

# ECOLOGY AND NOOSPHEROLOGY

ISSN 1726-1112 (Print)  
ISSN 2310-4309 (Online)  
Ecol. Noospher., 36(2), 129–137  
doi: 10.15421/032516

## Phytoplankton as an indicator of the level of eutrophication of rivers in industrial regions of the steppe zone of Ukraine

Ye. A. Chubchenko\*, N. L. Hubanova\*\*

\**Bogdan Khmelnytsky Melitopol State Pedagogical University, Zaporizhzhia, Ukraine*

\*\**Dnipro State Agrarian and Economic University, Dnipro, Ukraine*

### Article info

Received 29.10.2025

Received in revised form

08.11.2025

Accepted 19.11.2025

*Bogdan Khmelnytsky Melitopol State Pedagogical University, vul. Naukovoho mistechka, 59, Zaporizhzhia, 69000, Ukraine. E-mail: yelyzavetach98@gmail.com*

*Dnipro State Agrarian and Economic University, St. Serhiy Efremov, 25, Dnipro, 49600, Ukraine.*

**Chubchenko, Ye. A., Hubanova, N. L. (2025). Phytoplankton as an indicator of the level of eutrophication of rivers in industrial regions of the steppe zone of Ukraine. Ecology and Noospherology, 36(2), 129–137. doi:10.15421/032516**

Small rivers are important components of landscape and aquatic ecosystems and can be considered sensitive indicators of the ecological status of regions. Under conditions of intense anthropogenic impact, particularly in coal mining areas, they undergo significant transformations in their hydrochemical and biological regimes. The coal industry is accompanied by the formation of mine waters, which are characterized by elevated levels of sulfates, chlorides, heavy metals, and other toxic substances. Their discharge into surface water bodies causes an increase in mineralization, a change in the hydrogen index, a decrease in the concentration of dissolved oxygen, and an intensification of eutrophication processes, which negatively affects hydrobionts and the functioning of aquatic ecosystems in general. The aim of this study was to determine the level of eutrophication of rivers in industrial regions of the steppe zone of Ukraine based on an analysis of the structure and abundance of phytoplankton communities. The results of hydrochemical studies have shown that as a result of the mixing of mine and river waters, the hydrogen index decreases from 7.8 to 3.8, the concentration of dissolved oxygen decreases from 7.37 to 3.17 mg/l, and the level of mineralization increases almost fourfold. Such changes create unfavorable conditions for most hydrobionts and contribute to the dominance of pollution-resistant species. The phytoplankton of the studied areas is represented by diatom. The species diversity of phytoplankton is represented by four systematic groups: blue-green (Cyanobacteria), green (Chlorophyta), diatom (Bacillariophyta) and euglenoid (Euglenophyta), the ratio of which varies significantly depending on the type of bottom substrate and the degree of anthropogenic load. The highest abundance of phytoplankton was recorded in sandy areas, while clay biotopes were characterized by minimal average values and the greatest variability of indicators. Silty areas were characterized by relative stability of communities and a high proportion of blue-green algae, which is consistent with the accumulation of organic matter and reduced water exchange. Euglenoid algae reached maximum development in anthropogenically transformed areas, indicating their tolerance to eutrophic and mesosaprobic conditions. The calculation of the saprobity index showed that silty and clayey biotopes belong to the  $\beta$ -mesosaprobic zone, while sandy and rocky areas belong to the  $\alpha$ -mesosaprobic zone, characteristic of water bodies with increased organic pollution and signs of eutrophication. The results confirm the significant impact of coal mining on the ecological state of small rivers and justify the use of phytoplankton indicators as reliable bioindicators of anthropogenic transformation of aquatic ecosystems.

**Keywords:** phytoplankton; bottom biotopes; saprobity; anthropogenic pollution; river of the steppe zone of Ukraine.

## Фітопланктон як показник рівня евтрофікації річки промислових регіонів степової зони України

Є. А. Чубченко, Н. Л. Губанова

\**Мелітопольський державний педагогічний університет імені Богдана Хмельницького, Запоріжжя, Україна*

\*\**Дніпровський державний аграрно-економічний університет, Дніпро, Україна*

У статті представлені результати гідрохімічного та гідроекологічного аналізу річки Лозова, дослідженої на ділянках з різними типами донних субстратів: піщаним, мулистим, глинистим, кам'янистим та антропогенно трансформованим. Установлено, що забруднення шахтними водами спричиняє зниження рН (від 7,8 до 3,8), розчиненого кисню (від 7,37 до 3,17 мг/л) та підвищення мінералізації майже вчетверо, а також призводить до зростання вмісту сульфатів, хлоридів та інших хімічних сполук. Видове

різноманіття фітопланктону представлено чотирма систематичними групами: синьо-зеленими (Cyanobacteria), зеленими (Chlorophyta), діатомовими (Bacillariophyta) та евгленовими (Euglenophyta). Найвища чисельність спостерігається на піщаному та мулистому дні, тоді як глинисте та кам'янисте дно характеризується нижчими показниками розвитку. Коефіцієнт варіації свідчить про високу мінливість чисельності у глинистих і кам'янистих біотопах та стабільність у мулистих і піщаних ділянках. Кластерний аналіз показав, що фітопланктонні угруповання та типи біотопів формують чіткі групи подібності, зокрема антропогенно трансформовані та кам'янисті ділянки мають високу схожість, а глинисте та піщане дно відрізняються найсуттєвіше. Розрахунок індексу сапробності свідчить про різноманітний антропогенний вплив: піщані та кам'янисті ділянки належать до  $\alpha$ -мезосапробної зони з евтрофними ознаками, мулисті та глинисті – до  $\beta$ -мезосапробної зони з помірним органічним забрудненням, антропогенно трансформовані ділянки займають проміжне положення. Отримані результати підкреслюють тісний взаємозв'язок гідрохімічних характеристик, типу донного субстрату та структури фітопланктону, що дозволяє використовувати водні рослини як індикатори стану річкових екосистем.

*Ключові слова:* фітопланктон; донні біотопи; сапробність; антропогенне забруднення; річка степової зони України.

