

Міністерство освіти і науки України
Тернопільський національний педагогічний університет
імені Володимира Гнатюка

Кваліфікаційна наукова
праця на правах рукопису

ЧВАЛЮК ГАЛИНА ВАСИЛІВНА

УДК 582.26/27:[574.57(477.84)]

ДИСЕРТАЦІЯ
ВИКОРИСТАННЯ ЗЕЛЕНИХ МІКРОВОДОРОСТЕЙ ДЛЯ ПОКРАЩЕННЯ
СТАНУ ПРІСНИХ ВОДОЙМ НА ПРИКЛАДІ ВОДОСХОВИЩА
«ТЕРНОПІЛЬСЬКИЙ СТАВ»

091 - Біологія

09 - Біологія

Подається на здобуття наукового ступеня доктора філософії

Дисертація містить результати власних досліджень. Використання ідей, результатів і текстів інших авторів мають посилання на відповідне джерело

_____ Г. В. Чвалюк

Науковий керівник (консультант): доктор біологічних наук, професор **Грубінко**
Василь Васильович

Тернопіль - 2026

Анотація

Чвалюк Галина Василівна. Використання зелених мікроводоростей для покращення стану прісних водойм на прикладі водосховища «Тернопільський став». - Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора філософії за спеціальністю 091 «Біологія» (09 Біологія). - Тернопільський національний педагогічний університет імені Володимира Гнатюка, Тернопіль, 2026.

Сучасний стан Тернопільського ставу є результатом тривалої взаємодії природних особливостей його формування та інтенсивного антропогенного тиску. Водосховище було створене шляхом зарегулювання стоку річки Серет (лівої притоки Дністра) на місці її колишньої заплави. Таке походження водойми створює первинні передумови для евтрофікації, оскільки заплавні ґрунти історично багаті на органічні речовини, що стають джерелом внутрішнього біогенного навантаження.

Критичний аналіз екологічної ситуації дозволяє стверджувати, що передумови евтрофікації ставу закладаються ще за межами міської агломерації. Річка Серет, протікаючи через інтенсивні сільськогосподарські угіддя та агрополя вище за течією, акумулює значні обсяги змивів мінеральних добрив та пестицидів. Цей локальний перенос нутрієнтів створює сталий потік забруднення, що підтверджується зокрема працями Хільчевського В. К. та Царика Л. П. щодо оцінки зарегульованості стоку та гідрохімічних характеристик приток Дністра.

У цьому контексті урбанізований вплив міста Тернопіль стає критичним доповненням до вже наявного аграрного навантаження. Скиди зливових вод, надходження ксенобіотиків та мікрозабруднювачів (мікропластику, побутової хімії, фармацевтики, пестицидів, гербіцидів, важких металів та дорожніх стоків) накладаються на високу природну та аграрну трофність водойми, провокуючи неконтрольоване «цвітіння» води ціанобактеріями. Сутність *наукової проблеми* полягає у необхідності комплексного підходу до регенерації такої складної системи.

Зв'язок теми дисертації із сучасними дослідженнями полягає у розвитку методів «зеленої» біотехнології для відновлення екосистем із багатофакторним навантаженням. Використання *Chlorella sp.* як агента відновлення дозволяє не лише пригнічувати патогенну флору, а й інтенсифікувати процеси самоочищення від принесених ззовні органічних та неорганічних сполук. Обґрунтування теми базується на необхідності розробки технологічного регламенту, який враховує як внутрішню (заплавну) природу евтрофікації, так і зовнішній (агро-урбанізований) пресинг на екосистему ставу.

Метою дисертаційного дослідження було теоретично обґрунтувати ефективність біотехнологічного методу реабілітації Тернопільського ставу на основі використання зелених мікроводоростей *Chlorella sp.* для зменшення наслідків багатофакторного антропогенного навантаження (аграрного та урбанізованого) та стабілізації екологічного стану водойми, що сформована на заплавних територіях.

Завдання дисертаційного дослідження:

1. Вивчення генезису евтрофікації водосховища, що передбачало детальний аналіз його формування на колишній заплаві річки Серет. У межах цього етапу було встановлено, що природна акумуляція органічної речовини в заплавних ґрунтах створює сталий фон внутрішнього біогенного навантаження. Крім того, особлива увага приділялася ролі переносу нутрієнтів річкою Серет, яка, протікаючи через інтенсивні сільськогосподарські угіддя, виступає основним джерелом надходження азоту та фосфору, що формує первинний етап деградації екосистеми ще до її входу в межі міської агломерації.

2. Комплексна оцінка накопичувальний впливу урбанізованого середовища на стан водойми. Отримані дані дадуть змогу верифікувати адаптаційну здатність введеної культури мікроводоростей до специфічних гідрохімічних умов Тернопільського ставу.

3. Виявити закономірності біологічної асиміляції нутрієнтів, що надходять як із річковим стоком, так і з локальних міських джерел забруднення.

4. Вивчити біоремедіаційний потенціал альголізації щодо стабілізації вмісту есенціальних та важких металів, проаналізувати здатність *Chlorella sp.* до акумуляції та іммобілізації металів у водній товщі, що є критично важливим для урбанізованих водойм із високим рівнем техногенного осадоутворення. Це дозволить розширити розуміння ролі мікроводоростей не лише як конкурентів за трофічні ресурси, а й як активних агентів детоксикації водного середовища.

5. Розробити та науково обґрунтувати рекомендацій щодо сезонної відновлення Тернопільського ставу, що базуються на впровадженні диференційованих графіків та схем дозування біомаси мікроводоростей для стратегічно важливих акваторій («Галичина», «Опілля», пляж «Циганка» та гирло р. Рудка). Запропонований підхід повинен враховувати температурний режим водойми, фази розвитку мікрофлори та специфіку локального забруднення, що забезпечує довгостроковий ефект оздоровлення екосистеми в умовах постійного антропогенного пресингу.

Для розв'язання поставлених наукових завдань та забезпечення високого ступеня достовірності отриманих результатів ми застосували комплекс сучасних загальнонаукових та спеціальних методів дослідження. Методологічну основу роботи склали систематичні польові екологічні дослідження, які передбачали регулярний відбір проб води та проведення природних спостережень за станом акваторії на дев'яти репрезентативних точках моніторингу Тернопільського ставу.

Для оцінки динаміки стану водного середовища та інтенсивності процесів самоочищення застосовано комплекс загальноприйнятих гідрохімічних методів, зокрема фотоколориметричний та титриметричний аналізи. Ефективність впливу *Chlorella sp.* оцінювали шляхом порівняння результатів 2023–2025 років із даними 2020 року (до початку альголізації), отриманими з матеріалів РОВР. Це дозволило детально охарактеризувати кисневий режим, визначити рівень органічного навантаження за показниками біохімічного (БСК₅) і хімічного (ХСК) споживання кисню, а також простежити трансформацію концентрацій основних біогенних елементів - сполук азоту та фосфору. Окрему увагу приділено визначенню

розчинних форм важких металів, що дало змогу оцінити ефективність їхньої біосорбції та іммобілізації в умовах вегетації мікроводоростей.

Для моніторингу життєздатності та інтенсивності розвитку введеної культури *Chlorella sp.* застосовували метод прямого мікроскопічного підрахунку в лічильній камері, що дало змогу встановити динаміку чисельності клітин та вимірів їх розмірів для обрахунку біомаси мікроводоростей у водному середовищі під впливом різних екологічних чинників з подальшим контролем зміни стану водного середовища *in situ*.

На завершальному етапі роботи були використані математико-статистичні методи обробки даних, що включали кореляційний та варіаційний аналізи, за допомогою яких проведено верифікацію результатів спостережень, підтверджено їхню статистичну значущість та виявлено закономірності функціонування досліджуваної екосистеми.

Наукова новизна дисертаційного дослідження полягає в теоретичному обґрунтуванні та практичній реалізації біотехнологічного підходу до оздоровлення вод урбанізованих екосистем на основі методу керованої альголізації.

Ми вперше розробили та науково обґрунтували адаптовані до екологічних умов Тернопільського ставу технологічні рекомендації щодо регенерації, що базуються на використанні на штаму *Chlorella sp.* У них вперше визначено критичні параметри дозування біомаси та розроблено диференційовані графіки сезонного внесення мікроводоростей, узгоджені з термічним режимом води та фазами розвитку мікрофлори, що забезпечує максимальну ефективність пригнічення ціанобактерій.

Нами удосконалено схему комплексного екологічного моніторингу урбанізованого водосховища. На основі досліджень пропонуємо стратегічне зонування акваторії із виділенням ділянок пріоритетного біотехнологічного впливу (зони «Галичина», «Опілля», пляжу «Циганка»). Це дозволяє реалізувати концепцію локальної («адресної») альголізації в осередках найбільшого надходження поживних речовин урбанізованого походження, що суттєво

оптимізує витрати біомаси мікроводоростей та забезпечує відновлення якості водного середовища.

Ми уточнили і розвинули розуміння біохімічних та екологічних механізмів біологічного стримування розвитку ціанобактерій (*синьо-зелені водорості*) (*Cyanobacteria*; раніше відомі як *Cyanophyta*). Доведено, що сформовані керовані домінанти хлорокових водоростей (*Chlorella sp.*) у прісноводній екосистемі створюють умови трофічної та просторової конкуренції, які призводять до деградації популяції токсичних видів фітопланктону та стабілізації кисневого балансу води.

Нами науково *аргументовано та підтверджено* можливість використання альголізації як фундаментального інструменту стабілізації гідрохімічного стану води в умовах персистентного антропогенного тиску великого міста. Показано, що впровадження мікроводоростей сприяє інтенсифікації процесів самоочищення, трансформації сполук азоту та фосфору, а також зменшенню негативних наслідків вторинного забруднення акваторії.

Особистий внесок автора є визначальним на всіх етапах підготовки дисертаційної роботи - від формування концептуальної ідеї та оптимізації просторової мережі моніторингу до узагальнення результатів і формулювання наукових висновків. Здобувачем самостійно проведено комплексний інформаційний пошук та аналіз сучасного стану проблеми реабілітації урбанізованих вод. Автор особисто використовувала регулярні польові виїзди та експериментальні дослідження на Тернопільському ставі протягом 2023-2025 років, забезпечуючи репрезентативний відбір проб води на дев'яти моніторингових створах акваторії.

Основний обсяг лабораторних досліджень, включаючи гідрохімічний аналіз виконаний автором особисто. Здобувач самостійно проводила мікроскопічний контроль динаміки чисельності введеної культури *Chlorella sp.* та провела статистичну обробку отриманих масивів даних.

