords: soybean; seeding rate; yield; weight of 1000 seeds.

Отримано: 31 жовтня 2025 року
Прорецензовано: 7 листопада 2025 року
Прийнято до друку: 28 листопада 2025 року

Ярошук О. В. [1; ORCID ID: 0000-0002-1145-5049],
аспірант,
Прищеп А. М. [1; ORCID ID: 0000-0001-5096-9088],
д.с.-г.н., професор

¹Національний університет водного господарства та природокористування, м. Рівне

ШЛЯХИ ПОВОДЖЕННЯ З ВІДХОДАМИ ВОДОПІДГОТОВКИ (ВАПНЯНИМ ШЛАМОМ) РІВНЕНСЬКОЇ АЕС

Стаття актуалізує питання управління відходами водопідготовки (вапняного шламу) Рівненської АЕС, яких на майданчиках для постійного та тимчасового зберігання відходів утворилося та зберігається понад 250 тисяч тонн. В сучасних реаліях, з набранням чинності Закону України «Про управління відходами» № 2320-ІХ від 20.06.2022 р., гостро стоїть питання ефективного поводження з цими відходами водопідготовки, бо зберігання відходів – утримання відходів на об'єктах збирання, зокрема до їх оброблення, згідно із Законом дозволено протягом не більше одного року з моменту їх утворення.

Розглянуто основні зміни у Законі щодо ієрархії управління відходами, де пріоритетом визначається запобігання утворення відходів, як таких. Наступними за пріоритетністю заходами, після запобігання утворенню, є підготовка відходів до повторного використання, рециклінгу, відновлення та видалення відходів.

Проведений аналіз технологічного процесу утворення вапняного шламу від очищення (освітлення) води, який обґрунтовує його накопичення, що пов'язане насамперед з безперервністю процесів водопідготовки під час виробництва електроенергії та тривалою експлуатацією енергогенеруючого підприємства.

Окремо досліджено нову категорію визначення в Законі України «Про управління відходами» як «побічні продукти», яка була взята з Директиви ЄС № 2008/98/ЄС, згідно з якою, речовини й предмети, що утворюються у процесі виробництва однієї продукції та є придатними для виробництва іншої, визнаються побічними продуктами при виконанні ряду критеріїв. Розглянуто умови, за якими можливо переведення відходу водопідготовки (вапняного шламу) до побічних продуктів.

Актуальність дослідження полягає у значних змінах чинного законодавства в сфері управління відходами та пошуку шляхів поводження з відходами водопідготовки (вапняним шламом) Рівненської

АЕС в реаліях сьогодення.

Ключові слова: вапняний шлам; відходи; виробничий залишок; побічний продукт; управління відходами.

Постановка проблеми. Набрання чинності Закону України «Про управління відходами» (далі – Закону) № 2320-IX від 20.06.2022 р., внесло значні зміни в українську систему управління відходами, власне Україна здійснила гармонізацію законодавства з вимогами Європейського Союзу, сприяючи його наближенню до стандартів ЄС. Закон про управління відходами гармонізує українську систему з європейськими стандартами таким чином: надає визначення різним групам відходів та практикам управління відходами, встановлює ієрархію заходів у сфері управління відходами та регулює здійснення окремих таких заходів, запроваджує розширену систему відповідальності виробника, впроваджує Національний перелік відходів та інформаційну систему управління ними, що значно спростить облік відходів тощо [1].

Найвагомішою частиною Закону є встановлення ієрархії управління відходами (рис. 1), насамперед запобігання їх утворенню та спрямування на прискорення євроінтеграційних процесів у сфері захисту довкілля.

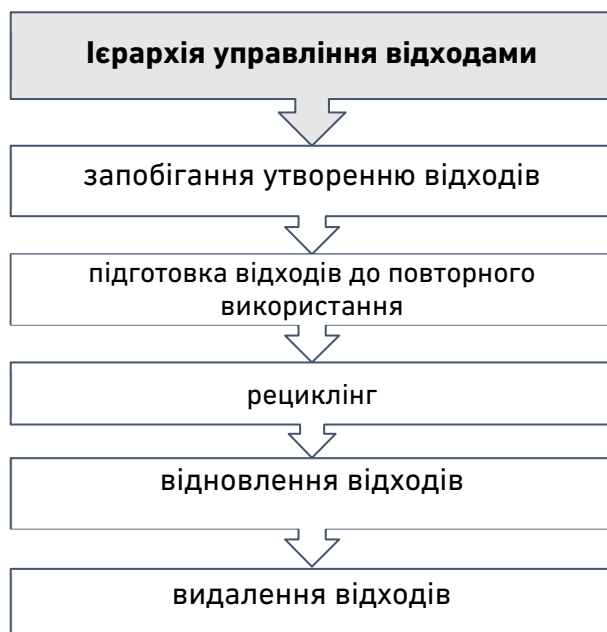


Рис. 1. Ієрархія управління відходами

Крім того, ієрархія управління відходами, запропонована статтею 4 Закону України «Про управління відходами» [2], також дублює підходи ЄС. Першим пріоритетом в системі управління визначається запобігання утворенню відходів як таких. Для досягнення цього пропонується цілий ряд заходів, що включає і загальне зменшення утворення відходів, що є непридатними для відновлення; перехід на більш довговічну та ресурсоефективну продукцію; і заохочення сталого виробництва та споживання, і проведення інформаційних кампаній, і створення пунктів приймання відходів продукції для ремонту та підготовки до повторного використання тощо [1]. Наступними за пріоритетністю заходами з управління відходами, після запобігання утворенню, є підготовка відходів до повторного використання, рециклінгу, відновлення відходів та видалення відходів.