## Вступ

Малі річки є важливим компонентом екосистем та можуть використовуватися як індикатор для визначення стану регіону (Banasić, 2021). Видобуток кам'яного вугілля є однією з ключових галузей гірничої промисловості, що значно впливає на навколишнє природне середовище, зокрема на водні екосистеми (Twumasi, 2024). Вугільні регіони характеризуються інтенсивним техногенним навантаженням, що призводить до зміни фізико-хімічних параметрів поверхневих і підземних водойм, а також до погіршення їх екологічного стану у вигляді підвищення рівня сапробності з подальшою евтрофікацією водойми (Agrawal, 2021; Brabant, 2025). Шахтні води, що скидаються у водойми, містять підвищені концентрації сульфатів, хлоридів, важких металів (Tunncliffe et al., 2025) та інших токсичних речовин, які створюють несприятливі умови для розвитку гідробіонтів (Wiesner-Sękal & Kończak, 2023; Lemessa et al., 2023; Jin et al., 2024; Zhang et al., 2023), серед яких важливим є стан угруповань фітопланктону (Shelyuk & Astahova, 2021).

Забруднення водойм спричинює зниження рівня біорізноманіття, зміну видових домінант серед гідробіонтів, а також порушення функціонування водних екосистем загалом (Imam, 2024; Bănăduc, 2022; Vajrović, 2025; Damseth et al., 2024). Враховуючи зростаюче антропогенне навантаження і глобальні зміни клімату, дослідження гідроекологічного стану водойм у районах видобутку кам'яного вугілля є актуальним напрямом екологічної науки (Juško, 2022; Sanj et al., 2024). Численні дослідження вказують, що видобуток кам'яного вугілля істотно впливає на гідрохімічний склад водойм. Yang (2024) спостерігає значне підвищення концентрації сульфатів, хлоридів та важких металів у водоймах вугільних регіонів, що спричиняє токсичне навантаження на водні організми. Фізичні зміни водойм, такі як ерозія берегів і замулення, посилюються гірничими роботами, що негативно впливає на структуру біотопів і життєві умови гідробіонтів (Hasić & Gasić, 2024; Van et al., 2015; Husen et al., 2024).

Дослідження показують, що скидання шахтних вод призводить до зниження розчиненого кисню, зміни рН і підвищення жорсткості води, що порушує водні екосистеми (Guo et al., 2023). Відзначається зниження чисельності і зміни видового складу безхребетних у забруднених водоймах, що свідчить

про токсичний вплив забруднень (Islam & Huda, 2016). У ході трансформацій водних екосистем зафіксовано зміщення видових домінант у фітопланктоні на користь стійких до забруднень видів та роль макрофітів у водних екосистемах (Javed, 2024; Benalia et al., 2024). Накопичення важких металів у тканинах риб і безхребетних також було підтверджено в роботі Hubanova et al. (2019), що впливає на ланцюги живлення і біобезпеку водних екосистем. Для оцінки гідроекологічного стану водойм у вугільних регіонах застосовують біоіндикатори та індекси біорізноманіття (Khilchevskiy et al., 2020; Damseth et al., 2024).

Проблеми стану водних ресурсів і перспективи їх відновлення у вугільних регіонах розглядає Jiang (2022), наголошуючи на необхідності комплексного моніторингу і природоохоронних заходів. Подібні проблеми описані в міжнародних дослідженнях (Nowak et al., 2018), що свідчить про глобальний характер екологічних викликів, які пов'язані з гірничодобувною діяльністю (Ren & Liu, 2024).

Метою цієї роботи було визначення рівня евтрофікації річок промислових регіонів степової зони України за станом угруповань фітопланктону.

## Матеріали та методи досліджень

Дослідження проводилися влітку 2024 року в умовах річки Лозова (Дніпропетровська область, Україна). Відбір проб здійснювався на 5 ділянках річки, які відрізнялися за своїм природним станом. Відбиралися проби води для гідрохімічного аналізу. Відбір проб фітопланктону здійснювався згідно із загальноприйнятими методиками. Для визначення рівня зв'язків між різними типами біотопів застосовувався кореляційний та кластерний аналіз, чисельність фітопланктону в різних ділянках річок розраховувалася із застосуванням коефіцієнта варіації. Для визначення рівня органічного забруднення досліджених ділянок визначався індекс сапробності.

## Результати досліджень

У результаті гідрохімічного аналізу води досліджених ділянок річки спостерігається змішування шахтних і річкових вод, тому рівень водневого показника може знижуватися з 7,8 до 3,8, що створює кисле середовище. Через забруднення річки шахтовими водами зменшується вміст розчиненого кисню у воді – з 7,37 до 3,17 мг/л,

насиченість води киснем знижується вдвічі, а рівень мінералізації зростає майже у чотири рази. Видобуток кам'яного вугілля активно впливає на екологічний стан усього водного розрізу, а особливо призводить до значного підвищення різних груп солей, серед яких переважають сульфати, хлориди та групи хімічних сполук, що утворюються в результаті діяльності промислових підприємств. Поблизу шахт також спостерігається підвищений уміст пилу, який впливає на трансформаційні процеси водойм та змінює їх фізичні властивості та біологічні процеси в них.

Важливим показником гідроекологічного стану річки є видове різноманіття та чисельність фітопланктону, який представлений чотирма систематичними групами, серед яких є представники відділів – діатомові водорості (Bacillariophyta), зелені водорості (Chlorophyta), синьо-зелені (Cyanobacteria) та евгленові (Euglenales). Фітопланктон річки відрізнявся за чисельністю та біомасою в кожному окремому біотопі (рис. 1).

Аналіз рангових кореляцій Спірмена виявив сильні позитивні зв'язки між більшістю типів донних субстратів, зокрема між піщаними та мулистими ділянками ( $\rho = 1,00$ ), а також між антропогенними та кам'янистими ділянками ( $\rho = 0,90$ ). Помірні зв'язки спостерігалися між антропогенними та піщаними/мулистими ділянками ( $\rho = 0,70$ ). Глинисті ділянки характеризувалися низьким рівнем кореляції з іншими типами дна ( $\rho = 0,10-0,40$ ), що вказує на відмінність їх умов або структури фітопланктонних угруповань. Усі наведені зв'язки є статистично значущими при  $p < 0,05$  (табл. 1).

Найвищий показник чисельності фітопланктону зазначено в біотопі з піщаним дном, що пояснюється властивостями піску. З рис. 1 видно, що інші біотопи річки майже не відрізняються за чисельністю, проте мінімум спостерігається у глинистих ділянках (177,2 кл/л). Слід звернути увагу, що кам'янистий біотоп та біотоп антропогенно навантажений мають майже однаковий рівень чисельності – 223,2 та 209,4 кл/л відповідно.