У спільних наукових працях, присвячених актуальним питанням способів очищення забруднених природних та стічних вод, особистий внесок автора полягав

у критичному аналізі світового наукового досвіду, систематизації даних щодо біохімічної адаптації гідробіонтів до ксенобіотиків, узагальненні екологічних ризиків та підготовці теоретичних положень публікацій. Розроблено рекомендації щодо біотехнологічного оздоровлення Тернопільського ставу для впровадження в практику водоохоронної діяльності.

Висновки за результатами дисертаційного дослідження:

1. Доведено, що першопричини евтрофікації Тернопільського ставу мають генезисний та геоморфологічний характер. Формування водойми на заплавних територіях річки Серет зумовило високий вміст органіки в ґрунтах ложа, що є джерелом сталого внутрішнього біогенного навантаження. Встановлено, що транзитний стік р. Серет через інтенсивне сільськогосподарське використання водозбору виступає основним джерелом надходження сполук азоту та фосфору, що зумовлює деградацію екосистеми ще до її входу в межі міської агломерації.

2. Обґрунтовано накопичувальний вплив урбанізованого середовища, що призвів до переведення водойми у стан антропогенної деградації (рівень «забруднена/дуже забруднена» станом на 2020 р.). Верифіковано високу адаптаційну здатність інтродукованої культури *Chlorella vulgaris* до специфічних гідрохімічних умов ставу. Впровадження методу забезпечило стабілізацію активної реакції середовища (рН 6,5-8,5) та оптимізацію кисневого балансу: вміст розчиненого кисню зріс із дефіцитних значень до 8,5-12,5 мгО₂/дм³, що свідчить про зміну метаболічного вектора екосистеми в бік активної біологічної аерації.

3. Виявлено закономірності біологічної асиміляції біогенних речовин у зонах інтенсивного техногенного навантаження. Керована домінанта *Chlorococcales* забезпечує ефективне «перехоплення» біогенів, що призвело до змін показника ХСК. Це створило умови жорсткої трофічної конкуренції, наслідком якої стало пригнічення чисельності токсичних ціанобактерій у 2,5-3 рази та радикальне вилучення з товщі води фосфатів (у 3-10 разів) і сполук нітрогену.

4. Підтверджено високий біоремедіаційний потенціал альголізації щодо детоксикації середовища від важких металів. Встановлено, що клітини *Chlorella sp.* виступають агентами біосорбції та іммобілізації металів, забезпечуючи зниження

концентрації йонів заліза (Fe^{2+}) на 60-65%. Також зафіксовано стабілізацію вмісту магнію та зниження рівня цинку в літні періоди до мінімальних $0,0026 \text{ мг/дм}^3$, що є критично важливим для стабілізації гідрохімічного профілю урбанізованих водойм.

5. Розроблено та науково обґрунтовано рекомендації сезонної регенерації Тернопільського ставу на основі концепції «адресної» альголізації. Запропонована схема диференційованого внесення біомаси враховує температурний режим, фази розвитку мікрофлори та локалізацію джерел забруднення (ділянки «Галичина», «Опілля», пляж «Циганка», гирло р. Рудка). Це забезпечило ефект лінеаризації - вирівнювання якості води по всій акваторії до рівня, що відповідає нормативним вимогам ГДК_{рибг} та можна трактувати як «добрий екологічний стан» згідно з Директивою 2000/60/ЕС.

6. Проведена ревіталізація дозволила перевести екосистему Тернопільського ставу зі стану глибокої деградації до фази біологічної стабілізації та саморегуляції. Отримані результати є методичною базою для розробки стратегій екологічного відновлення антропогенно змінених водойм України з використанням біотехнологічних методів.

Робота виконувалась у межах науково-дослідної теми «Альгологізація Тернопільського ставу зеленими мікроводоростями (хлорела і сценедесмус)» (договір № 21 ТНПУ ім. В. Гнатюка з КП «ОПКіВ м. Тернополя» від 10.02.2022 р.; науковий керівник - проф. Грубінко В. В.). За результатами якої було отримано авторське право патент на корисну модель «Спосіб оптимізації екологічного стану води у водосховищах»: пат. 162855 Україна: C02F 3/34 (2023.01) A61K 36/05 (2006.01) / Чвалюк Галина Василівна (UA), Хоменчук Володимир Олександрович (UA), Боднар Оксана Ігорівна (UA), Грубінко Василь Васильович (UA), Калінін Ігор Васильович (UA), Томчук Віктор Анатолійович (UA); володілець Національний університет біоресурсів і природокористування України. - № u2025 05563, заявл.13.11.2025, опубл. 30.04.2026, Бюл. № 17. Також практична реалізація теми отримала відображення у Програмі Тернопільської міської ради «Міське

озеро - візит до міста Тернополя» (також відомої як «зелена кімната»), що відбулася 27 квітня 2026 року.

Ключові слова: токсичне забруднення, важкі метали, антропогенне навантаження, Тернопільське водосховище, якість води, мікроводорості, цвітіння ціанобактерій, нітроген, антропогенний вплив, морфологія, заплавні екосистеми, біомаса, *Chlorella vulgaris*, зелені водорості.

Abstract

Chvaliuk H. V. «The use of green microalgae to improve the condition of freshwater bodies: A case study of the “Ternopil Pond” Reservoir» - Qualifying scientific work, as a manuscript.

Dissertation for the degree of Doctor of Philosophy in specialty 091 Biology (09 Biology). - Ternopil Volodymyr Hnatyuk National Pedagogical University, Ternopil, 2026.

The current state of the Ternopil Reservoir (Ternopil Lake) is the result of a long-term interplay between the natural factors that shaped it and intense human impact. The reservoir was created by damming the Seret River (a left tributary of the Dniester) at the site of its former floodplain. This origin of the reservoir creates the primary conditions for eutrophication, as floodplain soils are historically rich in organic matter, which becomes a source of internal biogenic loading.

A critical analysis of the environmental situation suggests that the conditions leading to the eutrophication of the pond originate even outside the urban agglomeration. The Seret River, flowing through intensively farmed agricultural lands and fields upstream, accumulates significant amounts of mineral fertilizers and pesticides carried by runoff. This local transport of nutrients creates a steady stream of pollution, as confirmed in particular by the works of V. K. Hilchevsky and L. P. Tsaryk on the assessment of the regulated nature of the flow and the hydrochemical characteristics of the Dniester's tributaries.

In this context, the urban impact of the city of Ternopil becomes a critical factor adding to the existing agricultural pressure. Stormwater runoff, the influx of xenobiotics and micropollutants (microplastics, household chemicals, pharmaceuticals, pesticides, herbicides, heavy metals, and road runoff) compound the high natural and agricultural trophic levels of the water body, triggering uncontrolled cyanobacterial blooms. The essence of the scientific problem lies in the need for a comprehensive approach to the regeneration of such a complex system.

Scientific Relevance and Aim. The relevance of this dissertation topic to current research lies in the development of “green” biotechnology methods for the restoration of

ecosystems subjected to multifactorial stress. The use of *Chlorella* sp. as a restoration agent allows not only to suppress pathogenic flora but also to intensify self-purification processes from externally introduced organic and inorganic compounds. The rationale for the topic is based on the need to develop a technological protocol that takes into account both the internal (floodplain) nature of eutrophication and the external (agro-urbanized) pressure on the pond ecosystem.

The aim of this dissertation was to theoretically substantiate the effectiveness of a biotechnological method for the rehabilitation of the Ternopil Pond based on the use of the green microalgae *Chlorella* sp. to mitigate the effects of multifactorial anthropogenic pressure (agricultural and urban) and to stabilize the ecological condition of the water body formed in floodplain areas.

Research Tasks:

1. A study of the genesis of eutrophication in the reservoir, which involved a detailed analysis of its formation on the former floodplain of the Seret River. During this phase, it was established that the natural accumulation of organic matter in floodplain soils creates a constant background of internal biogenic loading. In addition, special attention was paid to the role of nutrient transport by the Seret River, which, flowing through intensively farmed agricultural lands, serves as the primary source of nitrogen and phosphorus inputs, forming the initial stage of ecosystem degradation even before the river enters the urban agglomeration.

2. A comprehensive assessment of the cumulative impact of the urban environment on the condition of the water body. The data obtained will make it possible to verify the adaptive capacity of the introduced microalgae culture to the specific hydrochemical conditions of the Ternopil Pond.

3. To identify patterns in the biological assimilation of nutrients originating from both river runoff and local urban sources of pollution.

4. To investigate the bioremediation potential of algal cultivation for stabilizing levels of essential and heavy metals, and to analyze the ability of *Chlorella* sp. to accumulate and immobilize metals in the water column, which is critically important for urban water bodies with high levels of anthropogenic sedimentation. This will broaden

our understanding of the role of microalgae not only as competitors for trophic resources but also as active agents in the detoxification of the aquatic environment.

5. Develop and scientifically substantiate recommendations for the seasonal restoration of the Ternopil Pond, based on the implementation of differentiated schedules and dosing regimens for microalgal biomass in strategically important water bodies (“Galychyna,” “Opillia,” “Tsiganka” Beach, and the Rudka River). The proposed approach must take into account the temperature regime of the water body, the phases of microflora development, and the specifics of local pollution, ensuring a long-term effect of ecosystem restoration under conditions of constant anthropogenic pressure.

Methodology. To address the research objectives and ensure a high degree of reliability in the results obtained, we employed a range of modern general and specialized research methods. The methodological basis of the study consisted of systematic field ecological research, which involved regular water sampling and natural observations of the water body’s condition at nine representative monitoring points in the Ternopil Pond. The effectiveness of the impact of *Chlorella* sp. was assessed by comparing the results of 2023–2025 with the data of 2020 (before the start of algalization) obtained from the materials of the ROWR.

To assess changes in the aquatic environment and the intensity of self-purification processes, a set of standard hydrochemical methods was employed, including photocolometric and titrimetric analyses. This made it possible to characterize the oxygen regime in detail, determine the level of organic loading based on biochemical (BOD₅) and chemical (COD) oxygen demand indicators, and track changes in the concentrations of major biogenic elements - nitrogen and phosphorus compounds. Particular attention was paid to determining the soluble forms of heavy metals, which made it possible to assess the effectiveness of their biosorption and immobilization under conditions favorable for microalgal growth.

The Scientific Novelty. The scientific novelty of this dissertation lies in the theoretical justification and practical implementation of a biotechnological approach to the remediation of urban waters based on the controlled algalization method.