Спираючись на нові реалії, актуально розглянути можливі шляхи поводження з відходами великих підприємств, які експлуатуються не одне десятиріччя, в межах діючого Закону.

Як приклад розглянуто енергогенеруюче підприємство «Рівненська АЕС», що є філією – відокремленим підрозділом акціонерного товариства «НАЕК «Енергоатом» (далі – Рівненська АЕС), яке експлуатується понад сорок п'ять років, на майданчиках якого для постійного та тимчасового зберігання відходів утворилося та зберігається понад 250 тисяч тонн відходів водопідготовки.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Одним з видів відходів, який утворюється під час виробництва електроенергії, є вапняний шлам, що утворюється в процесі хімічної водопідготовки води річки Стир на Рівненській АЕС для технічного водопостачання.

Відповідно до Національного переліку відходів він визначений, як шлами від очищення (освітлення) води, код відходу 19.09.02, із зазначеною проєктною потужністю утворення – 20 000 т/рік. Відповідно до додатків 1, 2 Закону, визначені коди операцій – D5 (захоронення на спеціально обладнаних полігонах) та D13 (попередні операції з відходами перед операціями з видалення, у тому числі сортування, дроблення, ущільнення, гранулювання, сушіння, подрібнення, кондиціонування або відокремлення). Сутність зазначеного методу водопідготовки у тому, що за допомогою хімічних реагентів (вапна, флокулянту, коагулянту) та технологічно визначеного водно-хімічного режиму відбувається очищення води р. Стир, яке забезпечує освітлення та пом'якшення води для потреб

Рівненської АЕС.

У результаті осадження домішок у річковій воді утворюється кристалічний осад, який методом відстоювання видаляється з води в грубодисперсному або колоїдному стані у вигляді згущеного шару важкорозчинного карбонату кальцію (CaCO_3) – вапняного шламу (рис. 2). За кількісним складом мікроелементів шлам не відрізняється від природних вапняків.

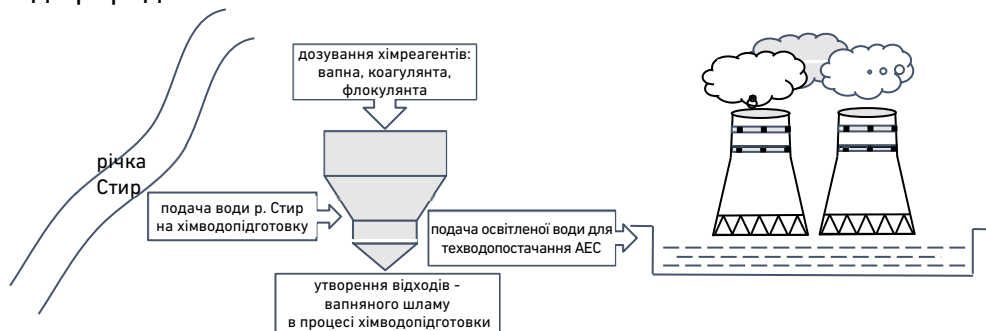


Рис. 2. Утворення вапняного шламу в процесі хімоводоочиснення

Основна кількість утворених на Рівненській АЕС нерадіоактивних відходів від очищення води розміщується в секціях С-1, С-3, С-4, С-6 гідроізольованого шламонакопичувача – споруди з відкритою поверхнею води, яка обвалована дамбою. Всього до системи шламонакопичувача входить шість секцій (секції С-2 та С-5 – для нафтошлами очисних споруд стічної води, забрудненої нафтопродуктами). Проектний обсяг шламонакопичувача складає 226 тис. т [4, С. 89, 92].

За час тривалої експлуатації підприємства і значних обсягів водопідготовки на шламонакопичувачі станом на 2025 рік накопичено понад 200 тис. тонн відходів – шламу від очищення (освітлення) води. Секції шламонакопичувача заповнені шламом, частина яких повністю заросла рогозом, що ускладнює його вилучення з секцій та приведення до стану придатного для використання (рис. 3).