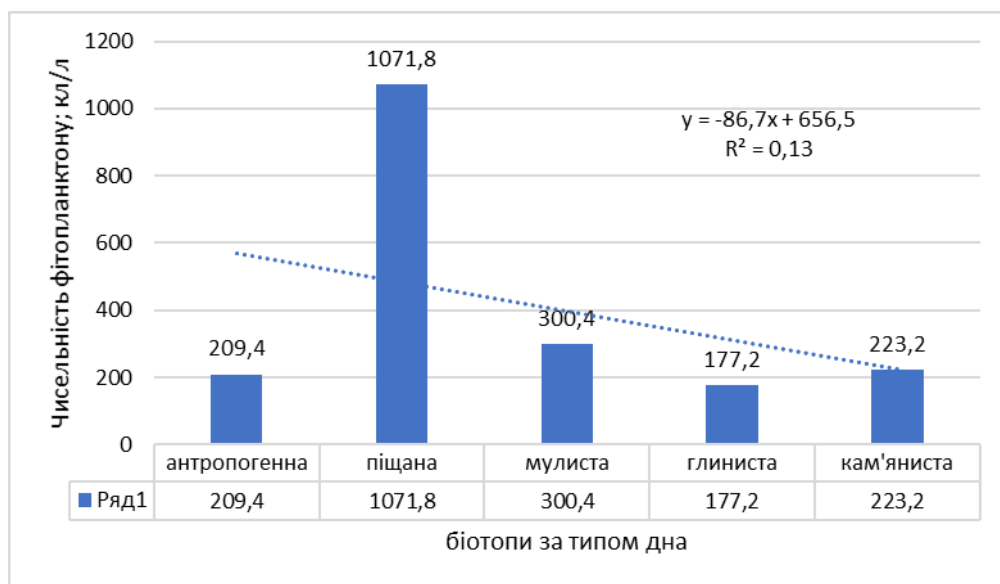


Рис. 1. Чисельність фітопланктону окремих біотопів р. Лозова

Таблиця 1

Кореляційний аналіз екологічного стану досліджуваних біотопів річки Лозова, за Спірменом

Variable	Spearman Rank Order Correlations. Marked correlations are significant at $p < 0,05000$				
	антропог	пісок	мулисте	глинисте	кам'янисте
Антропогенне	1,000000	0,700000	0,700000	0,100000	0,900000
Піщане	0,700000	1,000000	1,000000	0,400000	0,900000
Мулисте	0,700000	1,000000	1,000000	0,400000	0,900000
Глинисте	0,100000	0,400000	0,400000	1,000000	0,300000
Кам'янисте	0,900000	0,900000	0,900000	0,300000	1,000000

Піщані ділянки мали найвищі середні значення (1071,8) та медіану (985), з розкидом від 830 до 1410. Висока дисперсія (50411,2) та стандартне відхилення (224,52) вказують на суттєву варіабельність, а коефіцієнт варіації (20,95 %) – на помірну неоднорідність даних досліджених ділянок. Мулисті ділянки характеризувалися помірним середнім значенням (300,4) і найнижчим коефіцієнтом варіації (14,84 %), що свідчить про найбільшу стабільність показників серед усіх біотопів. Антропогенно змінені

ділянки мали середнє значення (209,4) і порівняно низьку варіабельність ( $CV = 19,17\%$ ). Кам'янисті ділянки демонстрували середнє значення (223,2) з високим коефіцієнтом варіації (41,58 %), що вказує на значну мінливість показників. Глинисті ділянки мали середнє значення (177,2), але відзначалися найбільшою мінливістю серед усіх біотопів ( $CV = 79,87\%$ ), з дуже широким діапазоном – від 73 до 420 (табл. 2).

**Таблиця 2**

Статистичні показники фітопланктону різних типів донного субстрату річки Лозова

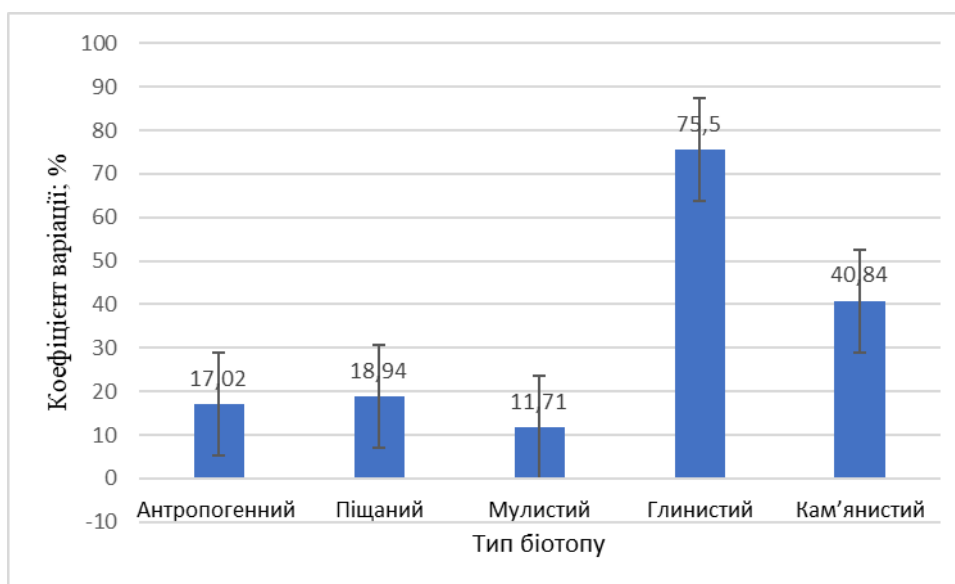
Тип донного субстрату	Середнє	Медіана	Мінімум	Максимум	Дисперсія	Стандартне відхилення	Коефіцієнт варіації	Стандартна похибка
Антропогенний	209,4	202	152	253	1610,8	40,13	19,17	17,95
Піщане дно	1071,8	985	830	1410	50411,2	224,52	20,95	100,41
Мулисте дно	300,4	272	266	354	1989,8	44,57	14,84	19,93
Глинисте дно	177,2	143	73	420	20031,7	141,53	79,87	63,3
Кам'янисте дно	223,2	234	94	348	8613,2	92,81	41,58	41,5

На діаграмі подано коефіцієнт варіації (%) для різних типів біотопів з відповідними стандартними похибками (похибками середнього). Найвищий коефіцієнт варіації спостерігається у глинистому біотопі – близько 75,5 %, що свідчить про високу мінливість показника в цій групі. Другий за величиною коефіцієнт варіації в кам'янистому біотопі – близько 40,84 %. Піщаний та антропогенний біотопи мають подібний коефіцієнт варіації: відповідно 18,94 та 17,02 %. Найменший коефіцієнт варіації в мулистому біотопі – 11,71 %, що вказує на найбільш стабільні або однорідні умови в цій групі. Стандартні похибки відображені вертикальними лініями, що свідчить про варіабельність оцінок коефіцієнта варіації в межах кожного біотопу. У глинистому біотопі стандартна похибка найбільша, що узгоджується з високою мінливістю. Цей графік ілюструє порівняльний рівень варіабельності вимірюваного показника серед різних типів біотопів. Високі значення коефіцієнта варіації свідчать про більшу гетерогенність серед зразків (рис. 2).

