

ПРИРОДООРІЄНТОВАНІ ТЕХНОЛОГІЇ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД ВІД НІТРОГЕНВІСНИХ СПОЛУК З ВИКОРИСТАННЯМ ШТУЧНИХ ВОДНО-БОЛОТНИХ УГІДЬ У БАСЕЙНІ Р. ПІВДЕННИЙ БУГ

Мандебура С.В.¹, Латуша Д.Р.², Кватернюк С.М.², Петрук В.Г.², Шевченко В.О.²

¹Уманський державний педагогічний університет імені Павла Тичини,
вул. Садова, 2, 20300, м. Умань

²Вінницький національний технічний університет
вул. Хмельницьке шосе, 95, 21021, м. Вінниця

У статті обґрунтовано впровадження природоорієнтованих рішень для очищення стічних вод та відновлення гідрологічного режиму в басейні річки Південний Буг. Проаналізовано сучасний гідрохімічний стан річки, який характеризується значним антропогенним тиском з боку комунальних підприємств та сільського господарства, що призводить до значного перевищення ГДК за сполуками азоту. Високий вміст органічних речовин та нітрогенвісних сполук призводить до дефіциту кисню та інтенсивної евтрофікації річкових екосистем. Запропоновано технологічну схему гібридної системи штучних водно-болотних угідь, що поєднує вертикальні та горизонтальні підповерхневі потоки для забезпечення повного циклу нітрифікації та денітрифікації. Визначено оптимальні біоагенти для фітореMediaції: полікультуру очерету (*Phragmites australis*) і рогозу (*Typha*) для основного етапу очищення та ряску малу (*Lemna minor*) для фінального доочищення, що дозволяє досягти ефективності видалення азоту та фосфору до 97%. Крім того, використано спеціалізовані реактивні субстрати для селективної адсорбції амонію та хімічного осадження сполук фосфору, що дозволяє підтримувати стабільно високу якість очищення навіть у періоди сезонного зниження температури. За допомогою математичного моделювання доведено, що впровадження ШВБУ забезпечує аугментацію базового стоку малих річок через прямий скид очищених вод та інфільтрацію в ґрунтові горизонти, що збільшує водність у межений період на 18%. Розроблене програмне забезпечення дозволяє адаптувати параметри очисних споруд до конкретних гідрологічних умов, що робить технологію ефективним інструментом для сталого управління водними ресурсами малих громад. Запропонована технологія є економічно вигідною та екологічно безпечною альтернативою традиційним методам очищення, що сприяє досягненню «доброго» екологічного стану водних ресурсів регіону. *Ключові слова*: штучні водно-болотні угіддя, природоорієнтовані рішення, нітрогенвісні сполуки, фітореMediaція, аугментація стоку, гібридні системи очищення, екологічна безпека, забруднення, антропогенний вплив.

Nature-based technologies for wastewater treatment from nitrogen-containing compounds using artificial wetlands in the Southern Bug River basin. Mandebura S., Latusha D., Kvaterniuk S., Petruk V., Shevchenko V.

The article substantiates the implementation of nature-based solutions for wastewater treatment and the restoration of the hydrological regime within the Southern Bug River basin. The study analyzes the current hydrochemical state of the river, which is characterized by significant anthropogenic pressure from municipal utilities and agriculture, leading to substantial excursions above the Maximum Permissible Concentrations (MPC) for nitrogen compounds. High concentrations of organic matter and nitrogen-bearing compounds result in oxygen depletion and intensive eutrophication of river ecosystems. A technological design for a hybrid constructed wetland system is proposed, integrating vertical and horizontal subsurface flows to ensure a complete nitrification-denitrification cycle. Optimal bioagents for phytoremediation were identified: a polyculture of common reed (*Phragmites australis*) and cattail (*Typha*) for the primary treatment stage, and common duckweed (*Lemna minor*) for final polishing. This configuration achieves nitrogen and phosphorus removal efficiencies of up to 97%. Furthermore, specialized reactive substrates are utilized for the selective adsorption of ammonium and chemical precipitation of phosphorus, maintaining consistently high treatment performance even during seasonal temperature decreases. Through mathematical modeling, it is demonstrated that the implementation of constructed wetlands ensures the augmentation of baseflow in small rivers via direct discharge of treated effluent and infiltration into groundwater aquifers, increasing water discharge during low-flow periods by 18%. The developed software allows for the adaptation of treatment plant parameters to specific hydrological conditions, establishing this technology as an effective tool for the sustainable water management of small communities. The proposed technology represents a cost-effective and environmentally sound alternative to conventional treatment methods, contributing to the achievement of “good” ecological status for the region’s water resources. *Key words*: constructed wetlands, nature-based solutions, nitrogen-containing compounds, phytoremediation, streamflow augmentation, hybrid treatment systems, environmental safety, pollution, anthropogenic impact.