We have developed, for the first time:

- Scientifically validated technical recommendations for regeneration adapted to the ecological conditions of the Ternopil Pond based on the use of the *Chlorella* sp. strain.
- These recommendations define critical biomass dosage parameters and establish differentiated schedules for the seasonal introduction of microalgae, coordinated with the water's thermal regime and the phases of microflora development, ensuring maximum efficiency in the suppression of cyanobacteria.
- We have refined a comprehensive environmental monitoring scheme for an urbanized reservoir. Based on our research, we propose a strategic zoning of the water body, identifying areas of priority biotechnological impact (the "Galychyna" and "Opillia" zones, and the "Tsiganka" beach). This allows for the implementation of a concept of localized ("targeted") algal control in areas with the highest inflow of urban-origin nutrients, which significantly optimizes the consumption of microalgal biomass and ensures the restoration of water quality.
- We have refined and expanded our understanding of the biochemical and ecological mechanisms underlying the biological suppression of cyanobacteria (blue-green algae) (Cyanobacteria; formerly known as Cyanophyta). It has been demonstrated that established, controlled dominant populations of *Chlorella* sp. in freshwater ecosystems create conditions of trophic and spatial competition that lead to the decline of toxic phytoplankton populations and the stabilization of the water's oxygen balance.
- We have scientifically substantiated and confirmed the potential of algalization as a fundamental tool for stabilizing the hydrochemical state of water under conditions of persistent anthropogenic pressure in a large city. It has been shown that the introduction of microalgae contributes to the intensification of self-purification processes, the transformation of nitrogen and phosphorus compounds, and the reduction of the negative consequences of secondary water pollution.

The author's personal contribution has been pivotal at every stage of the dissertation's preparation - from the development of the conceptual framework and the optimization of the spatial monitoring network to the synthesis of results and the formulation of scientific conclusions. The author independently conducted a comprehensive literature review and analysis of the current state of research on the

rehabilitation of urban water bodies. The author personally conducted regular field trips and experimental studies at the Ternopil Pond during 2023-2025, ensuring a representative selection of water samples at nine monitoring sites in the water body.

The majority of the laboratory studies, including the hydrochemical analysis, were conducted by the author personally. The researcher independently monitored the population dynamics of the introduced *Chlorella* sp. culture under a microscope and performed statistical analysis of the resulting data sets.

Recommendations have been developed for the biotechnological restoration of the Ternopil Pond for implementation in water conservation practices.

Conclusions based on the results of the dissertation research:

1. It has been demonstrated that the root causes of eutrophication in the Ternopil Pond are of geogenic and geomorphological nature. The formation of the pond in the floodplain areas of the Seret River has led to a high organic matter content in the riverbed soils, which serves as a source of a constant internal biogenic load. It has been established that the transit flow of the Seret River, due to intensive agricultural use of the watershed, is the main source of nitrogen and phosphorus compounds, which causes ecosystem degradation even before the river enters the urban agglomeration.

2. The cumulative impact of the urban environment has been substantiated, leading to the body of water being classified as anthropogenically degraded (rated “polluted/heavily polluted” as of 2020). The high adaptive capacity of the introduced *Chlorella vulgaris* culture to the specific hydrochemical conditions of the pond has been verified. The implementation of the method ensured stabilization of the active reaction of the environment (pH 6.5-8.5) and optimization of the oxygen balance: the dissolved oxygen content changed from deficient values to 8.5-12.5 mgO₂/dm³, indicating a shift in the ecosystem’s metabolic vector toward active biological aeration.

3. Patterns of nutrient biological assimilation were identified. The controlled dominance of *Chlorococcales* ensured effective nutrient “interception”, reducing COD to 19.26 ± 1.46 mgO/dm³ and suppressing cyanobacterial levels by 2.5-3 times.

4. The high bioremediation potential of algal treatment for detoxifying the environment from heavy metals has been confirmed. It has been established that

Chlorella sp. cells act as agents of biosorption and metal immobilization, reducing the concentration of iron (Fe^{2+}) ions by 60-65 %. A stabilization of magnesium content and a reduction in zinc levels during the summer months to a minimum of 0.0026 mg/dm³ were also recorded, which is critically important for stabilizing the hydrochemical profile of urbanized water bodies.

5. A technological regulation for seasonal revitalization based on "targeted" algalization was developed. This ensured a linearization effect aligning water quality across the entire area with the criteria for "good ecological status" according to Directive 2000/60/EC.

Summary: The revitalization efforts have restored the ecosystem of the Ternopil Pond from a state of severe degradation to a phase of biological stabilization and self-regulation. The results obtained serve as a methodological foundation for developing strategies for the ecological restoration of anthropogenically altered water bodies in Ukraine using biotechnological methods.

The work was carried out within the framework of the research topic "Algalation of the Ternopil Pond with Green Microalgae (*Chlorella* and *Scenedesmus*)" (contract No. 21 of the V. Hnatyuk TNPU with the Ternopil OPKiV KP dated February 10, 2022; scientific supervisor - Prof. V. Grubinko). Based on the results of which a patent was issued: Method for optimizing the ecological state of water in reservoirs: pat. 162855 Ukraine: C02F 3/34 (2023.01) A61K 36/05 (2006.01) / Chvalyuk Halyna Vasylivna (UA), Khomenchuk Volodymyr Oleksandrovych (UA), Bodnar Oksana Igorivna (UA), Grubinko Vasyl Vasylovich (UA), Kalinin Igor Vasylovich (UA), Tomchuk Viktor Anatoliyovych (UA); owner National University of Life Resources and Environmental Sciences of Ukraine. - No. u2025 05563, application 13.11.2025, publ. 30.04.2026, Bull. No. 17. Also, the practical implementation of the topic was reflected in the Program of the Ternopil City Council "City Lake - a visit to the city of Ternopil" (also known as the "green room"), which took place on April 27, 2026.

Keywords: toxic pollution, heavy metals, anthropogenic load, Ternopil Reservoir, water quality, anthropogenic influence, microalgae, cyanobacterial blooms, nitrogen, morphology, floodplain ecosystems, biomass, *Chlorella vulgaris*, green algae.

СПИСОК ОПУБЛІКОВАНИХ ПРАЦЬ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ:

Наукові праці, у яких опубліковані основні наукові результати дисертації:

Наукові фахові видання категорії А та Б:

1. Корнієнко А. Ю., В. В. Грубінко, Чвалюк Г. В., Калінін І. В. Мікро- та рідкоземельні елементи у воді та водних організмах прісноводних екосистем. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка*. Серія: біологія. 2025. Т. 85, № 1-2. С. 73-81. URL: <https://doi.org/10.25128/2078-2357.25.1-2.10>.
2. Чвалюк Г. В., Грубінко В. В. Зміни вмісту фосфатів і йонів амонію у Тернопільському водосховищі протягом року та роль *Chlorella Vulgaris* Beijer у його оптимізації. *Науковий вісник Чернівецького університету*. Біологія (Біологічні системи) Т. 16. Вип. 2. 2024. С. 249-252 URL: <https://doi.org/10.31861/biosystems2024.02.249>
3. Чвалюк Г. В., Грубінко В. В. Біотехнологічні механізми очищення вод за допомогою мікроводоростей: екологічна альтернатива традиційним технологіям і перспективи використання (огляд). *Гідробіологічний журнал*. 2026. Т. 62, № 2. С. 79-90. ISSN 0375-8990 URL: https://hydrobiolog.com.ua/2026/pdf_2026_2/chvaliuk_6.pdf
4. Чвалюк Г. В., Грубінко В. В. Досвід альголізації Тернопільського водосховища (Тернопільська область, Україна). *Альгологія*. 2026. 36(1). С. 55-66. URL: <https://doi.org/10.15407/alg36.01.055>
5. Спосіб оптимізації екологічного стану води у водосховищах: пат. 162855 Україна: C02F 3/34 (2023.01) A61K 36/05 (2006.01) / Чвалюк Галина Василівна (UA), Хоменчук Володимир Олександрович (UA), Боднар Оксана Ігорівна (UA), Грубінко Василь Васильович (UA), Калінін Ігор Васильович (UA), Томчук Віктор Анатолійович (UA); володілець Національний університет біоресурсів і природокористування України. - № u2025 05563, заявл.13.11.2025, опубл. 30.04.2026, Бюл. № 17. URL: <https://iprop-ua.com/inv/pdf/zx185zd0-description.pdf>

Наукові праці, які засвідчують апробацію матеріалів дисертації:

1. Chvaliuk H., Hrubinko V. Dynamika liczby komórek alg jednokomurkowych *Chlorella vulgaris* Beijer w warunkach naturalnych w zalewie „Staw Tarnopolski”. *Area Nauki*. V 2 (11) 2023. S. 27-41. URL: https://www.law.vnu.edu.ua/_files/ugd/65dd18_6a9713545f544e8dab1bf34749ccd05.pdf
2. Грубінко В.В., Боднар О.І., Чвалюк Г.В., Омельченко Б.О., Галиняк О.В., Ткач Н.М. Альгологізація тернопільського водосховища хлорелою *in vivo* з метою очищення води і отримання біомаси фармацевтичного та кормового характеру. матеріали VI Міжнародної науково-практичної конференції «*Тернопільські біологічні читання - Ternopil Bioscience - 2023*», присвяченої 100-річчю від дня народження відомої вченої-ботаніка к.б.н., доц. Валентини Омелянівни Шиманської, 11-13 травня 2023 р. С.133-138. URL: http://dspace.tnpu.edu.ua/bitstream/123456789/29643/3/34_Grubinko_et_al.pdf
3. Chvaliuk H. V. Biochemical features of the metabolism of *Chlorella vulgaris* Beij. («Біохімічні особливості метаболізму *Chlorella vulgaris* Beij.»): матеріали VI Міжнародної науково-практичної конференції «*Тернопільські біологічні читання - Ternopil Bioscience - 2023*», присвяченої 100-річчю від дня народження відомої вченої-ботаніка к.б.н., доц. Валентини Омелянівни Шиманської, 11-13 травня 2023 р. С. 187-193 URL: <http://dspace.tnpu.edu.ua/handle/123456789/29658>
4. Чвалюк Г.В. Екологічні аспекти очищення води у природних водоймах за допомогою культивування зелених водоростей. Збірник матеріалів II Міжнародної науково-технічної конференції: «*Якість води: біомедичні, технологічні, агропромислові і екологічні аспекти*». ТНТУ імені І. Пулюя. Тернопіль 24-25 травня 2023 року. С. 85-87 URL: <https://elartu.tntu.edu.ua/handle/lib/42082>
5. Чвалюк Г.В., Боднар О.І., Грубінко В.В. Альгологізація водосховища «Тернопільський став» *Chlorella vulgaris* як спосіб екологізації водойми та підвищення її продуктивності. Збірка наукових праць матеріали VI науково-практичної конференції молодих вчених «*Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем*». Київ: Інститут гідробіології НАН