Рис. 3. Шламонакопичувач Рівненської АЕС

Слід зазначити, що з метою підготовки відходів до повторного використання у 2011 році підприємством ініційовано розробку Рівненським інститутом агропромислового виробництва НААН України технічних умов на використання вапняного шламу філії ВП «Рівненська АЕС» в якості меліоранта кислих ґрунтів ТУУ 26.5-00729600-001:2011. У [3, С. 16–17]. наведений склад та властивості відходу: шлам від освітлення води (шлам споруд очищення додаткової води і хімводоочистки), меліорант кислих ґрунтів ТУУ 26.5-00729600-001:2011 (CaO – 70–75%, глинисті частки до 15%; волога 30%; P_2O_5 – 0,095%, K_2O – 0,18%, Na_2O – 0,91%, MgO – 0,21%, Fe_2O_3 – 0,20%, Pb – 32 мг/кг, As – 2 мг/кг, Mn – 1500 мг/кг, Hg – 2,1 мг/кг; рухомих форм: Zn – 23 мг/кг, Cu – 3 мг/кг, Ni – 4 мг/кг, Co – 5 мг/кг, Pb – 6 мг/кг.

Ці технічні умови поширюються на тверді хімічні меліоранти для кислих ґрунтів, що виробляються із вапняного шламу водопідготовки Рівненської АЕС шляхом його висушування до сипкого стану та призначені для проведення хімічної меліорації кислих і забруднених радіонуклідами ґрунтів, поліпшення їх агрохімічних, фізико-хімічних та агроекологічних властивостей, підвищення урожайності сільськогосподарських культур і якості сільськогосподарської продукції, що підтверджено результатами відповідних наукових досліджень, агрохімічних випробувань та виробничих експериментів.

В грудні 2021 року на Рівненській АЕС введено в дослідну експлуатацію лінію зневоднення шламу споруд очищення добавленої води хімічного цеху, що дозволяє оптимізувати та покращити процес поводження із вапняним шламом, утворення якого сягає 20 тисяч тонн у рік [3, С. 17]. Зберігання отриманого в результаті технологічного

процесу зневодненого шламу передбачено на окремому майданчику (рис. 4).



Рис. 4. Майданчик зберігання зневодненого вапняного шламу

Зневоднений шлам, отриманий на лінії зневоднення шламу шляхом пресування вапняного шламу з діючої водопідготовки на фільтр-пресах, відповідає вимогам технічних умов меліоранта кислих ґрунтів ТУУ 26.5-00729600-001:2011.

Мета і завдання дослідження. Для дослідження обране підприємство – Рівненська АЕС, що має понад 250 тисяч тонн відходів вапняного шламу, які утворилися в результаті виробничих процесів водопідготовки за понад сорок п'ять років експлуатації.

Зберігання цих відходів – утримання відходів на об'єктах збирання, зокрема до їх оброблення, згідно із законом дозволено протягом не більше одного року з моменту їх утворення.

Метою та завданням дослідження є пошук шляхів ефективного поводження з відходами водопідготовки (вапняним шламом) Рівненської АЕС, які будуть і надалі утворюватись, в зв'язку з безперервністю процесів виробництва електроенергії, значними обсягами відходів, їх придатності до повторного використання та обмеженням часу утримання (зберігання).

Виклад основного матеріалу дослідження. Спираючись на загальні вимоги до управління відходами, наведені у ст. 13 Закону, власники відходів, які не є суб'єктами господарювання у сфері управління відходами, зобов'язані забезпечувати зберігання відходів у спосіб, що є безпечним для здоров'я людини та навколишнього природного середовища, та передавати відходи суб'єктам господарювання у сфері управління відходами протягом одного року з

моменту їх утворення [2].

З урахуванням необхідності своєчасного вирішення питання управління відходами водопідготовки на підприємстві «Рівненська АЕС», а також зважаючи на значні обсяги їх утворення, доцільним є розгляд альтернативних підходів до поводження з такими матеріалами. Особливу увагу в цьому контексті слід приділити новій правовій категорії – «побічні продукти», запровадженій чинним законодавством.

Відповідно до законодавчих положень, речовини або предмети, що утворюються в процесі виробництва основної продукції та можуть бути використані для виготовлення іншої продукції, визнаються побічними продуктами за умови дотримання низки критеріїв, зокрема: визначеності подальшого застосування, відсутності необхідності у додатковій обробці для такого застосування, безпечності для здоров'я людини та довкілля, а також утворення безпосередньо в межах виробничого процесу [5]. Зазначена правова категорія імплементована до національного законодавства України з Директиви Європейського Союзу 2008/98/ЄС.

Крім того, у «Порядку віднесення речовин або предметів до побічних продуктів», затвердженому постановою Кабінету Міністрів України від 17 листопада 2023 р. № 1214, введено поняття «виробничий залишок», під яким розуміють речовину або предмет, що є результатом виробничого процесу, однак не створюється цілеспрямовано в ході цього процесу [6].

Виробничі залишки можуть бути віднесені до категорії побічних продуктів, а не класифіковані як відходи, за умови одночасного дотримання вимог, визначених частиною першою статті 9 Закону України та «Критеріями віднесення речовин або предметів до побічних продуктів», затвердженими постановою Кабінету Міністрів України від 17 листопада 2023 р. № 1214, які систематизовано та наведено в табл. 1.