Постановка проблеми та актуальність дослідження. Басейн річки Південний Буг є однією з ключових гідрологічних систем України, що забезпечує водними ресурсами значну частину Вінницької області та суміжних регіонів. Проте сучасний екологічний стан річки та її приток викликає занепо-



коєння через значне антропогенне навантаження. Основними джерелами забруднення є комунальні підприємства, сільське господарство та промисловість [1]. Моніторинг якості води фіксує систематичне перевищення гранично допустимих концентрацій (ГДК) по розчиненому кисню, органічних речовинах (ХСК, БСК) та, що особливо критично, по нітрогенвмісних сполуках (азот амонійний, нітрити, нітрати) [1]. Надходження цих біогенних елементів у водні екосистеми спричиняє процес евтрофікації, порушує кисневий режим та призводить до деградації біорізноманіття.

Ситуація ускладнюється змінами клімату та масовим осушенням природних водно-болотних угідь у минулому столітті, що призвело до зниження водності малих річок та втрати їхньої здатності до самоочищення. Традиційні очисні споруди часто є застарілими, енергоємними та економічно обтяжливими для малих громад. У цьому контексті світова практика, зокрема країн Європейського Союзу, орієнтується на впровадження природоорієнтованих рішень (Nature-based Solutions – NbS) [2].

Використання штучних водно-болотних угідь (ШВБУ) або біоплато є перспективним напрямом для децентралізованого очищення стічних вод. Такі системи поєднують фізичні, хімічні та біологічні процеси (зокрема фітореMediaцію вищими водними рослинами) для ефективного видалення забрудників. Гібридні системи ШВБУ, що комбінують вертикальні та горизонтальні потоки, здатні забезпечити високу ефективність нітрифікації та денітрифікації, що є критичним для видалення азоту. Враховуючи необхідність імплементації Водної рамкової директиви ЄС та досягнення «доброго» екологічного стану водних масивів, розробка та адаптація технологій ШВБУ для умов басейну Південного Бугу є надзвичайно актуальним науково-практичним завданням.

Мета роботи полягає в обґрунтуванні та розробці природоорієнтованої технології очищення стічних вод від нітрогенвмісних сполук та відновлення гідрологічного режиму малих річок басейну Південного Бугу шляхом впровадження штучних водно-болотних угідь.

Для досягнення поставленої мети необхідно вирішити такі основні **завдання**:

- проаналізувати сучасний гідрохімічний стан річки Південний Буг та структуру джерел забруднення в межах досліджуваного регіону, з акцентом на баланс біогенних елементів (азоту та фосфору);

- дослідити ефективність фітореMediaції різними видами вищих водних рослин (зокрема, *Phragmites australis*, *Typha*, *Lemna minor*) та обґрунтувати вибір біоагентів для видалення іонів амонію, нітратів та нітритів зі стічних вод;

- розробити технологічну схему гібридної системи штучних водно-болотних угідь, що поєднує зони з вертикальним та горизонтальним потоком для

забезпечення процесів нітрифікації-денітрифікації, а також підібрати оптимальні фільтруючі субстрати;

- створити математичну модель роботи очисного комплексу для визначення необхідної площі ШВБУ та прогнозування динаміки зниження концентрацій забруднюючих речовин;

- оцінити вплив запропонованої технології на відновлення водності малих річок через механізми аугментації базового стоку та поповнення ґрунтових вод очищеними стоками.

Для досягнення мети дослідження використано такі методи: системний аналіз та узагальнення наукового досвіду щодо проектування гібридних штучних водно-болотних угідь; аналіз даних моніторингу гідрохімічного стану басейну Південного Бугу для ідентифікації ключових чинників антропогенного навантаження; критичний огляд сучасних світових тенденцій у розвитку природоорієнтованих рішень та фітореMediaційних технологій; аналітичне моделювання кінетики процесів нітрифікації-денітрифікації за допомогою математичного апарату для розрахунку проектних параметрів очисних споруд; а також гідрологічне прогнозування на основі методу водного балансу для оцінки потенціалу аугментації базового стоку малих річок та поповнення ґрунтових вод.