України. 10-11 жовтня 2023 р. С. 78-81. URL:
https://hydrobio.kiev.ua/images/zbirka_confer2023.pdf

6. Чвалюк Г.В., Грубінко В.В. Використання хлорели для очищення води та як кормової бази в екосистемі прісної водойми. - XIV Всеукраїнська науково-практична конференція «Біологічні дослідження – 2023», 10-11 жовтня 2023 р. м. Житомир. С. 78-81.
<https://eprints.zu.edu.ua/38167/1/%D0%91%D1%96%D0%BE%D0%BB%D0%BE%D0%B3%D1%96%D1%87%D0%BD%D1%96%20%D0%B4%D0%BE%D1%81%D0%BB%D1%96%D0%B4%D0%B6%D0%B5%D0%BD%D0%BD%D1%8F%20-%202023.pdf>

7. Чвалюк Г. В., Грубінко В. В., Тиха С.Я. Очищення Тернопільського ставу від важких металів за допомогою мікроводорості *Chlorella vulgaris*.: матеріали VII Міжнародної науково-практичної конференції присвяченої 95-річчю від дня народження відомого вченого-фізіолога, мікробіолога і популяризатора науки, професора Кузьми Миколайовича Векірчика «Тернопільські біологічні читання - Ternopil Bioscience - 2024» (18-19 квітня 2024 р.). Тернопіль: Вектор, 2024. С. 341-351 URL: <http://dspace.tnpu.edu.ua/handle/123456789/34155>

8. Чвалюк Г.В., Грубінко В.В. Очищення вод в Тернопільському ставі мікроводоростю *Chlorella vulgaris* як засіб оздоровлення довкілля. Збірник матеріалів XXIII Всеукраїнської науково-практичної конференції з міжнародною участю «Довкілля і здоров'я», присвяченій 170-ій річниці з дня народження І.Я. Горбачевського, за редакцією проф. Вадзюка С. Н. Тернопіль: Укрмедкнига, 2024. С.76-77. 25-27 квітня 2024 року. URL:
<https://repository.tdmu.edu.ua/bitstream/handle/123456789/17908/%d0%97%d0%b1%d1%96%d1%80%d0%bd%d0%b8%d0%ba%20%d0%ba%d0%be%d0%bd%d1%84%d0%b5%d1%80%d0%b5%d0%bd%d1%86%d1%96%d1%97%20%d0%94%d0%be%d0%b2%d0%ba%d1%96%d0%bb%d0%bb%d1%8f%20%d1%96%20%d0%b7%d0%b4%d0%be%d1%80%d0%be%d0%b2%27%d1%8f%202024.pdf?sequence=2&isAllowed=y>

9. Чвалюк Г. В., Грубінко В. В. Азотфіксація у водних екосистемах за участю *Chlorella Vulgaris* в експерименті. Збірник матеріалів IX з'їзду Гідроекологічного товариства України: *Перспективи гідроекологічних досліджень в контексті локальних та глобальних наслідків ведення воєнних дій*. Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара. 18-20 вересня 2024 року. С. 101-103. URL:

[https://www.dnu.dp.ua/docs/ndc/2024/materiali_konferenc/Hidrobiol_Zizd\(1\).pdf](https://www.dnu.dp.ua/docs/ndc/2024/materiali_konferenc/Hidrobiol_Zizd(1).pdf)

10. Чвалюк Г.В., Грубінко В.В. Вплив мікроелементів середовища культивування на генетичні модифікації клітин водорості *Chlorella Vulgaris* Beyer. матеріали XIX-ї Міжнародної наукової конференції «*Фактори експериментальної еволюції організмів*», присвяченої 185-річчю клітинної теорії та 145-річчю від дня народження В.Я. Юр'єва, 180-річчю від дня народження Фрідріха Мішера, в Тернопільському національному педагогічному університеті імені Володимира Гнатюка. 23-26 вересня 2024 р. С. 186 URL:

<https://utgis.org.ua/journals/index.php/Factory/article/download/1680/1752>

11. Чвалюк Г. В., Грубінко В. В. Трансформація сполук азоту за сприяння *Chlorella Vulgaris*. Матеріали XV З'їзду Українського ботанічного товариства. М. Івано-Франківськ. 30 вересня - 4 жовтня 2024 року. Одеса : Видавничий дім «Гельветика», 2024. С. 19. URL:

https://www.botany.kiev.ua/doc/XV_UBT_proceedings.pdf

12. Чвалюк Г. В., Грубінко В. В. Кореляція між впливом температури і вмістом амонію за сприяння *Chlorella vulgaris*. Матеріали VII Міжнародної наукової конференції: *Актуальні проблеми сучасної біохімії, клітинної біології та фізіології*. 3-4 жовтня 2024 р. Дніпро: видавництво «Ліра», 2024. С. 168-169. URL:

<https://www.dnu.dp.ua/docs/ndc/materiali%20conf/21.pdf>

13. Чвалюк Г.В., Грубінко В.В. Мікрowodорості як кормова база для риб та інших гідробіонтів. Матеріали VII-ої Міжнародної науково-практичної конференції: *Екологічний стан навколишнього середовища та раціональне природокористування в контексті сталого розвитку*, до дня пам'яті доктора сільськогосподарських наук, професора Юрію Пилипенко (24-25 жовтня 2024 року,

м. Херсон) / ХДАЕУ. - Одеса : Олді+, 2024. С. 289-291. URL: https://www.ksau.kherson.ua/files/konferencii/2023/12/mater_eco_new.pdf

14. Чвалюк Г. В., Грубінко В. В. Накопичення металів у мікроводорості *Chlorella vulgaris* in vivo та у воді Тернопільського ставу. Збірник тез доповідей XXI Міжнародної наукової конференції студентів та аспірантів: «Молодь і поступ біології», присвячений 80-річчю кафедри фізіології людини і тварин біологічного факультету Львівського національного університету імені Івана Франка. Львів, 28 квітня - 01 травня 2025 року. С. 228-229. URL: <https://bioweb.lnu.edu.ua/wp-content/uploads/2025/05/pimb-tezi-2025-A5-2.pdf>

15. Чвалюк Г.В., Корнієнко А.Ю., Грабовський В.-Д. М., Грубінко В.В., Калінін І.В. Вміст металів у воді та їх акумуляція у фітопланктоні (*Chlorella vulgaris* Beijer) Тернопільського ставу. Матеріали Міжнародної науково-практичної конференції «Тернопільські біологічні читання - Ternopil Bioscience - 2025», присвяченої 85-річчю хіміко-біологічного факультету ТНПУ. 1-2 травня 2025 року. С. 222-227. URL: <http://dspace.tnpu.edu.ua/handle/123456789/37432>

16. Корнієнко А.Ю., Чвалюк Г.В., Грубінко В.В. Накопичення важких металів у воді та водних рослинах на прикладі Тернопільського водосховища. Матеріали XV Міжнародної іхтіологічної науково-практичної конференції «Сучасні проблеми теоретичної і практичної іхтіології» (до 25-річчя кафедри гідробіології та іхтіології НУБіП України). Київ 17-19 вересня 2025 року. С. 82-84 URL: <https://drive.google.com/drive/u/0/folders/10uKKDj-mCGH87EANbr-L-gzZZhRu4xZY>

17. Чвалюк Г.В., Корнієнко А. Ю. Грубінко В.В. Використання мікроводоростей з метою біоремедіації водних екосистем. Матеріали II Міжнародної конференції: «Дністерські читання». Дністровський регіональний ландшафтний парк імені Сергія Дідича. Одеса: Олді+, 2025. 3 жовтня 2025 року, м. Тлумач, Івано-Франківська область, Україна). С. 196-199. URL: https://drive.google.com/file/d/1W6h0DYrQ9XVY_U6ecjMBReFA6nnKrgmg/view
[ISBN 978-617-8559-41-0](https://doi.org/10.1007/978-617-8559-41-0)

ЗМІСТ

РОЗДІЛ I. ЕКОЛОГІЧНІ ТА БІОГЕОХІМІЧНІ МЕХАНІЗМИ ТРАНСФОРМАЦІЇ ПРІСНОВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ ЗА УЧАСТЮ ФІТОПЛАНКТОНУ 31

1.1. ВЗАЄМОЗУМОВЛЕНІСТЬ ФІЗІОЛОГО-БІОХІМІЧНИХ АДАПТАЦІЙ
ФІТОПЛАНКТОНУ ТА ФІЗИКО-ХІМІЧНОГО РЕЖИМУ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА В УМОВАХ
ЕВТРОФІКАЦІЇ..... 31

1.2. Роль мікроводоростей у регулюванні кисневого режиму та
деструкції органічних речовин (за показниками БСК та ХСК) у прісних
водоймах..... 33

1.3. Біогеохімічна трансформація та метаболічна роль магнію, феруму
і цинку в прісноводних екосистемах 34

1.4. ХАРАКТЕРИСТИКА ОБ'ЄКТА ДОСЛІДЖЕНЬ 36

1.4.1 Географічне положення та морфометричні характеристики
Тернопільського водосховища..... 36

1.4.2. Гідрологічні та гідрохімічні особливості водойми 38

1.4.3. Евтрофікація Тернопільського ставу в історичному аспекті та
характеристика берегової лінії..... 39

1.5. Біологічні об'єкти досліджень..... 42

1.5.1. *Chlorella vulgaris* Beijerinck як біологічний об'єкт досліджень... 42

1.5.2. Ціанобактерії як природний компонент фітопланктону
водосховища 44

1.5.3. Особливості взаємодії зелених мікроводоростей та ціанобактерій у
водоймі 49