Глинисте середовище є найбільш різноманітним, співвідношення чисельності між типами дуже різне відносно інших біотопів, а інші біотопи відносно глинистого середовища представлені більш рівномірно.

На рис. 2 зображено показники коефіцієнта варіації чисельності фітопланктону ділянок за різними типами дна. Коефіцієнт варіації свідчить про значну варіабельність даних. З діаграми видно, що глинисте дно відрізняється найвищим рівнем варіабельності (75,5 %), тоді як мулисте характеризується стабільністю з коефіцієнтом варіації 11,71 %. Достатньо значний коефіцієнт варіації характерний також для угруповань фітопланктону кам'янистого дна та становить приблизно 41 %. Піщана та антропогенна ділянки характеризуються помірним рівнем коефіцієнта варіації фітопланктону – від 17 до 19 %.

У досліджених ділянках річки видове різноманіття фітопланктону представлено слабо, чисельними є синьо-зелені, зелені, діатомові та евгленові водорості. Ці групи сприяють цвітінню

**Рис. 2.** Коефіцієнт варіації фітопланктону в умовах різних біотопів

водоєм у весняний та літній періоди. Весняне цвітіння річки викликається діатомовими водоростями *Melosira* (Bacillariophyceae) та *Microcystis* (Cyanophyta). Ці види водоростей активно сприяють процесу евтрофікації водоєм, здатні змінювати гідрохімічні властивості водного середовища та впливати на стан інших груп гідробіонтів. Найвищий показник чисельності фітопланктону спостерігався в точці 4 (600 тис. кл./м<sup>3</sup>) і найвищий розкид тут становив 512.12. Найбільш стабільними є значення

точок 3 та 5. Слід відмітити, що за показником коефіцієнта варіації варіабельність є значною. Згідно з розрахунками в більшості досліджених ділянок показник чисельності відповідає середньому значенню (табл. 1).

Найвища чисельність синьо-зелених водоростей зафіксована на мулистому дні і становить 440 тис. кл./л. Це узгоджується з літературними даними, згідно з якими мулисте дно багате на органічні речовини, має низький рівень кисню та

слабкий водообмін, що створює ідеальні умови для розвитку Cyanophyta (*Microcystis*, *Aphanizomenon*, *Oscillatoria*). Глинисте дно також демонструє високий рівень синьо-зелених водоростей у кількості 380 тис. кл./л. Глина утримує вологу та органіку, подібно до мулу, сприяючи росту водоростей. Дно з антропогенним навантаженням характеризується чисельністю 360 тис. кл./л. Тут часто спостерігаються процеси евтрофікації, забруднення, що пов'язані з промисловим впливом або впливом каналізованих водойм та відсутністю течії. Пісок не затримує поживних речовин, має добру фільтрацію води й зазвичай вищу прозорість, що менш сприятливо для масового розвитку Cyanobacteria, чисельність їх тут лише 110 тис. кл./л. Каменисте дно відрізняється найнижчою чисельністю, яка становить 40 тис. кл./л, умови тут не дозволяють накопичуватись детриту й поживним речовинам (рис. 3).

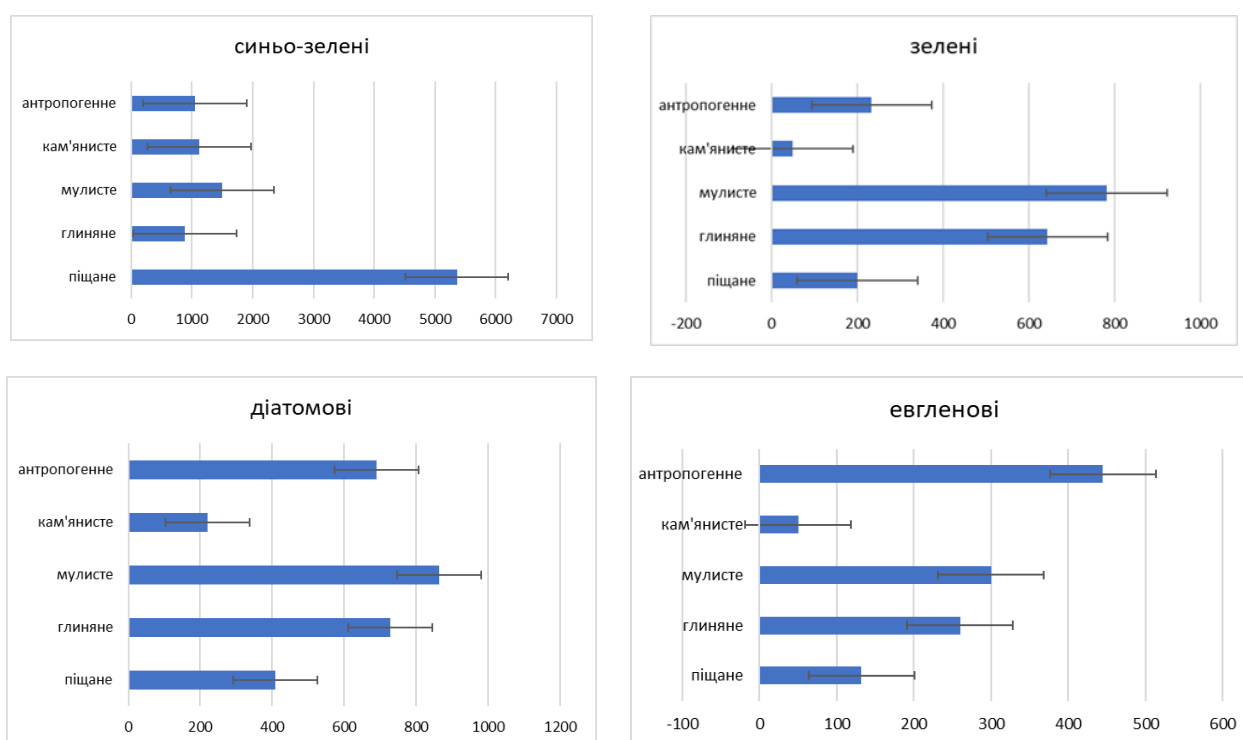


Рис. 3. Чисельність систематичних груп водоростей біотопів р. Лозова

живленню. На кам'янистих ділянках чисельність зелених водоростей була мінімальною (50 тис. кл./л), що ймовірно пов'язано з обмеженими можливостями закріплення клітин та меншою доступністю поживних речовин. Діатомові водорості (*Bacillariophyta*) мали найвищу чисельність на мулистому (864 тис. кл./л) та глинистому (728 тис. кл./л) субстратах, що відповідає їх відомій екологічній перевазі у середовищах із підвищеною концентрацією кремнію та органіки. Найнижчі значення зафіксовано на кам'янистих ділянках (220 тис. кл./л), де обмежені умови для їх осідання. Евгленові водорості (*Euglenophyta*) демонструють чітку залежність від рівня антропогенного впливу: на ділянках із забрудненим дном їх чисельність досягала 445 тис. кл./л, що суттєво перевищує показники для інших типів субстрату. Це узгоджується з літературними даними, згідно з