Виклад основного матеріалу. Басейн річки Південний Буг у межах Вінницької області займає близько 62% її території (16400 км²) та зазнає значного антропогенного тиску, зумовленого давнім господарським освоєнням, високою розораністю земель та урбанізацією [1]. Водні ресурси річки інтенсивно використовуються для промислового, комунального водопостачання, зрошення та енергетики. Основними водоспоживачами в регіоні є КП «Вінницяоблводоканал» (21–26% від загального обсягу), підприємства енергетики (15–18%) та агропромисловий комплекс (зокрема, птахівництво – 4–5%).

Аналіз скидів стічних вод свідчить про домінування точкових джерел забруднення комунального походження. За даними 2018 року, у поверхневі водні об'єкти області було скинуто 65,55 млн. м³ стічних вод, з яких 0,988 млн. м³ класифікуються, як забруднені (недостатньо очищені або неочищені). Структурно основним джерелом забруднених стоків є комунальне господарство, на яке припадає 99% від загального обсягу таких скидів, тоді як на промисловість – лише 1%. Ключовими забруднювачами, що формують гідрохімічний режим річки, є водоканали міст області, а також агропромислові об'єкти та підприємства харчової промисловості [1].

Сучасний гідрохімічний стан річки Південний Буг характеризується критичним порушенням балансу біогенних елементів, що є головним чинником евтрофікації водойм. Моніторинг якості води фіксує систематичні перевищення гранично допустимих концентрацій (ГДК) за сполуками азоту та органічними речовинами:

Ситуація з азотним забрудненням є загрозою. Зафіксовано перевищення ГДК по нітратах (NO_3^-) у 22,4 раза, по нітритах (NO_2^-) – у 18,3 раза, та по амонійному азоту – у 4,5 раза. У абсолютному вимірі річний обсяг надходження цих сполук зі стічними водами становить: нітратів – 499 т, амонійного азоту – 51 т, нітритів – 42 т.

Річне надходження фосфатів у водні об'єкти регіону оцінюється у 42,54 т. Хоча сполуки фосфору часто є лімітуючим фактором «цвітіння» води і такі обсяги скидів створюють передумови для інтенсивного розвитку синьо-зелених водоростей.

Високий вміст органіки підтверджується перевищенням нормативів за показниками БСК повне (біохімічне споживання кисню) у 2,5 раза та ХСК (хімічне споживання кисню) у 2,4 раза. Це призводить до дефіциту кисню у воді, концентрація якого перевищує допустимі норми відхилення у 2,2 раза.

Окрім біогенних елементів, у річковій воді фіксуються значні концентрації специфічних забруднювачів: сульфатів (перевищення ГДК у 11,9 раза), хлоридів (у 8 разів), нафтопродуктів (у 6 разів) та важких металів (мідь – у 50 разів, марганець – у 10 разів). Значний внесок у забруднення роблять дифузні джерела, зокрема сільськогосподарські угіддя. Змив мінеральних добрив призводить до насичення водонесних горизонтів нітратами, що підтверджується моніторингом води у шахтних криницях, де вміст нітратів перевищує норми на 40–52 % проб у різних районах області.

Аналіз показує, що існуючі системи очищення стічних вод, особливо комунальні, не забезпечують належного видалення нітрогенвмісних та фосфорвмісних сполук. Питома вага проб води, що не відповідають санітарно-хімічним нормам у джерелі водопостачання (р. Південний Буг), сягає 93%. Це зумовлює нагальну необхідність впровадження природоорієнтованих технологій, таких як штучні водно-болотні угіддя, здатних ефективно видалити біогенні елементи та відновлювати екологічний потенціал річкового басейну.

Фіторемедіація базується на здатності вищих водних рослин (ВВР) вилучати, трансформувати та акумулювати забруднюючі речовини з водного середовища [10]. У контексті очищення стічних вод ВВР виконують кілька ключових функцій: фільтраційну (осадження завислих часток), поглинальну (абсорбція біогенних елементів), накопичувальну (металів та стійкої органіки) та окислювальну (збагачення води киснем через фотосинтез) [3]. Крім того, коренева система рослин створює сприятливе середовище (ризосферу) для розвитку мікроорганізмів, які забезпечують процеси нітрифікації та мінералізації органічних речовин [4].