РОЗДІЛ II. МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ 63

2.1. МЕРЕЖА СПОСТЕРЕЖЕНЬ ТА ХАРАКТЕРИСТИКА ПУНКТІВ ВІДБОРУ ПРОБ... 63

2.2. ВІДБИРАННЯ, КОНСЕРВУВАННЯ ТА ТРАНСПОРТУВАННЯ ПРОБ ВОДИ 65

2.3. МЕТОДИКИ ВИЗНАЧЕННЯ ФІЗИКО-, ГІДРО-ХІМІЧНИХ ТА ГІДРОБІОЛОГІЧНИХ
ПОКАЗНИКІВ..... 67

2.3.1. Вимірювання температури води концентрації водневих іонів (рН води) ставу	67
2.3.2. Визначення концентрації розчиненого у воді кисню.....	67
2.3.3. Визначення дихроматної окисності води	68
2.3.4. Визначення біохімічного споживання кисню (БСК) в природних водах	69
2.3.5. Визначення вмісту розчинних форм металів	69
2.3.6. Визначення концентрації у воді іонів Mg^{2+}	70
2.4. ВИЗНАЧЕННЯ ГІДРОБІОЛОГІЧНИХ ПОКАЗНИКІВ	70
2.4.1. Кількісне визначення фітопланктону та його біомаси.....	70
2.4.2. Визначення концентрації у воді амонійного азоту	72
2.4.3. Визначення концентрації у воді нітритного азоту	72
2.4.4. Визначення концентрації у воді нітратного азоту.....	73
2.4.5. Визначення концентрації у воді фосфору фосфатів.....	73
2.4.6. Розрахунок співвідношення продукційно-деструкційних процесів	74
РОЗДІЛ III. ДОСЛІДЖЕННЯ ФІЗИКО- ТА ГІДРО-ХІМІЧНИХ ХАРАКТЕРИСТИК ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА	78
3.1. ПРОСТОРОВО-ЧАСОВІ ЗМІНИ ТЕМПЕРАТУРИ ВОДИ	78
3.2. ПРОСТОРОВО-ЧАСОВІ ЗМІНИ ВОДНЕВОГО ПОКАЗНИКА	84
3.3. КИСНЕВИЙ РЕЖИМ ТА ПОКАЗНИКИ ОРГАНІЧНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ВОДОЙМИ	89
3.3.1. Зимовий період.....	89
3.3.2. Весняний період.....	92
3.3.3. Літній період.....	95
3.3.4. Осінній період	99
3.4. АНАЛІЗ ДИНАМІКИ ЕСЕНЦІАЛЬНИХ ТА ВАЖКИХ МЕТАЛІВ.....	102
3.4.1. Розчинні форми заліза (йонів заліза (Fe^{2+})).....	102
3.4.2. Динаміка вмісту йонів Магнію (Mg^{2+}).....	107
3.4.3. Динаміка вмісту йонів цинку (Zn^{2+}).....	113

3.5. ПРОСТОРОВО-ЧАСОВЕ ПОШИРЕННЯ КОНЦЕНТРАЦІЙ БІОГЕННИХ РЕЧОВИН	118
3.5.1. Амонійні сполуки.....	118
3.5.2. Нітрити	122
3.5.3. Нітрати	127
3.5.4. Просторово-часова трансформація фосфатного режиму та оцінка деевтрофікації водойми	132
РОЗДІЛ IV. СЕЗОННА ДИНАМІКА ФІТОПЛАНКТОНУ ТА ФУНКЦІОНУВАННЯ ЕКОСИСТЕМИ ТЕРНОПІЛЬСЬКОГО СТАВУ В СЕЗОННОМУ АСПЕКТІ	143
4.1. ДИНАМІКА ЧИСЕЛЬНОСТІ І БІОМАСИ <i>CHLORELLA SP.</i> ТА <i>CYANOBACTERIA</i> У СЕЗОННОМУ АСПЕКТІ ТА ЗА ТОЧКАМИ МОНІТОРИНГУ	143
4.1.1. Динаміка чисельності та біомаси фітопланктону у зимові періоди	143
4.1.2. Динаміка чисельності та біомаси фітопланктону у весняні періоди	144
4.1.3. Динаміка чисельності та біомаси фітопланктону у першу половину літніх періодів.....	145
4.1.4. Динаміка чисельності та біомаси фітопланктону у другу частину літніх періодів.....	146
4.1.5. Динаміка чисельності та біомаси фітопланктону у осінні періоди	147
4.2. ПРОДУКЦІЙНО-ДЕСТРУКЦІЙНІ ПРОЦЕСИ ТА БІОГЕННЕ НАВАНТАЖЕННЯ ВОДОЙМИ.....	148
РОЗДІЛ V. УЗАГАЛЬНЕННЯ ТА ІНТЕРПРЕТАЦІЯ РЕЗУЛЬТАТІВ РЕВІТАЛІЗАЦІЇ ВОДОСХОВИЩА «ТЕРНОПІЛЬСЬКИЙ СТАВ»	153
5.1. ТРАНСФОРМАЦІЯ КИСНЕВОГО РЕЖИМУ ТА КИСЛОТНО-ЛУЖНОГО БАЛАНСУ ЯК РЕЗУЛЬТАТ АКТИВНОЇ ВЕГЕТАЦІЇ <i>CHLORELLA SP.</i> У ТЕМПЕРАТУРНИХ ЦИКЛАХ ВОДОЙМИ.....	153

5.2. ТРАНСФОРМАЦІЯ НУТРИЄНТНОГО РЕЖИМУ ТА ВІДГУК БІОГЕННОГО ФОНУ НА АКТИВНУ ВЕГЕТАЦІЮ МІКРОВОДОРОСТЕЙ.....	155
5.3. ДЕТОКСИКАЦІЯ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА ТА БІОСОРБЦІЙНИЙ ВІДГУК НА МЕТАЛЕВЕ НАВАНТАЖЕННЯ В ЗОНАХ АНТРОПОГЕННОГО ВПЛИВУ	157
5.4. ІНТЕНСИФІКАЦІЯ ДЕСТРУКЦІЇ ОРГАНІЧНИХ СПЛУК ТА НІВЕЛЮВАННЯ ПІКОВИХ НАВАНТАЖЕНЬ БСК ₅ І ХСК ПІД ВПЛИВОМ АЛЬГОЛІЗАЦІЇ	159
5.5. ОЦІНКА КІЛЬКІСНИХ ПОКАЗНИКІВ МІЖВИДОВОГО АНТАГОНІЗМУ ТА НІВЕЛЮВАННЯ ПІКІВ «ЦВІТІННЯ» ЦІАНОБАКТЕРІЙ.....	161
5.6. СИНТЕЗ РЕЗУЛЬТАТІВ РЕАБІЛІТАЦІЇ: ПОРІВНЯЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА ЕКОСИСТЕМИ ДО ТА ПІСЛЯ СИСТЕМНОГО БІОТЕХНОЛОГІЧНОГО ВПЛИВУ,	164
5.7. ЗЕЛЕНІ МІКРОВОДОРОСТІ ЯК ЕКОЛОГІЧНИЙ ІНСТРУМЕНТ КЕРОВАНОЇ ТРАНСФОРМАЦІЇ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА	166
РОЗДІЛ VI. ПРАКТИЧНІ РЕКОМЕНДАЦІЇ ТА СТРАТЕГІЯ РЕВІТАЛІЗАЦІЇ ТЕРНОПІЛЬСЬКОГО СТАВУ МЕТОДОМ КЕРОВАНОЇ АЛЬГОЛІЗАЦІЇ	175
6.1. МЕТОДОЛОГІЧНЕ ОБҐРУНТУВАННЯ СТРАТЕГІЇ КЕРОВАНОЇ АЛЬГОЛІЗАЦІЇ ЯК ІНСТРУМЕНТУ РЕГЕНЕРАЦІЇ.....	175
6.2. РЕКОМЕНДАЦІЇ ЩОДО БІОТЕХНОЛОГІЧНОГО ВТРУЧАННЯ: РЕЗУЛЬТАТИ МОНІТОРИНГУ ТА ПРОГРАМА ОЗДОРОВЛЕННЯ	176
6.3. РЕКОМЕНДАЦІЇ ЩОДО ПРАКТИЧНОЇ РЕАЛІЗАЦІЇ МЕХАНІЗМІВ СТАБІЛІЗАЦІЇ ГІДРОХІМІЧНОГО ПРОФІЛЮ ТА ДОСЯГНЕННЯ ЕФЕКТУ ЛІНЕАРИЗАЦІЇ ЕКОСИСТЕМИ ..	177
ВИСНОВКИ	184
ДОДАТКИ.....	186

Перелік умовних позначень

ХСК - хімічне споживання кисню

БСК₅ - біологічне споживання кисню за 5 днів

Chlorella sp. - узагальнене позначення видів мікроскопічних зелених водоростей роду *Chlorella*.

pH - показник кислотності або лужності розчину, відображає концентрацію іонів водню [H⁺] у водному середовищі

ГДК_{рибз} - гранично допустима концентрація для водойм рибогосподарського призначення, норматив, який визначає максимальний вміст певної речовини, що не спричиняє негативного впливу на здоров'я людини та довкілля при тривалому контакті, є базовим критерієм оцінки екологічного стану водойм.

ВСТУП

Актуальність теми: стан прісних водойм України у XX-XXI ст. формується під впливом зростаючого антропогенного навантаження, що проявляється зміною хімічного складу води та порушенням біогеохімічних циклів. Узагальнення багаторічних досліджень гідрохімічного стану поверхневих вод України за період 1920-2020 рр. показує стійку тенденцію до зростання мінералізації, концентрацій неорганічних сполук азоту і фосфору та органічних речовин. Аналіз динаміки біогенних елементів безпосередньо у Тернопільському водосховищі підтверджує ці тенденції, вказуючи на можливість стабілізації вмісту амонію та фосфатів шляхом спрямованого введення штаму *Chlorella vulgaris* [38]. Такий масштабний антропогенний вплив безпосередньо пов'язаний з процесами інтенсивної урбанізації, розширенням сільськогосподарських угідь та промисловою експлуатацією водних ресурсів [63; 64].

Для річкових басейнів України характерним є домінування дифузного надходження біогенних елементів із сільськогосподарських угідь та населених пунктів. Це підтверджено для басейнів нижнього Дунаю, Дністра та Пруту, де основну частину азоту й фосфору у воді формують не точкові скиди, а стік з агроландшафтів і урбанізованих територій [22; 50]. Подібні закономірності просторового розподілу біогенів у залежності від того, наскільки вираженим є антропогенний вплив встановлені також для нижнього Дунаю [60].

В умовах міських ландшафтів евтрофікація проявляється особливо виразно. Дослідження озер системи Опечень у м. Києві показали, що високі концентрації амонійного азоту, фосфатів і органічних речовин супроводжуються зменшенням прозорості води та накопиченням мулових відкладів [18]. Встановлена аналогічна ситуація у водоймах Києва - надмірний антропогенний вплив внаслідок урбанізації призводить до порушення гідрохімічного режиму та спрощення трофічної структури екосистем [5].

Важливою складовою евтрофікації є внутрішнє навантаження, пов'язане з надходженням фосфору й азоту з донних відкладів. Анотації сучасних досліджень вказують, що за умов гіпоксії та температурної стратифікації відбувається

ремобілізація біогенів з мулу у товщу води, що підтримує високу трофність навіть при зменшенні зовнішніх надходжень [60].