Таблиця 1

Умови віднесення виробничих залишків до побічних продуктів
відповідно до законодавства України [6]

№	Критерій	Зміст критерію
1	Визначеність подальшого використання	Подальше використання виробничого залишку є чітко визначеним та підтвердженим, зокрема наявністю договору між утворювачем і кінцевим споживачем. Побічний продукт підлягає реалізації кінцевому споживачу в повному обсязі протягом трьох років з дати подання або граничної дати подання звіту про віднесення виробничих залишків до побічних продуктів; у разі перевищення цього строку матеріал вважається відходами
2	Можливість використання без додаткової обробки	Виробничі залишки можуть використовуватися в тому вигляді, в якому вони утворилися, без спеціальної обробки, за винятком операцій, що належать до нормальної виробничої практики відповідно до галузевих стандартів (фільтрація, промивання, сушіння, зміна розміру і форми, просіювання, змішування, контроль якості тощо), за умови, що такі операції не спрямовані на видалення небезпечних речовин
3	Невід'ємність від виробничого процесу	Утворення виробничих залишків є об'єктивним та неминучим результатом виробничого процесу, без якого здійснення такого процесу є неможливим
4	Відповідність вимогам безпеки та якості	Виробничі залишки відповідають вимогам до продукції, а також вимогам щодо захисту здоров'я людини та охорони навколишнього природного середовища; їх використання не створює загроз для довкілля та здоров'я населення і, у разі необхідності, відповідає положенням відповідних технічних регламентів

Представлені критерії відображають системний підхід законодавця до розмежування понять «відходи» та «побічні продукти» та ґрунтуються на поєднанні правових, технологічних і екологічних вимог. Особливу роль відіграє критерій визначеності подальшого використання, який забезпечує реальність залучення виробничих залишків у господарський обіг та унеможливорює їх накопичення. Не менш важливим є положення щодо відсутності

необхідності у спеціальній обробці, що дозволяє відрізнити побічні продукти від матеріалів, які потребують операцій з видалення небезпечних властивостей. Сукупність наведених критеріїв формує нормативне підґрунтя для практичної реалізації принципів циркулярної економіки та мінімізації утворення відходів, зокрема у технологічно складних галузях промисловості.

Підсумовуючи вимоги встановлених критеріїв, рішення про віднесення виробничих залишків до побічних продуктів приймає виключно утворювач виробничих залишків. Для віднесення виробничих залишків до побічних продуктів утворювач виробничих залишків:

- 1) ухвалює рішення про доцільність віднесення виробничих залишків до побічних продуктів;
- 2) запроваджує систему управління якістю або систему екологічного управління;
- 3) забезпечує відповідність виробничих залишків сукупності умов та сукупності критеріїв віднесення речовин або предметів до побічних продуктів;
- 4) здійснює звітування про виробничі залишки, віднесені до побічних продуктів, як визначено цим Порядком [7].

В процесі пошуку шляхів поводження з відходами водопідготовки Рівненської АЕС слід констатувати, що доцільним є переведення вапняного шламу з категорії відходів (рис. 5) у категорію побічні продукти (рис. 6), що насамперед дасть більше часу на реалізацію заходів з управління відходами.