Для умов басейну річки Південний Буг, з урахуванням кліматичних особливостей та складу стічних вод, найбільш перспективними є такі види макрофітів:

– очерет звичайний (*Phragmites australis*) вважається найбільш ефективним для основних стадій очищення, особливо у системах з підповерхневим потоком. Очерет формує розвинену кореневу систему, що проникає глибоко у субстрат, забезпечуючи киснем аеробні зони, необхідні для окислення амонію, та стабілізує фільтруючий шар [3, 5]. Він також демонструє високу стійкість до токсичних впливів та здатність до видалення фенолів та ПАР.

– рогіз (*Typha latifolia*, *Typha angustifolia*) ефективний у системах біоплато завдяки своїй потужній біомасі та здатності до акумуляції важких металів у кореневій системі, що запобігає їх повторному виходу у воду. У комбінації з очеретом, рогіз сприяє створенню різноманітних мікрозон (аеробних та анаеробних), що є критичним для проходження повного циклу перетворення азоту: від амоніфікації до денітрифікації [6].

– ряска мала (*Lemna minor*) демонструє виняткову ефективність на етапі глибокого доочищення води від розчинених сполук азоту та фосфору. Асиміляційний потенціал ряски за азотом становить 2,4 гN/(кг·доб). Експериментальні дані підтверджують ефективність видалення іонів амонію ($NH_4^+NO_3^-$) на рівні 97,3%, що перевищує показники інших занурених рослин. Ряска здатна видалити до 96,7% фосфатів зі стічних вод, що робить її незамінною для запобігання евтрофікації. Потенціал поглинання нітратів (NO_3^-) складає 0,34 г/(кг·доб). Важливою умовою використання ряски є регулярне вилучення біомаси, що дозволяє фізично видалити забруднення з екосистеми та запобігти вторинному забрудненню.

Враховуючи необхідність досягнення нормативів ГДК по нітрогенвмісних сполуках, доцільним є впровадження комбінованої схеми фіторемедіації:

– Для основного блоку очищення (біоплато інфільтраційного типу) рекомендується використання полікультури очерету звичайного (*Phragmites australis*) та рогозу (*Typha*). Очерет забезпечить стабільну гідравлічну провідність субстрату та базове видалення органіки і азоту, тоді як рогіз посилить акумуляцію супутніх важких металів та стабілізацію мулу.

– Для блоку доочищення (ставки з вільною водною поверхнею) обґрунтованим є вибір ряски малої (*Lemna minor*). Вибір зумовлений її високою швидкістю росту та специфічною здатністю до швидкого поглинання нітратів та фосфатів безпосередньо з водної товщі, що дозволяє знизити концентрацію загального азоту до 40 мг/л і нижче, а фосфору – до 1 мг/л, забезпечуючи високу якість води перед скидом у річку Південний Буг.

Враховуючи гідрохімічний стан басейну р. Південний Буг, що характеризується високим вмістом біогенних елементів, застосування монокомпонентних систем є недостатнім для досягнення нормативів скиду. Традиційні системи з горизонтальним потоком працюють переважно в анаеробних умовах

і ефективно видаляють органіку, але мають обмежену здатність до нітрифікації. Системи з вертикальним потоком, завдяки пульсуючому режиму подачі води, забезпечують належну аерацію та нітрифікацію, але слабку денітрифікацію.

Для забезпечення повного циклу видалення азоту пропонується впровадження гібридної системи штучних водно-болотних угідь (ШВБУ), що поєднує переваги обох типів потоків. Така схема дозволяє реалізувати процеси одночасної нітрифікації та денітрифікації, значно підвищуючи ефективність очищення навіть при низьких температурах [7].

Технологічна схема гібридного комплексу включає два послідовні ступені очищення із системою рециркуляції:

– перший ступінь – модуль вертикального підповерхневого потоку, коли стічні води подаються на поверхню модуля в пульсуючому режимі. Проходячи крізь ненасичений шар завантаження, вода збагачується киснем, що створює умови для життєдіяльності аеробних нітрифікуючих бактерій (*Nitrosomonas*, *Nitrobacter*). Основна функція першого ступеня – це окислення амонійного азоту до нітратів та розкладання органічних речовин.

– другий ступінь – модуль горизонтального підповерхневого потоку. При цьому вода з першого модуля надходить у зону з постійним рівнем насичення, де створюються аноксичні або анаеробні умови. Основна функція другого ступеня – це денітрифікація або відновлення нітратів до газоподібного азоту за участі гетеротрофних бактерій.