Зростання біогенного навантаження безпосередньо впливає на фітопланктон. Для міських водойм Київської агломерації показано, що підвищення концентрацій азоту і фосфору супроводжується домінуванням зелених водоростей (*Chlorella* sp., *Scenedesmus* sp.) та ціанобактерій (*Microcystis* sp., *Aphanizomenon* sp. та ін.) [42]. Подібні закономірності описані й у міжнародних роботах, де зазначено, що короточасні гідрологічні імпульси та антропогенне навантаження через надходження поживних речовин стимулюють спалахи зелених водоростей у мілководних озерах [72]. Підвищення температури води посилює ці процеси. Наприклад, у Київському водосховищі, теплові аномалії сприяли заміщенню діатомових водоростей ціанобактеріями, зокрема родів *Microcystis* та *Aphanizomenon* [76]. Як наслідок формується явище «цвітіння» води, яке відображає структурну перебудову фітопланктону і є типовим проявом евтрофікації [77].

Для водойм України встановлено, що масові спалахи ціанобактерій є регулярними в умовах підвищених концентрацій біогенних елементів [42; 79]. Опрацювання матеріалів з даної тематики доводить, що сумарний антропогенний вплив провокує ці спалахи, які супроводжуються накопиченням токсинів та погіршенням кисневого режиму, що негативно впливає на водні організми [40; 68].

Отже, навіть за даними відкритих джерел простежується чітка картина: евтрофікація прісних водойм є результатом порушення зовнішніх і внутрішніх потоків азоту й фосфору, а фітопланктон - зокрема зелені водорості та ціанобактерії - виступає ключовим індикатором і активним учасником цих біогеохімічних трансформацій.

Обґрунтування вибору теми дослідження: сучасний стан Тернопільського ставу є результатом тривалої взаємодії природних особливостей його формування та інтенсивного антропогенного тиску. Походження водойми на місці колишньої заплави річки Серет створює первинні передумови для евтрофікації через історичне накопичення органіки в ґрунтах. Водночас аграрне навантаження від

переносу нутрієнтів та урбанізований вплив міста Тернопіль (зливові стоки, ксенобіотики) провокують неконтрольоване «цвітіння» води.

Наукова проблема: полягає у необхідності розробки комплексної стратегії реабілітації такої складної системи. Використання методів «зеленої» біотехнології, зокрема альголізації штамом *Chlorella sp.*, дозволяє не лише пригнічувати патогенну флору, а й інтенсифікувати процеси самоочищення, що є актуальним напрямом сучасної екології та біології.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами: робота виконувалась у межах науково-дослідної теми «Альгологізація Тернопільського ставу зеленими мікроводоростями (хлорела і сценедесмус)» (договір № 21 ТНПУ ім. В. Гнатюка з КП «ОПКіВ м. Тернополя» від 10.02.2022 р.; науковий керівник - проф. Грубінко В. В.). За результатами якої було отримано авторське право патент на корисну модель «Спосіб оптимізації екологічного стану води у водосховищах»: пат. 162855 Україна: C02F 3/34 (2023.01) A61K 36/05 (2006.01) / Чвалюк Галина Василівна (UA), Хоменчук Володимир Олександрович (UA), Боднар Оксана Ігорівна (UA), Грубінко Василь Васильович (UA), Калінін Ігор Васильович (UA), Томчук Віктор Анатолійович (UA); володілець Національний університет біоресурсів і природокористування України. - № u2025 05563, заявл.13.11.2025, опубл. 30.04.2026, Бюл. № 17. Також практична реалізація теми отримала відображення у Програмі Тернопільської міської ради «Міське озеро - візит до міста Тернополя» (також відомої як «зелена кімната»), що відбулася 27 квітня 2026 року.

Мета дослідження: теоретично обґрунтувати та експериментально підтвердити ефективність біотехнологічного методу відновлення Тернопільського ставу на основі використання зелених мікроводоростей *Chlorella sp.* для нівелювання наслідків багатофакторного антропогенного навантаження.

Завдання дослідження:

1. Вивчити генезисні та гідрохімічні передумови евтрофікації водосховища.
2. Оцінити накопичувальний вплив урбанізованого середовища на стан водойми.

3. Експериментально обґрунтувати ефективність керованої альголізації як інструменту стримування «цвітіння» води.

4. Дослідити механізми трансформації сполук азоту та фосфору під впливом мікроводоростей.

5. Вивчити біоремедіаційний потенціал *Chlorella sp.* щодо стабілізації вмісту йонів деяких металів у воді Тернопільського ставу.

6. Розробити та обґрунтувати технологічні рекомендації щодо сезонної ревіталізації водойми.

Об'єкт дослідження: процеси трансформації гідрохімічного та гідробіологічного стану прісноводної екосистеми під впливом керованої альголізації.

Предмет дослідження: біоремедіаційний потенціал мікроводоростей *Chlorella sp.* в умовах багатofакторного антропогенного навантаження Тернопільського ставу.

Методи дослідження: методи відбору проб, спектрофотометричні (фосфор, амонійний, нітратний, нітритний нітроген), титриметричні (ХСК), потенціометричні (водневий показник) розчинні форми металів (йони магнію (Mg^{2+}), цинку (Zn^{2+}), та феруму (Fe^{2+})) у воді визначали методом атомно-абсорбційної спектрофотометрії, мікроскопічні, статистичні.

Наукова новизна отриманих результатів: ми вперше розробили та обґрунтували рекомендації щодо відновлення, адаптовані до умов Тернопільського ставу, з визначенням критичних дозувань та графіків внесення біомаси; удосконалили схему екологічного моніторингу через стратегічне зонування акваторії («Галичина», «Опілля», «Циганка») для «адресної» альголізації; розширили розуміння механізмів міжвидової конкуренції *Chlorococcales* та *Суанophyta* у деградації токсичних видів фітопланктону; аргументовано можливість використання мікроводоростей як активних агентів детоксикації металевого навантаження в урбанізованих водоймах.

Практичне значення отриманих результатів: розроблено технологічні та методичні рекомендації можуть бути впроваджені в практику роботи

водоохоронних організацій та комунальних підприємств для оздоровлення міських водойм. Результати щодо біосорбції металів можуть використовуватися для очищення стічних вод. практична реалізація теми отримала відображення у Програмі Тернопільської міської ради «Міське озеро - візит до міста Тернополя» (також відомої як «зелена кімната»), що відбулася 27 квітня 2026 року.

Особистий внесок здобувача: автором самостійно проведено патентно-інформаційний пошук, здійснено регулярні польові виїзди та експерименти (2023-2025 рр.). Основний обсяг лабораторних гідрохімічних аналізів, мікроскопічний контроль та статистична обробка даних виконані автором особисто. У спільних працях внесок здобувача полягав у систематизації даних та підготовці теоретичних положень публікацій.

Публікації: по темі дисертації опубліковано 22 праці, в тому числі 4 статті у фахових виданнях, 1 патент та 17 матеріалів тез доповідей на з'їздах та конференціях.

Структура та об'єм роботи: дисертація складається із вступу, 6 розділів, висновків, списку використаних літературних джерел, який нараховує 145 назв (з них 68 латиною), та 20 додатків. Обсяг основного тексту рукопису становить 136 сторінки, загальний обсяг - 205 сторінок, що включають 64 рисунки.

РОЗДІЛ I. ЕКОЛОГІЧНІ ТА БІОГЕОХІМІЧНІ МЕХАНІЗМИ ТРАНСФОРМАЦІЇ ПРІСНОВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ ЗА УЧАСТЮ ФІТОПЛАНКТОНУ

1.1. Взаємозумовленість фізіолого-біохімічних адаптацій фітопланктону та фізико-хімічного режиму водного середовища в умовах евтрофікації

Порушення біогеохімічних циклів, що лежить в основі евтрофікації, реалізується у водному середовищі через діяльність фітопланктону як важливого трансформатора неорганічних форм сполук азоту, фосфору і вуглецю. Надлишкові надходження NO_3^- , NH_4^+ і PO_4^{3-} швидко включаються в біомасу мікроводоростей і ціанобактерій, переводячи хімічне навантаження в біологічно активну форму [46]. Саме ця трансформація визначає подальшу перебудову фізико-хімічного режиму водойми. Сполуки нітрогену і фосфору не обмежуються роллю поживних субстратів; вони визначають напрям і характер перетворень, визначаючи інтенсивність фотосинтезу та редокс-умови. За надлишку біогенів швидкість первинної продукції різко зростає, що формує контрастні вертикальні градієнти окисно-відновного потенціалу [77; 83].

Інтенсивний фотосинтез зумовлює різке зниження концентрації CO_2 у поверхневому шарі та відповідне підвищення рН у світлу фазу доби, тоді як у темну фазу домінує респірація, що призводить до накопичення CO_2 і зниження вмісту розчиненого кисню [83]. Такі добові коливання створюють хімічно нестабільне середовище, де форма азоту має принципове значення: амоній стимулює інтенсивні продукційні сплески, а фосфати визначають їх масштаб [45]. Ключовим залишається співвідношення N:P: дефіцит нітрогену сприяє азотофіксувальним ціанобактеріям, а надлишок фосфору - домінуванню евтрофних зелених форм [80].

Зростання біомаси супроводжується накопиченням автохтонної органічної речовини. Її мінералізація в товщі води і донних відкладах є потужним споживачем кисню, що запускає внутрішній рециклінг біогенів. За гіпоксії відновлення Fe(III) до Fe(II) супроводжується десорбцією фосфатів з мінеральної фази осадів і накопиченням амонію, що знову живить фітопланктон [32, 95-103]. Цей

автокаталітичний механізм (поживні речовини → біомаса → органічна речовина → мінералізація → повторне вивільнення) забезпечує високу інерційність евтрофних систем навіть за зменшення зовнішнього навантаження.

Окрім макробіогенів, істотну роль відіграють мікроелементи. Ферум контролює доступність фосфору, а молібден і мідь входять до складу ферментів азотного обміну. Проте перевищення їх фізіологічних концентрацій інгібує електронтранспортні ланцюги й запускає оксидативний стрес [70]. Метали, мобілізовані за відновних умов, змінюють токсикологічний профіль середовища, який додатково ускладнюється присутністю мікропластику, що концентрує ксенобіотики на поверхні клітин [62; 74].