Аналіз показників чисельності фітопланктону у водоймі свідчить про чіткі відмінності в домінуванні окремих таксономічних груп водоростей залежно від типу субстрату. Синьо-зелені водорості (*Cyanoprokaryota*) характеризуються вираженим переважанням на ділянках із піщаним дном, де їх чисельність сягає 5359 тис. кл./л, що майже у 3,5–6 разів перевищує значення на інших типах субстрату. Це свідчить про особливу адаптованість цієї групи до умов інтенсивної інсоляції та відносно бідного органічними речовинами субстрату, властивого піщаним ділянкам. Найнижчі показники зафіксовано на глинистому дні (886 тис. кл./л), що може бути пов'язано з меншою прозорістю води та зниженими світловими умовами.

Зелені водорості (*Chlorophyta*) демонструють найбільший розвиток на мулистому (782 тис. кл./л) та глинистому (644 тис. кл./л) дні, де акумулюється значна кількість органічної речовини, що сприяє їх

якими представники *Euglenophyta* толерантні до евтрофних і навіть мезосапробних умов, у тому числі підвищеного вмісту органічних речовин та коливань вмісту кисню. Мінімальні значення зареєстровано на кам'янистому дні (50 тис. кл./л). Отримані результати підтверджують, що структура фітопланктону у дослідженій водоймі значною мірою визначається морфологією та фізико-хімічними характеристиками донних відкладів.

На рис. 4 зображено дендрограму кластерного аналізу п'яти типів донних біотопів: антропогенне, кам'янисте, мулисте, глинисте та піщане. Аналіз проведено методом одиничного зв'язку на основі евклідових відстаней. Антропогенне та кам'янисте дно формують найближчу пару за подібністю. До цієї пари приєднується мулисте дно. Глинисте дно формує окрему гілку, що з'єднується з попередніми групами на більшій відстані. Піщане дно є найбільш

віддаленим за характеристиками, приєднуючись на найбільшій відстані кластеризації (~1700–1800 одиниць). Піщане дно виявилось найбільш сприятливим для розвитку масових цвітінь синьо-зелених водоростей, тоді як мул та глина підтримують високу чисельність зелених і діатомових водоростей. Антропогенно трансформовані ділянки формують умови, оптимальні для евгленових водоростей, що можна розглядати як біоіндикатор забруднення.

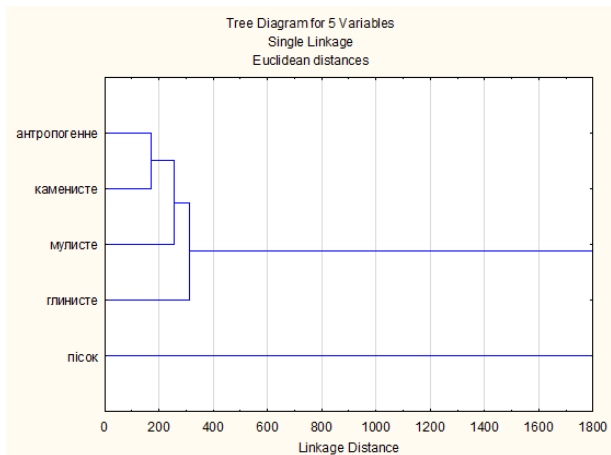


Рис. 4. Кластерний аналіз залежності між типами біотопів

Такий розподіл свідчить про суттєві відмінності у властивостях піщаного дна порівняно з іншими біотопами, тоді як антропогенне й кам'янисте мають найбільшу подібність.

На рис. 5 представлена дендрограма кластерного аналізу п'яти типів донних біотопів: антропогенне, піщане, мулисте, кам'янисте та глинисте дно. Аналіз виконано методом одиничного зв'язку із використанням евклідових відстаней. Установлено, що мулисте та кам'янисте дно мають найвищий рівень подібності і формують найближчу пару кластерів. До цієї групи приєднується піщане дно, а антропогенне знаходиться трохи далі, проте має певну схожість із піщаним. Глинисте дно є найбільш віддаленим за показниками та приєднується до решти груп на найбільшій відстані кластеризації (~450 одиниць). Такий розподіл свідчить, що глинисте дно значно відрізняється за характеристиками, тоді як мулисте та кам'янисте мають найбільшу подібність у структурі розподілу гідробіонтів.

Таблиця 3

Значення індексу сапробності (S) у різних біотопах, їх віднесення до зон сапробності та характеристика якості води

Субстрат	Індекс сапробності (S)	Зона сапробності	Характеристика якості води
Пісок	2,87	α-мезосапробна	Забруднені умови, евтрофікація
Глина	2,33	β-мезосапробна	Помірне органічне забруднення
Мул	2,41	β-мезосапробна	Помірне органічне забруднення
Кам'янисте дно	2,74	α-мезосапробна	Високий рівень органічного навантаження
Антропогенне дно	2,51	β/α перехідна зона	Середній рівень забруднення, комплексний вплив

кам'янистому (2,74) біотопах, що відповідає α-мезосапробній зоні і свідчить про значне органічне навантаження та прояви евтрофікації. У глиняному (2,33) та мулистому (2,41) біотопах визначено β-мезосапробну зону, яка характеризується помірним