Стандартні субстрати (гравій, пісок, щебінь) виконують здебільшого функцію механічної фільтрації та носія для біоплівки, проте їхня сорбційна ємність щодо фосфору та амонію швидко вичерпується. Для умов басейну Південного Бугу пропонується використання спеціалізованих реактивних матеріалів. Рекомендується додавання шару природного цеоліту у завантаження першого модуля. Цеоліт володіє високою ємністю катіонного обміну, що дозволяє селективно адсорбувати іони амонію. Це особливо важливо в періоди пікових навантажень або зниження температури, коли біологічна нітрифікація сповільнюється. Адсорбований амоній згодом поступово окислюється біоплівкою (біорегенерація цеоліту). Оскільки видалення фосфору є лімітуючим фактором для площі споруди, доцільно облаштувати окрему фільтраційну касету або вихідну зону другого модуля, заповнену доменним шлаком, кальцитом або іншими матеріалами з високим вмістом кальцію, заліза чи алюмінію. Механізм видалення базується на хімічному осадженні фосфатів та їх адсорбції на поверхні матеріалу. Такий підхід дозволяє ефективно видаляти фосфор, запобігаючи евтрофікації річок. У зоні денітрифікації доцільно додавати органічні матеріали (тріска, солома) для забезпечення джерела вуглецю, необхідного для повного відновлення нітратів.

Модель складається з двох взаємопов'язаних блоків: блоку розрахунку кінетики видалення забруднювачів (для визначення площі споруди) та гідрологічного блоку (для оцінки водного балансу та впливу на відновлення водності річки) [8].

Необхідна площа дзеркала води (A_{req}) для зниження концентрації конкретного забруднювача визначається за формулою:

$$A_{req} = -\frac{Q_{ww}}{k_A} \cdot \ln\left(\frac{C_e - C^*}{C_i - C^*}\right), \quad (1)$$

де Q_{ww} – середньодобова витрата стічних вод, що надходять до системи ($\text{м}^3/\text{добу}$);

C_i – концентрація забруднювача на вході (мг/л);

C_e – цільова концентрація забруднювача на виході (відповідно до нормативів ГДК для басейну Південного Бугу) (мг/л);

C^* – фонові концентрації забруднювача, яка залишається у воді через внутрішні біологічні процеси розкладання біомаси (мг/л);

k_A – площинний коефіцієнт швидкості реакції першого порядку (м/добу), який характеризує інтенсивність розкладання конкретної речовини.

Оскільки кліматичні умови Вінниччини характеризуються сезонними змінами, коефіцієнт швидкості реакції k_A коригується залежно від температури води (T):

$$k_T = k_{20} \cdot \theta^{(T-20)}, \quad (2)$$

де k_{20} – константа швидкості при 20°C ;

θ – температурний коефіцієнт (зазвичай 1,03–1,06 для біологічних процесів).

Це дозволяє прогнозувати зниження ефективності очищення в зимовий період та передбачати необхідний запас площі.

Проектна площа всього комплексу (A_{total}) визначається за забруднювачем, що вимагає найбільшої площі для очищення [9]:

$$A_{total} = \max(A_{req,BCK}, A_{req,TN}, A_{req,TP}). \quad (3)$$

Для блоків доочищення з використанням плаваючих рослин, які плануються як частина комплексу, модель враховує асиміляційний потенціал рослин. Баланс видалення азоту (m_N) розраховується як:

$$m_N = A_R \cdot S_{plant} \cdot t, \quad (4)$$

де A_R – асиміляційний потенціал ряски (для умов регіону приймається $2,4 \text{ гN}/(\text{кг} \cdot \text{добу})$);

S_{plant} – площа покриття рослинами.

Для оцінки впливу очисних споруд на відновлення гідрологічного режиму малих річок використовується рівняння водного балансу:

$$Q_{ww} = Q_{effluent} + Q_{ET} + Q_{recharge}, \quad (5)$$

де $Q_{effluent}$ – об'єм очищеної води, що скидається безпосередньо в русло річки;

Q_{ET} – втрати на випаровування та транспірацію рослинами (залежить від площі A_{total} та клімату);

$Q_{recharge}$ – об'єм води, що інфільтрується через ложе біоплато (при використанні систем без повної гідроізоляції або через спеціальні фільтраційні поля), поповнюючи ґрунтові води.