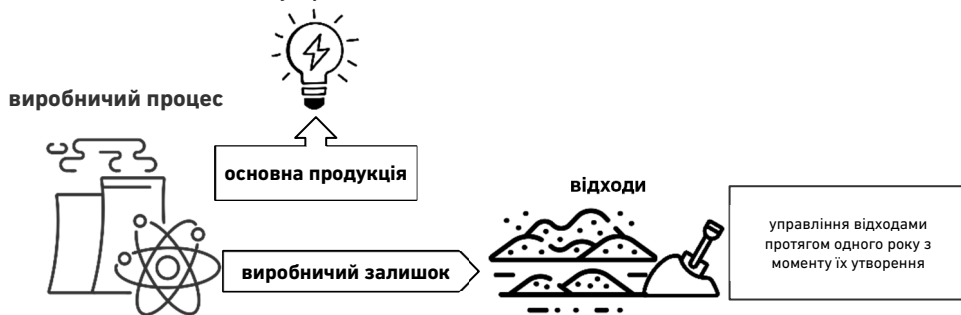


Рис. 5. Діюча схема управління відходами водопідготовки

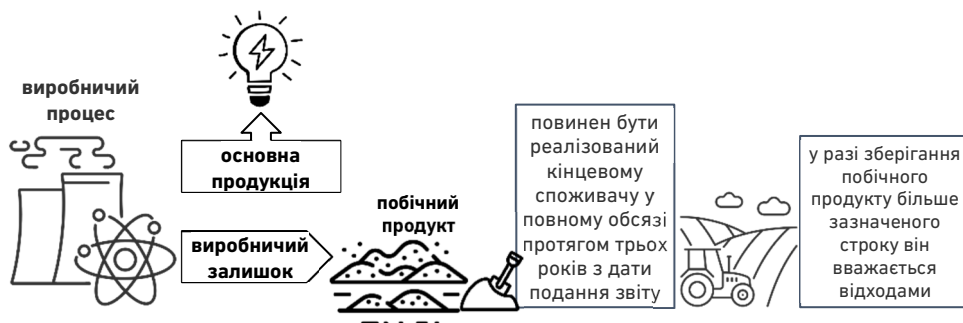


Рис. 6. Схема управління побічними продуктами

Оцінюючи підприємство «Рівненська АЕС» на відповідність встановленим критеріям, необхідно зазначити наступне:

1. На підприємстві визначено подальше використання вапняного шламу як меліоранта кислих ґрунтів, розроблено технічні умови на використання вапняного шламу філії ВП «Рівненська АЕС» ТУУ 26.5-00729600-001:2011, наявний досвід реалізації шламу сільгоспгосподарствам як хімічного меліоранта для кислих ґрунтів [8].
2. Вапняний шлам використовується в тому вигляді, в якому він утворився: для шламу з діючої водопідготовки застосовується фільтрація на фільтр-пресах до стану зневоднення; для шламу, який зберігається в секціях шламонакопичувача можна застосувати природне сушіння (зневоднення) та просіювання від залишків рогозу, що відповідає встановленим критеріям допустимості таких операцій.
3. Вапняний шлам утворюється як невід'ємна складова виробничого процесу водоочищення, тобто виробничий процес не може здійснюватися без його утворення.
4. Вапняний шлам відповідає всім встановленим вимогам до продукції, а також вимогам щодо захисту здоров'я людей і охорони навколишнього природного середовища.

З метою комплексної оцінки зовнішніх чинників, що впливають на ефективне поводження з відходами водопідготовки (вапняним шламом) Рівненської АЕС, застосовано PESTEL-аналіз. Цей інструмент дозволяє систематизувати політико-правові, економічні, соціальні, технологічні, екологічні та правові аспекти управління виробничими залишками з урахуванням вимог чинного законодавства, принципів циркулярної економіки та цілей сталого розвитку.

Таблиця 2

PESTEL-аналіз ефективного поводження з відходами водопідготовки
(вапняним шламом) Рівненської АЕС

Фактор	Характеристика впливу
Р – Політико-правові	Запровадження в законодавстві України категорії «побічні продукти», гармонізованої з Директивою 2008/98/ЄС; тимчасове відтермінування дії постанови КМУ № 1214 в умовах воєнного стану
Е – Економічні	Зниження витрат на захоронення відходів; формування вторинного ресурсу та доданої вартості; економічна доцільність використання локального меліоранта в аграрному секторі
S – Соціальні	Підвищення рівня екологічної та соціальної відповідальності підприємства; позитивний вплив на аграрні регіони Західного Полісся; необхідність забезпечення суспільної довіри до безпечності техногенних матеріалів
T – Технологічні	Наявність технологій зневоднення, сушіння та підготовки вапняного шламу; науково підтверджена ефективність застосування як хімічного меліоранта; потреба у постійному контролі якості
Е – Екологічні	Зменшення обсягів утворення та накопичення відходів; зниження антропогенного навантаження на довкілля; покращення агроекологічного стану кислих і радіаційно забруднених ґрунтів; відповідність принципам сталого розвитку та циркулярної економіки
L – Правові	Необхідність дотримання вимог законодавства у сфері управління відходами, охорони земель та радіаційної безпеки; розроблення та застосування технічних умов і систем управління якістю

Результати PESTEL-аналізу свідчать про наявність сприятливих передумов для впровадження ефективної моделі поводження з вапняним шламом Рівненської АЕС, зокрема шляхом його переведення до категорії побічних продуктів. Ключовими перевагами є зменшення екологічного навантаження, підвищення ресурсоефективності та покращення агроекологічного стану ґрунтів. Водночас визначальними умовами практичної реалізації залишаються дотримання регуляторних вимог, забезпечення контролю якості й безпечності матеріалу та використання перехідного

періоду для формування стратегічних рішень у сфері управління відходами відповідно до принципів сталого розвитку та циркулярної економіки.

Висновки. З огляду на викладене, доцільним є використання перехідного періоду для формування та обґрунтування довгострокової політики управління відходами водопідготовки Рівненської атомної електростанції, орієнтованої на досягнення Цілей сталого розвитку ООН, зокрема ЦСР 6 «Чиста вода та належні санітарні умови», ЦСР 9 «Промисловість, інновації та інфраструктура», ЦСР 12 «Відповідальне споживання та виробництво» та ЦСР 13 «Боротьба зі зміною клімату». Формування такої політики має ґрунтуватися на принципах екологічної відповідальності, ресурсоефективності та впровадження найкращих доступних практик управління ресурсами відповідно до підходів циркулярної економіки, що передбачає мінімізацію утворення відходів, повторне використання матеріалів та зниження екологічного навантаження на довкілля протягом усього життєвого циклу продукції.