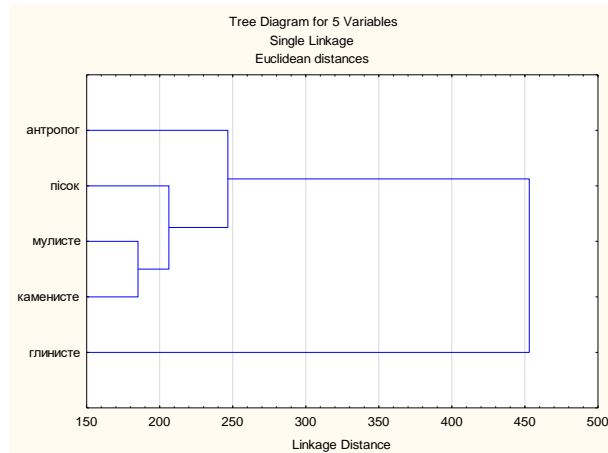


Рис. 5. Кластерний аналіз залежності угруповань фітопланктону від біотопів

Розрахунок індексу сапробності показав, що глинисті (S = 2,33) та мулисті (S = 2,41) біотопи належать до β-мезосапробної зони (рис. 6), що свідчить про помірний рівень органічного забруднення. Натомість піщані (S = 2,87) та кам'янисті (S = 2,74) ділянки відносяться до α-мезосапробної зони, характерної для більш забруднених та евтрофних водойм. Антропогенно трансформовані ділянки (S = 2,51) займають проміжне положення між β- та α-мезосапробними зонами, що відображає складний характер впливу різних типів забруднень. Таким чином, екосистема водойми загалом перебуває у стані від помірного до підвищеного антропогенного навантаження з ознаками евтрофікації в окремих біотопах.

Значення індексу сапробності (S), розрахованого на основі домінуючих груп фітопланктону (синьо-зелених, зелених, діатомових та евгленових водоростей) у різних біотопах водойми, наведено в табл. 3. Показано відповідність досліджених біотопів річки до різних зон сапробності та надано характеристику якості води, що відображає градацію від помірного органічного забруднення (β-мезосапробна зона) до умов із підвищеним антропогенним навантаженням та тенденціями до евтрофікації (α-мезосапробна зона).

Аналіз індексу сапробності в різних біотопах показав, що якість водного середовища відрізняється залежно від типу донних відкладів та рівня антропогенного навантаження. Найвищі значення індексу сапробності зафіксовані в піщаному (2,87) та

органічним забрудненням. Це свідчить про більш стабільний екологічний стан порівняно з піщаним і кам'янистим дном, однак процеси самоочищення все ж відбуваються недостатньо інтенсивно.

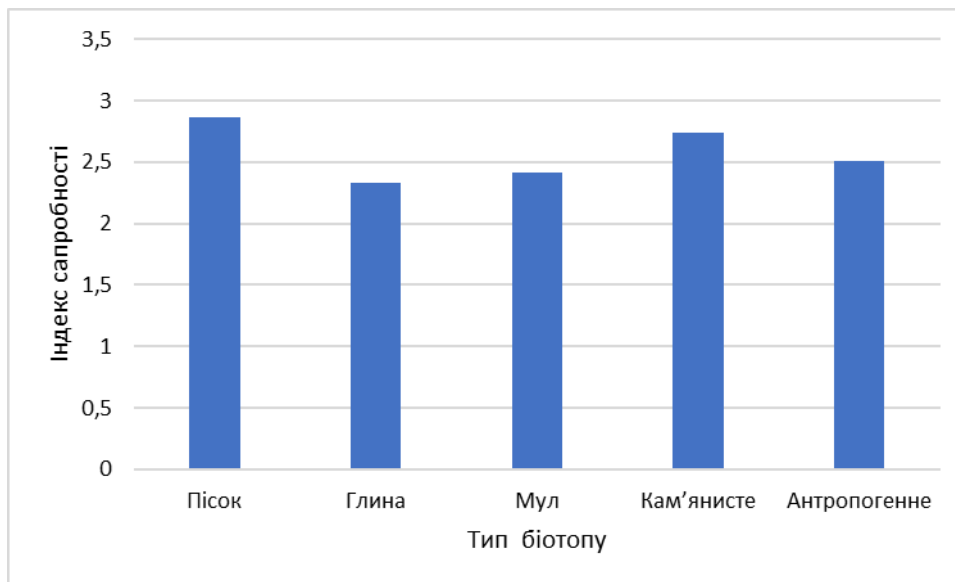


Рис. 6. Індекс сапробності біотопів річки Лозова

Антропогенно трансформований біотоп (2,51) належить до перехідної  $\beta/\alpha$ -мезосапробної зони, що відображає середній рівень органічного забруднення та комплексний характер впливів (скиди стічних вод, регулювання стоку, рекреаційне навантаження тощо). Загалом отримані результати вказують на переважання мезосапробних умов, що характерні для водойм зі значним органічним навантаженням. Просторова диференціація значень індексу свідчить про залежність якості води від типу субстрату та рівня антропогенного впливу.

### Обговорення результатів

Розвиток фітопланктону в малих річках степової зони України суттєво залежить від типу донного субстрату. Найвища чисельність і біомаса водоростей зафіксовані в біотопах із піщаним та мулистим дном, що зумовлено високим рівнем трофності та наявністю значних запасів органічної речовини, придатної для мінералізації. В умовах піщаного дна переважали синьо-зелені водорості (Cyanophyta), які активно розвиваються за підвищеної температури та високої освітленості, що характерно для літнього періоду в степових річках. У мулистих біотопах поряд із синьо-зеленими суттєву частку формували діатомові (Bacillariophyta), що пояснюється кращим забезпеченням біогенними елементами.

Глиняні та кам'янисті біотопи характеризувалися меншою щільністю фітопланктону, що зумовлено меншою акумуляцією органічної речовини та менш сприятливими умовами для закріплення і розвитку водоростей. При цьому в кам'янистих ділянках спостерігалася більша частка зелених водоростей (Chlorophyta), що вказує на відносно чистіші умови середовища. В антропогенно трансформованих біотопах структура фітопланктонних угруповань була зміненою: спостерігалася підвищення ролі еугленових водоростей (Euglenophyta), які є типовими індикаторами органічного забруднення та нестійких гідроекологічних умов. Це свідчить про комплексний характер впливів, до яких, насамперед,

відносяться регулювання стоку, евтрофікація, надходження промислових стічних вод тощо. Евтрофікація водойм пояснюється впливом різноманітних факторів середовища (Santana et al., 2016). Особливо гостро ця проблема виникає в штучних системах, де часто розвивається густе цвітіння евгленітів як наслідок евтрофікації. Під час розкладання органічних відходів утворюються нітрати та фосфати в більшій кількості, що стимулює ріст евгленітів, як це було повідомлено у випадку *T. volvocina* (Singh, 2015).