Підсумкова аугментація (збільшення) базового стоку річки (Q_{River_new}) визначається сумою прямого скиду та відкладеного живлення через ґрунтові води:

$$Q_{River_new} = Q_{River_natural} + Q_{effluent} + Q_{recharge} \quad (6)$$

Запропонована модель дозволяє не лише розрахувати геометричні параметри споруди для досягнення нормативів ГДК, але й кількісно оцінити внесок очисних споруд у підтримку водності річок басейну Південного Бугу в меженний період. Параметри та вихідні дані математичної моделі роботи очисного

комплексу на основі штучних водно-болотних угідь для визначення необхідної площі та прогнозування динаміки зниження концентрацій забруднюючих речовин наведено у табл. 1. На основі наведеної математичної моделі авторами складено програмне забезпечення на Python адаптоване для використання на Google Colab, що впроваджено для використання у навчальному процесі студентів Вінницького національного технічного університету за спеціальностями E2 – Екологія та G2 – Технології захисту навколишнього середовища. Результати моделювання очисного комплексу на основі ШВБУ, вибору необхідної площі ШВБУ та прогнозування динаміки зниження концентрацій забруднюючих речовин наведено у табл. 2. та на рис. 1.

Таблиця 1

Параметри та вихідні дані моделі

Основні параметри забруднювачів			
БСК			
k_{20}	константа швидкості при 20°C	0,15	
θ	температурний коефіцієнт	1,04	
C_i	концентрація забруднювача на вході	50,0	мг/л
C_e	цільова концентрація забруднювача на виході (відповідно до нормативів ГДК)	6,0	мг/л
C^*	фонова концентрація	2,0	мг/л
Зальний азот			
k_{20}	константа швидкості при 20°C	0,05	
θ	температурний коефіцієнт	1,05	
C_i	концентрація забруднювача на вході	45,0	мг/л
C_e	ГДК	2,0	мг/л
C^*	фонова концентрація	1,0	мг/л
Загальний фосфор			
k_{20}	константа швидкості при 20°C	0,03	
	температурний коефіцієнт	1,03	
C_i	концентрація забруднювача на вході	8,0	мг/л
C_e	ГДК	3,5	мг/л
C^*	фонова концентрація	0,05	мг/л
Параметри моделі річки			
Q_{ww}	витрата стічних вод	500	м ³ /добу
T_{water}	середня температура води	18	°C
$Q_{river\ nat}$	природний стік річки	1200	м ³ /добу
Параметри фіторе mediaції (Lemna minor)			
A_R	асиміляційний потенціал	2,4	г N/(кг·добу)
Biomass density	густина біомаси ряски на поверхні	0,6	кг/м ²
t_{period}	період розрахунку	30	дів
Гідрологічні коефіцієнти			
ET coeff	Коефіцієнт евапотранспірації	0.006	м/добу
recharge coeff	Коефіцієнт інфільтрації	0.002	м/добу

Результати моделювання очисного комплексу на основі ШВБУ

Показник	Значення	Одиниці
Необхідна площа	41720,7	м ²
Лімітуючий фактор	загальний азот	
Видалено азоту рослинами за міс.	1802,33	кг N
Скид очищеної води	166,2	м ³ /добу
Інфільтрація	83,4	м ³ /добу
Втрати на випаровування	250,3	м ³ /добу

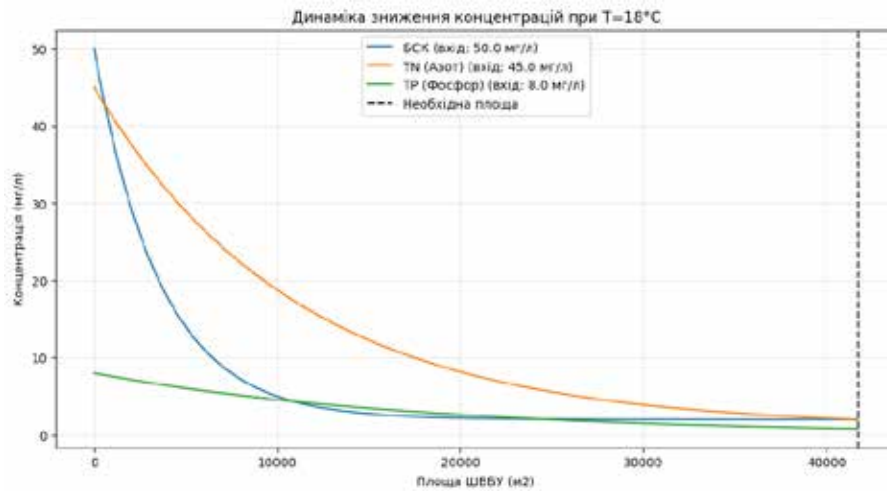


Рис. 1. Визначення необхідної площі ШВБУ та прогнозування динаміки зниження концентрацій забруднюючих речовин

Вплив на водність річок реалізується через два взаємопов'язані механізми:

– пряма аугментація стоку ($Q_{effluent}$). Скид високоякісних очищених стічних вод, що відповідають екологічним нормативам, безпосередньо у русло, що є критично важливим джерелом живлення річки в посушливі періоди.