На клітинному рівні зелені мікроводорості, зокрема *Chlorella*, відповідають на цей комплексний тиск багаторівнево. Первинна адсорбція йонів відбувається на клітинній стінці, далі метали секвеструються фітохелатинами, а антиоксидантні системи нейтралізують реактивні форми кисню [45; 51]. При цьому перебудовується пігментний апарат: зменшується частка хлорофілу *a* та зростає роль каротиноїдів для обмеження фотодеструкції [57]. *Chlorella pyrenoidosa* виявляє особливу пластичність, підтримуючи активність за підвищених температур, що характерно для мілководних водойм [80].

Тривала дія хімічних стресорів спричиняє селекцію толерантних штамів із ефективнішим хелатуванням металів. Такі угруповання підтримують високу продукцію, водночас модифікуючи редокс-умови та рН [68; 69]. Хоча відновлення макрофітної рослинності може стабілізувати систему, обмежуючи розвиток фітопланктону [73], у евтрофних умовах саме мікроводорості залишаються ключовими агентами впливу. Через перебудову внутрішніх систем адаптації фітопланктон не лише пристосовується до порушень біогеохімічних циклів, а й закріплює стійкі фізико-хімічні зрушення, що визначають сучасний стан прісноводних екосистем. Ця інтегративна роль створює наукове підґрунтя для керованого використання мікроводоростей у біоремедіації водойм.

1.2. Роль мікрководоростей у регулюванні кисневого режиму та деструкції органічних речовин (за показниками БСК та ХСК) у прісних водоймах

Екологічне благополуччя прісноводних екосистем та їхня здатність протистояти антропогенному тиску значною мірою визначаються станом кисневого режиму. Розчинений у воді кисень виступає не лише базовим параметром для виживання гідробіонтів, а й ключовим каталізатором процесів самоочищення, що забезпечує мінералізацію органічних сполук та стабільність гідрохімічних показників [60]. У водоймах, які зазнають значного техногенного впливу - від малих річок Тернопільщини до великих басейнів на кшталт Нижнього Дунаю - часто фіксуються глибокі дефіцити кисню, що корелюють із різким зростанням біохімічного (БСК₅) та хімічного (ХСК) споживання кисню [27; 60]. У таких дестабілізованих системах роль зелених мікрководоростей стає вирішальною, оскільки вони трансформують сонячну енергію в біогенну оксигенацію, відновлюючи природний баланс середовища.

Впровадження у водні об'єкти адаптованих штамів, зокрема *Chlorella vulgaris* Polikarp, дозволяє інтенсифікувати фотосинтетичну аерацію, яка за своєю ефективністю суттєво перевищує природну дифузію кисню з атмосфери. Це насичення водної товщі киснем створює умови для активної роботи аеробних мікроорганізмів, що забезпечують деструкцію складних органічних забруднювачів. Як результат, спостерігається динамічне зниження показників ХСК, що свідчить про глибоке очищення води від розчиненої органіки [32]. Водночас формування сталої популяції фітопланктону за оптимального співвідношення біогенних елементів сприяє асиміляції нутрієнтів: мікрководорості активно залучають неорганічні сполуки азоту та фосфору до біосинтетичних процесів, переводячи їх у форму органічно зв'язаної біомаси [17]. Цей механізм не лише знижує рівень сапробності, а й регулює співвідношення різних форм азоту - амонію, нітритів та нітратів, що має критичне значення для запобігання токсикозам гідробіонтів [30].

Окрему увагу в контексті самоочищення слід приділити взаємодії мікрководоростей із донними відкладами. В евтрофованих водоймах мулові

наслоєння стають депо для органічних речовин та важких металів, які за умов аноксії (відсутності кисню) здатні до вторинної міграції у водну товщу [5]. Постійне продукування кисню хлорелою у придонних шарах води створює стійкий окиснювальний бар'єр, який «замикає» забруднювачі в інертному стані у складі донних осадів. Отже, мікроводорості виконують функцію буферної системи, яка нівелює наслідки надмірного біогенного навантаження. Сезонні спостереження показують, що саме в періоди найвищої сонячної інсоляції та активного росту мікроводоростей процеси деструкції органіки відбуваються найбільш інтенсивно, що дозволяє підтримувати екологічну ємність водойми навіть у критичні літні періоди [7; 60].

Отже, регуляторна функція мікроводоростей є багатогранною: вона поєднує пряму оксигенацію, біохімічну трансформацію азотовмісних сполук та контроль над міграцією речовин у системі «вода-донні відклади». Використання цього біологічного потенціалу є перспективним шляхом для ревіталізації антропогенно змінених водойм, оскільки дозволяє досягти сталого зниження БСК та ХСК природними методами [27; 32].

1.3. Біогеохімічна трансформація та метаболічна роль магнію, феруму і цинку в прісноводних екосистемах

Міграція та трансформація металів у прісноводних об'єктах є складним багатофакторним процесом, динаміка якого визначається рухливою рівновагою між розчиненими, колоїдними та завислими формами сполук [21]. У водоймах територій із суттєвим антропогенним тиском, зокрема в малих річках Тернопільщини, інтенсивність переміщення металів корелює не лише з техногенними викидами, а й з природними особливостями - літологічним складом порід річкового басейну [27]. При цьому ключове значення має фізико-хімічна специфікація елементів: якщо вільні гідратовані іони становлять найбільшу загрозу через свою токсичність, то їхня взаємодія з природними органічними лігандами, як-от гумінові чи фульвокислоти, призводить до утворення стійких комплексів, що деактивує їхню біологічну доступність [8; 10].

Вибір магнію, феруму та цинку як пріоритетних об'єктів дослідження зумовлений їхньою унікальною функціональною роллю у підтриманні гомеостазу водної екосистеми. Ці елементи формують хімічну основу роботи так званого «біологічного насоса» водойми, де фітопланктон виступає головним трансформатором речовини та енергії.

Роль магнію (Mg) у цьому процесі є фундаментальною, оскільки він лімітує первинну продукцію через свою присутність у центрі молекули хлорофілу. Забезпечуючи структурну цілісність фотосинтетичного апарату, магній одночасно виступає незамінним учасником енергетичного обміну, координуючи реакції фосфорилювання та синтезу АТФ [32; 43]. Навіть незначне зниження концентрації цього мезоелемента спричиняє деградацію хлоропластів, що миттєво відбивається на зменшенні біомаси мікродоростей та пригніченні здатності водойми до самоочищення. Натомість оптимальний вміст магнію стимулює життєдіяльність штамів *Chlorella vulgaris*, активізуючи продукування кисню.

Динаміка сполук феруму (Fe) тісно переплетена з процесами клітинного дихання та фотосинтетичного транспорту електронів, оскільки залізо входить до складу цитохромів та ферредоксинів [21]. У прісноводних системах цей метал демонструє високу лабільність: інтенсивне насичення води киснем у результаті фотосинтезу сприяє окисненню розчиненого двовалентного заліза до тривалентного стану. Наслідком цього є формування нерозчинних гідроксидів, які, випадаючи в осад, сприяють вилученню металу з водної товщі, хоча за певних умов надлишок феруму може стати тригером окиснювального стресу для альгофлори [27; 32].

Особливе місце в системі ферментативної регуляції посідає цинк (Zn). Його участь у роботі карбоангідрази забезпечує ефективну фіксацію діоксиду вуглецю, що є критичним для росту та поділу клітин фітопланктону [43]. Проте екологічна роль цинку є амбівалентною. З одного боку, він необхідний для синтезу нуклеїнових кислот, що важливо для успішної ревіталізації водойм методами альголізації [32]. З іншого - у регіональному контексті (на прикладі річок Тернопільщини) зафіксовані концентрації цинку нерідко перевищують

рибогосподарські нормативи у кілька разів. У таких умовах мікроелемент трансформується у токсикант, що порушує стабільність біогеохімічних циклів та пригнічує розвиток чутливих гідробіонтів [27].

Процес самоочищення водою від цих металів реалізується через механізми біоремедіації. Мікроводорості здійснюють первинну пасивну біосорбцію металів функціональними групами своїх оболонок, що відбувається надзвичайно швидко - основна частка поглинається протягом перших трьох діб досліду [32]. Надалі відбувається активна біоаккумуляція та внутрішньоклітинна детоксикація шляхом секвестрації металів у вакуолях за участю специфічних білків - фітохелатинів та металотіонеїнів [21; 43].

Завершальним етапом трансформації є накопичення металів у донних відкладах, які стають тривалим «депо» забруднювачів. Проте цей стан не є статичним: будь-які коливання рН або виникнення дефіциту кисню можуть ініціювати десорбцію металів, повертаючи їх у водну товщу та створюючи ефект вторинного забруднення [8; 10]. Отже, взаємодія магнію, феруму та цинку у ланцюгу «вода - фітопланктон - донні відклади» формує замкнений цикл, аналіз якого є необхідним для прогнозування екологічного стану та розробки стратегій відновлення прісноводних екосистем.

1.4. Характеристика об'єкта досліджень

1.4.1 Географічне положення та морфометричні характеристики Тернопільського водосховища

Тернопільське водосховище розташоване в межах м. Тернопіль у долині річки Серет - лівої притоки Дністра. За типом водного об'єкта воно є русловим, сформованим у межах природного русла з регульованим гідрологічним режимом. Відвід води здійснюється через відкриту ділянку Серету нижче греблі. Водосховище функціонує як окремий гідротехнічний об'єкт із можливістю сезонного регулювання рівня води та забезпечення екологічного попуску [10].

Сучасні морфометричні показники характеризують водойму як відносно мілководну з окремими глибокими ділянками (Додаток 2). Довжина акваторії

становить 4755 м, максимальна ширина - 1162 м, середня - 654,7 м. Найбільша глибина сягає 11,2 м, середня - 3,92 м. Площа водного дзеркала при нормальному підпірному рівні становить 311,3230 га, загальний об'єм - понад 12 млн м³, корисний - 7,49 млн м³. Частка заростання водної поверхні не перевищує 4 %, що свідчить про відносно обмежене поширення макрофітної рослинності [25] (Додаток 3).

Поєднання значної площі акваторії та помірних глибин створює умови для сезонної стратифікації, нерівномірного розподілу кисню та локалізації донних заглиблень, які відіграють роль осередків акумуляції осадів і біогенних речовин. Просторова конфігурація водойми зумовлює формування різних за гідродинамікою ділянок - від рекреаційно освоєних до техногенно навантажених [29].

Морфометричні та гідрологічні характеристики Тернопільського водосховища свідчать про його значний водний потенціал і різноманітність умов для розвитку гідробіонтів. Просторова конфігурація водойми забезпечує достатню площу для формування продукційних процесів, а глибини створюють умови для стратифікації та сезонних коливань кисневого режиму. Водночас відносно невеликий відсоток заростання водного дзеркала можна розглядати як позитивний чинник, що зменшує ризик надмірної евтрофікації, але водночас обмежує природні можливості самоочищення через макрофітну рослинність.