Загалом результати дослідження підтверджують, що формування фітопланктонних угруповань у малих річках степової зони відбувається під впливом як природних чинників (тип донного субстрату, освітленість, швидкість течії), так і антропогенного навантаження. Просторова мозаїчність донних біотопів зумовлює різний рівень розвитку окремих таксономічних груп, що необхідно враховувати при оцінці екологічного стану водойм та розробці заходів з їх біомоніторингу (Shelyuk, 2022). Додатковим фактором впливу на угруповання фітопланктону є зарості макрофітів (тростина, рогаз), що активно затіняють поверхню води, поглинаючи біогенні речовини та інші мінеральні солі, є потужними антагоністами синьо-зелених водоростей у боротьбі за поживні речовини, проте можуть мати інваріантний характер впливу або шляхом пригнічення їх розвитку і цим усувати шкідливе «цвітіння» води, або навпаки посилювати його. Вищі водні рослини виділяють у зовнішнє середовище біологічно активні речовини, що вбивають мікроорганізми та впливають на чисельність фітопланктону, тому в заростях вищих рослин спостерігається часткова стерилізація води, вони також відіграють роль сорбенту та поглинача, а також активатора та набагато прискорюють самоочищення води навіть від такого стійкого забруднювача, як нафта (Myslène Drevo, 2025; Ronl, 2025).

Малі річки степової зони України є особливо вразливими до впливу зовнішніх чинників, що спричиняють значні зміни в структурі водних екосистем. У переважній більшості випадків

найбільші площі заростей формуються в зонах злиття основного русла річки з її притоками. Навесні ці території тимчасово перетворюються на єдине водоймище внаслідок підйому рівня води, однак у літній період спостерігається активне пересихання, що сприяє суттєву трансформацію берегової лінії. Фітопланктон і вищі водні рослини малих річок степової зони є чутливими індикаторами екологічного стану водойм. Для цих річок характерна тенденція до евтрофікації, що проявляється у домінуванні синьо-зелених водоростей та масовому розростанні макрофітів. Біорізноманіття зберігається, але має виражені зміни під впливом антропогенного навантаження та кліматичних факторів (засушливість, зниження водності).

## Висновки

Гідрохімічний стан досліджених ділянок річки Лозова свідчить про значний вплив шахтних вод на водне середовище. Унаслідок змішування річкових та шахтових вод відбувається зниження рівня рН з нейтральних значень до кислих, що створює стресові умови для водних організмів.

Розвиток та чисельність фітопланктону свідчить про активні процеси евтрофікації та вторинного забруднення водойми. Водночас спостерігається зниження біорізноманіття, що характерно для водойм, які зазнають впливу антропогенних навантажень. Розвиток фітопланктону в малих річках степової зони України чітко відображає рівень сапробності водного середовища. У піщаних і мулистих біотопах висока чисельність синьо-зелених і діатомових водоростей вказує на  $\alpha$ - $\beta$ -мезосапробні умови та підвищений рівень евтрофікації.

Глиняні та кам'яністі ділянки характеризуються меншою загальною біомасою та більшою участю зелених водоростей, що є індикаторами  $\beta$ -мезосапробної зони та відносно чистіших умов. В антропогенно трансформованих біотопах переважають евгленові водорості, які свідчать про нестійкий екологічний стан і комплексне органічне забруднення.

Таким чином, фітопланктонні угруповання можуть ефективно використовуватися як індикатор екологічної якості малих річок, а їх структура відображає як природні гідроморфологічні умови, так і ступінь антропогенного навантаження.

## References

[Agrawal, K.K., Panda, C. and Bhuyan, M.K. \(2021\) Impact of Urbanization on Water Quality. In: Acharya, S. K. and Mishra, D. P., Eds., Current Advances in Mechanical Engineering, Springer, 665–673.](#)  
[Afrad, M. S. I., Monir, M. B., Haque, M. E., Barau, A. A., & Haque, M. M. \(2020\). Impact of industrial effluent on water, soil and Rice production in Bangladesh: a case of Turag River Bank. \*Journal of Environmental Health Science and Engineering\*, 18\(2\), 825–834.](#)  
[Bănăduc, D., Simić, V., Cianfaglione, K., Barinova, S., Afanasyev, S., Ökter, A., et al. \(2022\) Freshwater as a Sustainable Resource and Generator of Secondary Resources in the 21st Century: Stressors, Threats, Risks, Management and Protection Strategies, and Conservation](#)

[Approaches. International Journal of Environmental Research and Public Health](#), 19, Article No. 16570.

[Banasiak, K., Hejduk, L., Krajewski, A., Wasilewicz, M. \(2021\). The intensity of siltation of a small reservoir in Poland and its relationship to environmental changes. \*CATENA\*, 204, 105436.](#)  
[Bajrović, H. B., Tomašević, V. P., Raut, J. D. \(2025\). Analysis of the Impact of Mining Activities on Surface Water Quality – Identification of Key Parameters Through Statistical and Chemical Analysis. \*Polish Journal of Environmental Studies\*, 34\(3\), 2567–2577.](#)  
[Benalia, A., Derbal, K., Amrouci, Z., Baatache, O., Khalfaoui, A., & Pizzi, A. \(2024\). Application of plant-based coagulants and their mechanisms in water treatment: a review. \*Journal of Renewable Materials\*, 12\(4\), 667–698.](#)  
[Brabant, C., Noorbhai, N., Bendixen, M. and Iversen, L. \(2025\). Mapping the Global Impact of Mining Activities on Freshwater Biodiversity to Inform Conservation Priorities. \*Aquatic Conserv: Mar Freshw Ecosyst\*, 35: e70094.](#)  
[Celewicz - Department of Botany, Faculty of Agronomy, Horticulture, and Bioengineering, Poznan University of Life Sciences, Dqbrowskiego 159, 60-594.](#)  
[Damseth, S., Thakur, K., Kumar, R., Kumar, S., Mahajan, D., Kumari, H., Sharma, D., Sharma, A. K. \(2024\). Assessing the impacts of river bed mining on aquatic ecosystems: A critical review of effects on water quality and biodiversity \*HydroResearch\*, 7, 122–130.](#)  
[Guo, Y., Li, G., Wang, L., & Zhang, Z. \(2023\). Hydrochemical Characteristics of Mine Water and Their Significance for the Site Selection of an Underground Reservoir in the Shendong Coal Mining Area. \*Water\*, 15\(6\), 1038.](#)  
[Hasii, O. and Gasii, G. \(2024\). \*IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci.\*, 1348, 012017.](#)  
[Hubanova, N., Horchanok, A., Novitskyi, R., Saponova, V., Kuzmenko, N., Grynevych, N., Prisyazhnyuk, N., Lishchova, M., Slobodeniuk, O., & Demyanyuk, O. \(2019\). Accumulation of radionuclides in Dnipro reservoir fish, \*Ukrainian Journal of Ecology\*, 9\(2\), 227–231.](#)  
[Husen, A. K., Bidira, F., Desta, W. M., & Asaithambi, P. \(2024\). COD, color, and turbidity reduction from surface water using natural coagulants: Investigation and optimization. \*Progress in Engineering Science\*, 1\(2-3\), 100007.](#)  
[Imam, N., El-Shamy, A.S., Abdelaziz, G.S. et al. \(2024\). Influence of the industrial pollutant on water quality, radioactivity levels, and biological communities in Ismailia Canal, Nile River, Egypt. \*Environ Sci Pollut Res\* 31, 26855–26879.](#)  
[Islam, S. M., & Huda, M. E. \(2016\). Water Pollution by Industrial Effluent and Phytoplankton Diversity of Shitalakhya River, Bangladesh. \*Journal of Scientific Research\*, 8\(2\), 191–198.](#)  
[Javed, S., Zulfiqar, Z., Fatima, Z., Muhammad, G., Hussain, M. A., Mushtaq, M., & Haseeb, M. T. \(2024\). A comprehensive review of plant-based mucilages as promising candidates for water remediation. \*Journal of Environmental Chemical Engineering\*, 12\(5\), 114035.](#)  
[Jiang, B.-b., Ji, K.-m., Xu, D.-j., Cao, Z.-g., Wen, S.-k., Song, K., & Ma, L. \(2022\). Effects of Coal Gangue on the Hydrochemical Components under Different Types of Site Karst Water in Closed Mines. \*Water\*, 14\(19\), 3110.](#)  
[Jin, W., Gao, S., Li, W., Luo, J. \(2024\) The impacts of technological progress and industrial structure distortion on water use intensity in China \*Water Resour. Econ.\*, 47.](#)  
[Juško, V.; Sedmák, R.; Kúdela, P. Siltation of Small Water Reservoir under Climate Change: A Case Study from Forested Mountain Landscape of Western Carpathians, Slovakia. \*Water\* 2022, 14, 2606.](#)  
[Khilchevskiy, V., Sherstyuk, N., & Zabokrytska, M. \(2020\). Researches of the chemical composition of surface water in Ukraine, 1920–2020 \(review\). \*Journal of Geology, Geography and Geoecology\*, 29\(2\), 304–326.](#)