– поповнення ґрунтових вод ($Q_{recharge}$). Інфільтрація частини очищеної води через проникні шари фільтруючого завантаження біоплато або через спеціально облаштовані зони поглинання (інфільтраційні басейни). Це сприяє підживленню водоносних горизонтів, які, у свою чергу, забезпечують стабільний підземний стік у річку (базовий стік) [2].

Для кількісної оцінки впливу впровадження системи ШВБУ на водний режим малої річки використано модель водного балансу. Загальний об'єм стічних вод (Q_{ww}), що надходить на очищення, розподіляється на очищений стік, втрати на випаровування (Q_{ET}) та поповнення ґрунтових вод ($Q_{recharge.net}$):

$$= Q_{effluent} + Q_{ET} + Q_{recharge.net} \quad (7)$$

Втрати на евапотранспірацію (Q_{ET}) залежать від площі дзеркала води, виду вищих водних рослин та кліматичних умов регіону. Результуюча вод-

ність річки (Q_{River_new}) після впровадження технології визначається як сума природного стоку ($Q_{River_natural}$) та компонентів аугментації:

$$Q_{River_new} = Q_{River, natural} + Q_{effluent} + Q_{recharge.net} \quad (8)$$

Розрахунки, виконані на основі розробленої математичної моделі для типового об'єкта в басейні Південного Бугу (з добовим об'ємом стічних вод 1000 м³/добу та природним базовим стоком річки-приймача 5000 м³/добу в меженний період), демонструють значний позитивний вплив технології. Встановлено, що при забезпеченні нормативного очищення від азоту та фосфору, система здатна забезпечити загальну аугментацію базового стоку ($Q_{TotalBFA}$) на рівні 900 м³/добу. Це включає 700 м³/добу прямого очищеного стоку та 200 м³/добу, що надходять через механізм поповнення ґрунтових вод.

Такий обсяг додаткового живлення дозволяє збільшити водність малої річки в критичний мало-водний період на 18,0%. Це підтверджує, що впровадження ШВБУ є не лише заходом екологічної безпеки, але й ефективним інструментом управління кількісними показниками водних ресурсів, що підвищує стійкість річкових екосистем до кліматичних змін [2].

Важливою умовою застосування механізму інфільтрації є гарантована якість очищення води перед її потраплянням у водоносний горизонт. Запропонована гібридна схема очищення (поєднання вертикальних та горизонтальних потоків) забезпечує видалення нітрогенвмісних сполук та патогенних організмів, що мінімізує ризики забруднення підземних вод, які є стратегічним ресурсом питного водопостачання Вінницької області. Кероване поповнення водоносних горизонтів виступає як буфер, що згладжує пікові навантаження та забезпечує довготривалу гідрологічну стабільність басейну.

Висновки. У роботі обґрунтовано доцільність та ефективність впровадження природоорієнтованих технологій для вирішення комплексної проблеми забруднення водних ресурсів та дефіциту водності в басейні річки Південний Буг. Аналіз гідрохімічного стану річки Південний Буг виявив значне антропогенне навантаження, зумовлене переважно скидами комунальних підприємств та дифузним забрудненням від сільського господарства. Для умов регіону найбільш перспективною технологією є використання гібридних штучних водно-болотних угідь (ШВБУ), що поєднують модулі з вертикальним та горизонтальним підповерхневим потоком. Моделювання показує, що така система здатна забезпечити видалення загального азоту на рівні 90–97%. Вибір рослин-біоагентів є критичним для ефективності системи. *Phragmites australis* (очерет) та *Typha* (рогоз) забезпечують стабільну роботу фільтруючого шару

та видалення органіки, тоді як використання плаваючих рослин, зокрема *Lemna minor* (ряска мала), у ставках доочищення дозволяє ефективно вилучати нітрати та фосфати з ефективністю до 97,3% та 96,7% відповідно. Лімітуючим фактором для площі споруд є видалення сполук фосфору, що вимагає застосування спеціалізованих сорбційних матеріалів.