У цьому контексті одним із потенційно ефективних напрямів управління матеріальними потоками є переведення відходів водопідготовки (вапняного шламу) Рівненської АЕС до категорії побічних продуктів за умови дотримання встановлених законодавством критеріїв. Застосування зазначеного підходу відповідає концепції циркулярної економіки, оскільки створює передумови для залучення вторинних матеріалів у господарський обіг та зменшення обсягів захоронення відходів. Крім того, віднесення виробничих залишків до побічних продуктів надає підприємству додатковий часовий ресурс для реалізації комплексних управлінських і технологічних заходів у сфері поводження з відходами, а саме до трьох років з дати подання звіту про їх віднесення до побічних продуктів, а також додатково до одного року у разі зберігання таких матеріалів понад визначений строк із подальшим переведенням їх у статус відходів.

Водночас необхідно враховувати обмеження щодо набрання чинності постанови Кабінету Міністрів України від 17 листопада 2023 р. № 1214, відповідно до положень якої зазначений нормативно-правовий акт вводиться в дію через шість місяців після припинення або скасування правового режиму воєнного стану в Україні. У зв'язку з цим процедура, передбачена Порядком віднесення речовин або предметів до побічних продуктів, на теперішній час фактично не

застосовується на практиці. З урахуванням зазначеного, доцільним є використання наданого перехідного періоду для розроблення стратегічних рішень у сфері управління відходами водопідготовки Рівненської АЕС, зокрема шляхом формування відповідної політики підприємства з урахуванням вимог чинного та перспективного законодавства, європейських екологічних стандартів і принципів корпоративної соціальної відповідальності. Такий підхід сприятиме інтеграції підприємства у сучасні європейські управлінські та екологічні практики й підвищенню рівня його сталого розвитку.

1. Загальний огляд євроінтеграційного Закону України «Про управління відходами». URL: <https://sk.ua/uk/zagalnij-oglyad-ievrointegracijnogo-zakonu-ukraini-pro-upravlinny-vidhodami/> (дата звернення: 18.09.2025). **2.** Про управління відходами : Закон України від 20.06.2022 р. № 2320-IX. **3.** Підприємство Філія «ВП «Рівненська АЕС» АТ «НАЕК «Енергоатом». *Звіт з оцінки впливу на довкілля*. 2025. С. 16–17. **4.** Звіт з оцінки впливу на довкілля майданчика ВП «Рівненська АЕС». Кн. 2. *Загальна характеристика Рівненської АЕС. Відходи виробництва / НТ-Інжиніринг*. Друга редакція. 2018. С. 89–92. **5.** Директива 2008/98/ЄС Європейського парламенту і Ради від 19 листопада 2008 р. про відходи та скасування деяких директив. **6.** Порядок віднесення речовин або предметів до побічних продуктів : Постанова Кабінету Міністрів України від 17.11.2023 р. № 1214. **7.** Критерії віднесення речовин або предметів до побічних продуктів : Постанова Кабінету Міністрів України від 17.11.2023 р. № 1214. **8.** Нефінансовий звіт / ДП «НАЕК «Енергоатом». 2019. С. 139.

REFERENCES:

1. Zahalnyi ohliad yevrointehratsiinoho Zakonu Ukrainy «Pro upravlinnia vidkhodamy». URL: <https://sk.ua/uk/zagalnij-oglyad-ievrointegracijnogo-zakonu-ukraini-pro-upravlinny-vidhodami/> (data zvernennia: 18.09.2025). **2.** Pro upravlinnia vidkhodamy : Zakon Ukrainy vid 20.06.2022 r. № 2320-IX. **3.** Pidpriiemstvo Filii «VP «Rivnenska AES» AT «NAEK «Enerhoatom». *Zvit z otsinky vplyvu na dovkillia*. 2025. S. 16–17. **4.** Zvit z otsinky vplyvu na dovkillia maidanchyka VP «Rivnenska AES». Kn. 2. *Zahalna kharakterystyka Rivnenskoj AES. Vidkhody vyrobnytstva / NT-Inzhynirynh*. Druha redaktsiia. 2018. S. 89–92. **5.** Dyrektyva 2008/98/leS Yevropeiskoho parlamentu i Rady vid 19 lystopada 2008 r. pro vidkhody ta skasuvannia deiakykh dyrektyv. **6.** Poriadok vidnesennia rehovyn abo predmetiv do pobichnykh produktiv : Postanova Kabinetu Ministriv Ukrainy vid 17.11.2023 r. № 1214. **7.** Kryterii vidnesennia rehovyn abo predmetiv do pobichnykh produktiv : Postanova Kabinetu Ministriv Ukrainy vid 17.11.2023 r. № 1214. **8.** Nefinansovyi zvit / DP «NAEK «Enerhoatom». 2019. S. 139.