- [Lemessa, F., Simane, B., Seyoum, A., & Gebresenbet, G. \(2023\). Assessment of the Impact of Industrial Wastewater on the Water Quality of Rivers around the Bole Lemi Industrial Park \(BLIP\), Ethiopia. \*Sustainability\*, 15\(5\), 4290.](#)
- Nowak, A., Kowalski, R., & Zajac, M. (2018). Water quality changes in coal mining regions of Poland: Impact on aquatic ecosystems. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(9), 8500–8513.
- [Piedrahita, C., Martinez-Carranza, F.-J., & Delgado-Serrano, M. M. \(2024\). A Multidimensional Approach to Understanding Food Deserts in Vulnerable Contexts. \*Sustainability\*, 16\(3\), 1136.](#)
- [Ren, C., & Liu, L. \(2024\). Under the Strong Influence of Human Activities: The Patterns and Controlling Factors of River Water Chemistry Changes—A Case Study of the Lower Yellow River. \*Water\*, 16\(13\), 1886.](#)
- [Sani, Z., Tshimanga, R.M., Odume, O.N., Basamba, T.A. and Katshiatshia, H.M. \(2024\) Developing an Approach for Balancing Water Use and Protecting Water Quality of an Urban River Ecosystem. \*Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C\*, 136, Article ID: 103687.](#)
- [Santana, L. M., Moraes, M. E. B., Silva, D. M. L., & Ferragut, C. \(2016\). Spatial and temporal variation of phytoplankton in a tropical eutrophic river. \*Brazilian Journal of Biology\*, 76\(03\), 600–610.](#)
- [Sapronova, V. O., Hubanova, N. L., & Matviienko, N. M. \(2024\). Accumulation of natural and artificial radionuclides in water and hydrobionts of fishing ponds of Dnipropetrovsk region. \*Theoretical and Applied Veterinary Medicine\*, 12\(1\), 25–30.](#)
- Singh, S. (2015). Analysis of plankton diversity and density with physico-chemical parameters of open pond in town Deeg (Bhratpur) Rajasthan, India. *Int. Res. J. Biol. Sci*, 4(11), 61–69.
- [Sun, R., Wei, J., Zhang, S., & Pei, H. \(2024\). The dynamic changes in phytoplankton and environmental factors within Dongping Lake \(China\) before and after the South-to-North Water Diversion Project. \*Environmental Research\*, 246, 118138.](#)
- Shelyuk, Yu. S. (2022). Phytoplankton structure of river ecosystems of Ukrainian Polissya. *Algologia*, 32(1): 35–52.
- [Shelyuk, Y. S., & Astahova, L. Y. \(2021\). Phytoplankton succession in the anthropogenic and climate ecological transformation of freshwater ecosystems. \*Biosystems Diversity\*, 29\(2\), 119–128.](#)
- [Tunncliffe, V., Sánchez, L.E., Mudd, G.M. et al. Metal mining on land versus the ocean in the context of the current Biodiversity Crisis. \*npj Ocean Sustain\* 4, 7 \(2025\).](#)
- [Twumasi, Y., Merem, E., Ning, Z., Yeboah, H., Osei, J., Loh, P., Gyan, D., Dadzie, E., Ferchaud, V., Anokye, M., Armah, R., Mjema, J. and Kangwana, L. \(2024\). Assessing the Impact of Population Growth in Louisiana on Diminishing Water Quantity and Quality within the State. \*Journal of Water Resource and Protection\*, 16, 730–756.](#)
- [Yang Lei, Yuegang Tang, Hongfu Sun, Lingling He, Ruiqing Li \(2024\). Hydrochemical characteristics of abandoned coal mines derived acid mine drainage in a typical karst basin \(Wuma river basin, Guizhou China\). \*Heliyon\*, 10 \(11\) e31963.](#)
- [Zhang Tian-Xu, Ming-Rui Li, Chen Liu, Shu-Ping Wang, Zhen-Guang Yan \(2023\) A review of the toxic effects of ammonia on invertebrates in aquatic environments. \*Environmental Pollution\*, 336 \(1\), 122374.](#)
- [Wiesner-Sękała, M., & Kończak, B. \(2023\). Assessment of the Impact of Industrial and Municipal Discharges on the Surface Water Body Status \(Poland\). \*Sustainability\*, 15\(2\), 997.](#)
- [Van A., E.; De Cooman, W.; Blust, R.; Bervoets, L. Use of a macroinvertebrate based biotic index to estimate critical metal concentrations for good ecological water quality. \*Chemosphere\* 2015, 119, 138–144.](#)