Перспективи використання результатів дослідження. Запропонована технологія вирішує не лише проблему якості води, але й сприяє відновленню гідрологічного режиму малих річок. Математичне моделювання підтвердило, що скид очищених стоків у поєднанні з керованою інфільтрацією (поповненням водоносних горизонтів) забезпечує суттєву аугментацію (підживлення) базового стоку річки в межений період. Це підвищує стійкість річкового басейну до кліматичних змін та посух. Впровадження ШВБУ є економічно вигідною альтернативою традиційним енергоємним очисним спорудам для малих громад та децентралізованих об'єктів, оскільки вимагає менших експлуатаційних витрат та не потребує висококваліфікованого персоналу. Крім того, створення водно-болотних угідь сприяє відновленню біорізноманіття та формуванню зеленої інфраструктури регіону. Таким чином, інтеграція гібридних біоплато в систему управління водними ресурсами басейну Південного Бугу є необхідним кроком для досягнення «доброго» екологічного стану вод відповідно до вимог Водної рамкової директиви ЄС та забезпечення сталого водокористування в регіоні.

Література

1. Звіт про стратегічну екологічну оцінку Стратегії збалансованого регіонального розвитку Вінницької області на період до 2027 року / Вінниця : BOA. URL: https://www.vin.gov.ua/images/doc/vin/ODA/ogoloshenia/Zvit_SEO.pdf (дата звернення: 18.12.2025).
2. Каталог природоорієнтованих рішень в управлінні водними ресурсами в країнах Східного партнерства. Відень, Австрія : Консорціум «Європейський Союз для довкілля: управління водними ресурсами та екологічні дані», 2024. 107 с. URL: https://eu4waterdata.eu/images/pdf/Translation/EU4ENVWaterData_NbSCatalogue-water-EaP_UKR_final.pdf (дата звернення: 18.12.2025).
3. Rybalova O., Bryhada O., Ilinskyi O., Bondarenko O., Zolotarova S. Phytoremediation methods for wastewater treatment. *Danish Scientific Journal*. 2020. № 41. P. 10-12.
4. Hu H., Li X., Wu S., Yang C. Sustainable livestock wastewater treatment via phytoremediation: Current status and future perspectives. *Bioresource Technology*, 2020. Vol. 315, 123809. DOI: 10.1016/j.biortech.2020.123809.
5. Du L., Chen Q., Liu P., Zhang X., Wang H., Zhou Q., Xu D., Wu Z. Phosphorus removal performance and biological dephosphorization process in treating reclaimed water by Integrated Vertical-flow Constructed Wetlands (IVCWs). *Bioresour Technol.*, 2017. Vol.243. P. 204-211. DOI: 10.1016/j.biortech.2017.06.092.
6. Barco A., Borin M. Treatment performance and macrophytes growth in a restored hybrid constructed wetland for municipal wastewater treatment. *Ecological Engineering*, 2017. Vol. 107. P. 160-171. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2017.07.004.
7. Mena J., Rodriguez L., Nuñez J., Fernández F. J., Villaseñor J. Design Of Horizontal And Vertical Subsurface Flow Constructed Wetlands Treating Industrial Wastewater. *WIT Transactions on Ecology and the Environment*, 2008. Vol. 111. P. 555-564. DOI: 10.2495/WP080551.
8. Subsurface Flow Constructed Wetlands For Wastewater Treatment: A Technology Assessment. Washington, D.C. : United States Environmental Protection Agency, Office of Water., 1993. 82 p. URL: <https://pages.mtu.edu/~nurban/classes/ce4505/fall11/Projects/EPAdocument.pdf> (дата звернення: 18.12.2025).
9. Wastewater Technology Fact Sheet: Wetlands: Subsurface Flow. Washington, D.C. : United States Environmental Protection Agency, Office of Water., 2000. 9 p. URL: https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-06/documents/wetlands-subsurface_flow.pdf (дата звернення: 18.12.2025).
10. Kvaterniuk S.M., Petruk V.G., Frolov V.F., Onyschuk V.E., Wojcik W., Pawlowski L., Smailova S., Kalizhanova A. Restoration Of The Southern Bug River Ecosystem By Removing The Biomass Of Higher Water Plants. *International Journal of Conservation Science*. 2021. Vol. 12. Special Issue 1. P. 755-764. http://ijcs.ro/public/IJCS-21-56_Kvaterniuk.pdf.

Дата першого надходження статті до видання: 12.01.2026

Дата прийняття статті до друку після рецензування: 25.02.2026

Дата публікації (оприлюднення) статті: 13.04.2026