Yaroshchuk O. V. [1; ORCID ID: 0000-0002-1145-5049],
Post-graduate Student,
Pryshchepa A. M. [1; ORCID ID: 0000-0001-5096-9088],
Doctor of Agricultural Sciences, Professor

¹National University of Water and Environmental Engineering, Rivne

WAYS OF DEALING WITH WATER TREATMENT WASTE (LIME SLUDGE) FROM THE RIVNE NUCLEAR POWER PLANT

This article highlights the issue of waste management from water treatment (lime sludge) at the Rivne Nuclear Power Plant, where more than 250,000 tons of waste have been generated and are stored at permanent and temporary waste storage sites. In the current situation, with the entry into force of the Law of Ukraine “On Waste Management” No. 2320-IX of June 20, 2022, the issue of effective management of these water treatment wastes is acute, because waste storage – the retention of waste at collection facilities, including until its treatment – is permitted by law for no more than one year from the moment of its formation.

The main changes in the Law regarding the waste management hierarchy were considered, where the priority is to prevent the generation of waste as such. The next priority measures, after prevention of generation, are the preparation of waste for reuse, recycling, recovery, and disposal.

An analysis of the technological process of lime sludge formation from water purification (clarification) was conducted, which justifies its accumulation, primarily due to the continuity of water treatment processes during electricity generation and the long-term operation of the power-generating enterprise.

A new category defined in the Law of Ukraine “On Waste Management” as “by-products” was studied separately. It was taken from EU Directive No. 2008/98/EU, according to which substances and objects that are formed in the process of producing one product and are suitable for the production of another are recognized as by-products when a number of criteria are met. The conditions under which it is possible to transfer water treatment waste (lime sludge) to by-products are considered.

The relevance of the study lies in the significant changes in the current legislation in the field of waste management and the search for ways to handle water treatment waste (lime sludge) from the Rivne NPP in today's reality.

Keywords: lime sludge; waste; production residue; by-product; waste management.

Отримано: 21 жовтня 2025 року
Прорецензовано: 26 жовтня 2025 року
Прийнято до друку: 28 листопада 2025 року

ЗМІСТ

Бедункова О. О., Борщевська І. М., Турчин Я. П.	Біомоніторинг генотоксичних ефектів в урбанізованих екосистемах 3
Бедункова О. О., Ціпан Ю. Р.	Просторово-часова мінливість біорізноманіття ґрунтової мезофауни на різних лісових ділянках 17
Веремеєнко С. І., Гущук В. І., Фурман В. М.	Аналіз результатів радіологічного контролю ґрунтів та сільськогосподарської продукції на Рівненщині 32
Гриб Й. В., Ковальчук С. В., Калько А. Д.	Вилучення сапропелю як елемент відродження агроекології старіючих озер Західного Полісся 47
Гриб Й. В., Троцюк В. С., Ковальчук С. В., Войтишина Д. Й.	Очищення та утилізація стічних вод тваринницьких комплексів в агроекосистемах 57
Змієвська О. Г.	Аналіз впливу галузі тваринництва на навколишнє середовище 82
Клименко Л. В.	Аналіз та оцінка рівня забруднення атмосферного повітря м. Рівне 92
Клименко М. О., Варжель О. В., Рабешко Я. І.	Порівняльна характеристика вмісту мікроелементів в сіні різнотрав'я вищого на різних типах ґрунтів зони лісостепу України 106
Клименко М. О., Статник І. І., Вознюк Н. М., Ліхо О. А.	Індекс біогенного забруднення річки Прип'ять як інструмент моніторингу просторово-часових змін гідроекосистеми . 119

Клименко М. О., Степаненко М. А.	Використання хлорели для очищення водних об'єктів та покращення їх екологічного стану	130
Крамаренко І. В., Копій Л. І., Копій С. Л. ¹ , Клименко О. М.	Імплементація вимог регламенту (ЄС) 2023/1115eudr ("Eu deforestation regulation") в Україні	143
Микитин І. С., Шершун М. Х., Прищеп А. М.	Модель підготовки фахівців з агроекології у Франції та перспективи її впровадження в Україні	156
Мошинський В. С., Вознюк С. А.	Управління балансом гумусу в короткоротаційній сівозміні малих фермерських господарств Західного Лісостепу	168
Польовий В. М., Фурманець М. Г., Лук'яник М. М.	Ефективність вирощування пшениці озимої залежно від способів обробітку ґрунту та використання удобрення соломи	180
Прищеп А. М., Самчук В. М.	Актуальні світові підходи до моніторингу міських зелених насаджень	190
Солодка Т. М., Крайна М. А., Опанасюк Д. В.	Динаміка морфологічних та біохімічних показників рослин кукурудзи на початкових етапах росту за різного типу удобрення	201
Солодка Т. М., Ященко Л. А., Олійник О. О.	Модифікація онтогенезу <i>Helicoverpa Armigera</i> в умовах зміни клімату як основа адаптивної системи прецизійного захисту для Західного Полісся	211

Суходольська І. Л.	Фітопланктон як природний індикатор екологічного стану, зони ризику та стійкості озера Задовже (Нобельський національний природний парк)	226
Ткачук С. О., Олійник О. О., Кучерова А. В.	Оцінка впливу норм висіву на реалізацію потенціалу сої культурної різних сортів	244
Ярощук О. В., Прищепя А. М.	Шляхи поводження з відходами водопідготовки (вапняним шламом) Рівненської АЕС	253

CONTENT

Biedunkova O. O., Borshchevska I. M., Turchyn Ya. P.	Biomonitoring of Genotoxic Effects in Urbanized Ecosystems	3
Biedunkova O. O., Tsipan Yu. R.	Spatial-temporal Variability of Soil Mesofauna Biodiversity in Different Forest Plots	17
Veremeienko S. I., Hushchuk V. I., Furman V. M.	Analysis of Radiological Control Results of Soils and Agricultural Products in the Rivne Region ...	32
Hryb Y. V., Kovalchuk S. V., Kalko A. D.	Sapropel Extraction as an Element of Revival of the Agroecology of Aging Lakes of Western Polissia	47
Hryb Y. V., Trotsiuk V. S., Kovalchuk S. V., Voityshyna D. Y.	Treatment and Disposal of Wastewater from Livestock Complexes in Agro-Ecosystems	57
Zmiiivska O. H.	Analysis of the Impact of the Animal Husbandry Industry on the Environment	82
Klymenko L. V.	Analysis and Assessment of the Atmospheric Air Level of Pollution in Rivne	92
Klymenko M. O., Varzhel O. V., Rabeshko Ya. I.	Microelement Content in Mixed-Grass Hay Grown on Forest-Steppe Soils	106
Klymenko M. O., Statnyk I. I., Vozniuk N. M., Likho O. A.	Biogenic Pollution Index of the Pripjat River as a Tool for Monitoring Spatial-Temporal Changes in the Hydro Ecosystem	119

Klymenko M. O., Stepanenko M. A.	Use of <i>Chlorella</i> (<i>Chlorella</i> spp.) For the Remediation of Aquatic Systems and Improvement of Their Ecological Status	130
Kramarenko I. V., Kopii L. I., Kopii S. L., Klymenko O. M.	Implementation of the Requirements of Regulation (EU) 2023/1115eudr ("EU Deforestation Regulation") in Ukraine	143
Mykityn I. S., Shershun M. Kh., Pryshchepa A. M.	Model of Training of Specialists in Agroecology in France and Prospects of Its Implementation in Ukraine	156
Moshynskyi V. S., Vozniuk S. A.	Humus Balance Management in Short-Rotation Crop Systems of Small Farming Enterprises in the Western Forest-Steppe of Ukraine	168
Polovyi V. M., Furmanets M. H., Lukianyk M. M.	Efficiency of Winter Wheat Growing Depends on the Methods of Soil Cultivation and the Use of Straw Fertilizer	180
Pryshchepa A. M., Samchuk V. M.	Current Global Approaches to Monitoring Urban Green Spaces	190
Solodka T. M., Kraina M. A., Opanasiuk D. V.	Dynamics of Morphological and Biochemical Indicators of Corn Plants at the Initial Stages of Growth Under Different Types of Fertilizers	201
Solodka T. M., Yashchenko L. A., Oliinyk O. O.	Modification of <i>Helicoverpa Armigera</i> Ontogenesis Under Climate Change as a Basis for an Adaptive Precision Protection System in Western Polissia	211
Sukhodolska I. L.	Phytoplankton as a Natural Indicator for Ecological State, Risk Zone and Resilience of Lake Zadovzhe (The Nobel National Nature Park)	226

Tkachuk S. O., Oliinyk O. O., Kucherova A. V.	Assessment of the Impact of Seeding Rates On the Realization of the Soybean Different Varieties Potential	244
Yaroshchuk O. V., Pryshchepa A. M.	Ways of Dealing with Water Treatment Waste (Lime Sludge) From the Rivne Nuclear Power Plant	253

Наукове видання

ВІСНИК
Національного університету водного
господарства та природокористування

Збірник наукових праць

Випуск 4(112)

Сільськогосподарські науки

Комп'ютерна верстка
Технічний редактор
Літературний редактор

Галина Сімчук
Галина Сімчук
Ольга Якимчук

Друкується в авторській редакції

Підписано до друку 28.11.2025 р. Формат 70×100¹/₁₆.
Ум.-друк. арк. 15,9. Обл.-вид. арк. 17,6.
Тираж 150 прим. Зам. № 5679.

Видавець і виготовлювач
Національний університет
водного господарства та природокористування
вул. Соборна, 11, м. Рівне, 33028.

Свідоцтво про внесення суб'єкта видавничої справи до
державного реєстру видавців, виготівників і розповсюджувачів
видавничої продукції РВ № 31 від 26.04.2005 р.