Корисний об'єм водосховища дозволяє підтримувати екологічний попуск, необхідний для збереження річкової екосистеми нижче за течією. Це є важливою перевагою, адже забезпечує мінімальний рівень водообміну навіть у періоди низької водності. Разом з тим втрати на випаровування та фільтрацію, що фіксуються щороку (668,2 тис. м³), відображають природні процеси водного балансу, але водночас зменшують реальний обсяг води, доступний для екологічних і рекреаційних потреб [25].

Отже, поєднання просторових характеристик, глибини та об'ємів води створює умови для розвитку евтрофних процесів, але водночас робить

водосховище цінною моделлю для дослідження можливостей використання зелених водоростей у біоремедіації та стабілізації екологічного стану водосховища.

1.4.2. Гідрологічні та гідрохімічні особливості водойми

Гідрологічний режим водосховища визначається припливом із верхньої частини басейну річки Серет та Івачівського водосховища, а також регулюванням стоку через гідропоруди. За своїм генезисом об'єкт є штучною водоймою руслово-заплавного типу, ложе якої сформоване безпосередньо у заплаві річки Серет. Це визначає те, що сучасні заплавні екосистеми ставу функціонують у межах колишньої заболоченої низовини, що зумовлює специфічну морфометрію об'єкта [29].

Згідно з технічними даними Паспорта водного об'єкта, при площі дзеркала 311,323 га середня глибина становить 3,92 м, а максимальна сягає 4,60 м [25]. Екологічні витрати води у створі греблі становлять близько 1,07 м³/с, що забезпечує мінімально необхідний водообмін, однак у межах акваторії спостерігається сповільнена течія, яка сприяє осадонакопиченню та формуванню ділянок зі зниженим кисневим режимом [10].

Постійний антропогенний вплив на водозбірну територію призводить до інтенсивного надходження алювіальних часток. Аналіз батиметричних даних підтверджує, що чаша ставу сприяє активному осадженню алювіальних часток, особливо у верхів'ї та вздовж правих берегів, де заплавні екосистеми зазнають найбільшого замулення [25].

Для водойми характерні сезонні коливання концентрацій сполук азоту і фосфору, зміни рН та вмісту розчиненого кисню. Накопичення органічної речовини в донних відкладах активізує процеси мікробіологічної деструкції, що супроводжується підвищенням споживання кисню та ризиком формування гіпоксичних зон. У літній період інтенсивний антропогенний вплив, що виражається у надходженні біогенів зі зливовими стоками, провокує прояви евтрофікації та масовий розвиток фітопланктону, зокрема ціанобактерій, що відображає порушення трофічної рівноваги [54]. Саме специфічна заплавна

морфологія чаші та високий вміст біогенів у мулах стимулюють масове «цвітіння» води, оскільки заплавні екосистеми ставу стають сприятливим середовищем для вегетації синьо-зелених водоростей у періоди літнього прогріву [24; 25].

Сумарне антропогенне навантаження у поєднанні із внутрішньою ремобілізацією поживних речовин із донних відкладів формує стійкий евтрофний тип функціонування водойми. За таких умов фітопланктон виступає не лише індикатором, а й активним регулятором біогеохімічних процесів.

1.4.3. Евтрофікація Тернопільського ставу в історичному аспекті та характеристика берегової лінії

Ретроспективний аналіз генезису Тернопільського ставу свідчить, що його сучасний екологічний стан є прямим наслідком складної гідротехнічної трансформації, яка розпочалася ще у XVI столітті. Витоки водойми безпосередньо пов'язані із заплавними екосистемами Серету, де річка у своїх верхів'ях історично утворювала розлогі мочариська й болота (рис. 1.1.) [2].

Офіційна історія формування ставу стартувала у 1540-1548 роках, коли король Сигізмунд I надав привілей Янові Тарновському на спорудження замкового комплексу та греблі [1; 26]. Зарегулювання заплави призвело до підняття рівня води на 2,5-3 метри, фактично законсервувавши під водним дзеркалом алювіальні ґрунти, надзвичайно багаті на органічні рештки [6]. Саме цей «заплавний» генезис став первинним чинником евтрофікації, перетворивши ложе ставу на природний акумулятор біогенів [2; 33; 84].

Протягом XVII-XX століть функціональна роль та гідрологічний режим ставу неодноразово змінювалися. Воєнні руйнування та регулярні спуски води перетворювали плесо на заболочену територію, де інтенсивно накопичувалися органічні відклади через розростання очерету й ряски [3; 19]. Кожне наступне наповнення чаші ставу супроводжувалося активною мінералізацією цих залишків, що провокувало «вибуховий» розвиток фітопланктону [4].



Рис. 1.1. Загребелля з видом на річку Серет. Адаптовано з [26].

Докорінний злам у долі водойми відбувся у другій половині XX століття, коли її роль трансформувалася з господарської у суто рекреаційну. Масштабна реконструкція 1956 року та подальші земснарядні роботи 1950-1960-х років дозволили значно поглибити дно (місцями до 7-17 метрів) і розширити межі плеса [9; 12]. Створення набережної, пляжів та паркової інфраструктури надало об'єкту вагомому соціального значення, проте водночас посилювало антропогенний пресинг на екосистему [11; 20].

На сучасному етапі до природної «болотяної спадщини» додався агресивний урбанізований вплив. Дослідження останніх десятиліть фіксують стійку тенденцію до накопичення азотовмісних сполук, що посилюється через транскордонне надходження забруднювачів із агрополів та неконтрольовані зливові стоки міста [22]. Гіпертрофність ставу сьогодні проявляється у стабільному домінуванні синьо-зелених водоростей і заморах риби. Попри локальні заходи, як-от встановлення аераційних фонтанів у 2017 році, стан водойми вимагає переходу до системних біотехнологічних методів ревіталізації, які б базувалися на глибокому розумінні історичної трансформації цього об'єкта [1].

Процеси гідрохімічної деградації ставу тісно переплітаються з фізичною трансформацією його контурів. Зміна морфометричних характеристик водойми відбувалася паралельно із розбудовою міської інфраструктури, що призвело до докорінної зміни структури берегової лінії та посилення техногенного тиску.

Із 1970-х років водойма стала акумулятором забруднювальних речовин, що надходять із сільськогосподарських угідь, урбанізованих територій та приток Серету [10] (Додаток 4 адаптовано з [28]). Такий опосередкований антропогенний вплив призвів до поступової деградації самоочисної здатності екосистеми.

Берегова лінія поєднує природні та техногенно трансформовані ділянки. У верхній частині акваторії збереглися мілководні затоки, тоді як у межах міста прибережна зона втратила природну структуру через щільну забудову та рекреаційні об'єкти, розташування пляжу «Циганка» [54] (Додаток 3, 4). Суттєвим чинником дестабілізації залишається пряме антропогенне навантаження через стік річки Рудка, яка приймає поверхневий стік із транспортних і промислових зон міста. Недіючі очисні споруди в с. Біла та каналізування окремих приток додатково ускладнюють екологічний контроль, перетворюючи водосховище на приймач зважених речовин, біогенів і нафтопродуктів [35, 54].

Екотоксикологічні дослідження донних відкладів засвідчили наявність рухомих форм важких металів та ознаки вторинного забруднення, що зумовлено тривалим антропогенним пресом та процесами замулення [54]. Сучасний стан екосистеми визначається як типово евтрофний, що характеризується високими концентраціями біогенних елементів, періодичними спалахами «цвітіння» води та нестабільним кисневим режимом. Рекреаційне використання акваторії лише посилює антропогенний вплив на гідрологічний режим, вимагаючи впровадження системного моніторингу та активних заходів ремедіації [35].

З метою мінімізації наслідків антропогенного навантаження та пригнічення масового розвитку ціанобактерій, у період 2023-2025 років на базі Тернопільського водосховища було впроваджено заходи з біологічної ремедіації шляхом методу альголізації. Ця стратегія спрямована на нівелювання негативних наслідків, які спричинив багаторічний антропогенний вплив на біоценоз ставу. Практична

реалізація цього підходу здійснювалася у межах Програми Тернопільської міської ради «Міське озеро - візит до міста Тернополя» (також відомої як «зелена кімната») (Додаток 5) і полягала у систематичному внесенні в акваторію ставу пасти та суспензії штамів *Chlorella vulgaris*, що входило до екологічного блоку заходів з очищення водойми, біотехнологічних втручань та моніторингу якості води, що підтверджується офіційною відповіддю КП «Об'єднання парків культури і відпочинку м. Тернополя» на наш інформаційний запит (Додаток 6) протягом 2021-2025 років. Дані заходи були спрямовані на відновлення екологічного балансу та створення трофічного бар'єра для ціанобактерій за допомогою сертифікованого посівного матеріалу, що відповідає державним стандартам якості (Додаток 7) та технічній компетентності вимірювальних лабораторій згідно свідоцтва про атестацію (Додаток 8).

1.5. Біологічні об'єкти досліджень

1.5.1. *Chlorella vulgaris* Beijerinck як біологічний об'єкт досліджень

Вибір *Chlorella vulgaris* Beijerinck як агента біоремедіації Тернопільського ставу обґрунтований її високою метаболічною активністю та еукаріотичною структурою, що забезпечує стабільність популяції та прогнозованість фізіологічних реакцій на антропогенне навантаження порівняно з прокаріотичними ціанобактеріями [77; 78; 82]. Завдяки значній питомій швидкості росту та здатності до інтенсивної асиміляції біогенних елементів, цей штам ефективно конкурує за ресурсну базу, виступаючи дієвим інструментом пригнічення токсичного «цвітіння» води та відновлення біологічного балансу евтрофованих екосистем. Систематичне положення виду:

Царство: Рослини (*Plantae*)

Відділ: Зелені водорості (*Chlorophyta*)

Клас: Требуksіофіцієві (*Trebouxiophyceae*)

Порядок: Хлорелокальні (*Chlorellales*)

Родина: Хлорелові (*Chlorellaceae*)

Рід: Хлорела (*Chlorella*)

Вид: Хлорела звичайна (*Chlorella vulgaris*)

Морфологічна організація *C. vulgaris* характеризується простотою та високою ефективністю: клітини мають сферичну або еліпсоїдну форму діаметром від 2 до 10 мкм, що забезпечує оптимальне співвідношення поверхні до об'єму для інтенсивного поглинання розчинених речовин [49, р. 108] (Рис. 1.2 [14]).

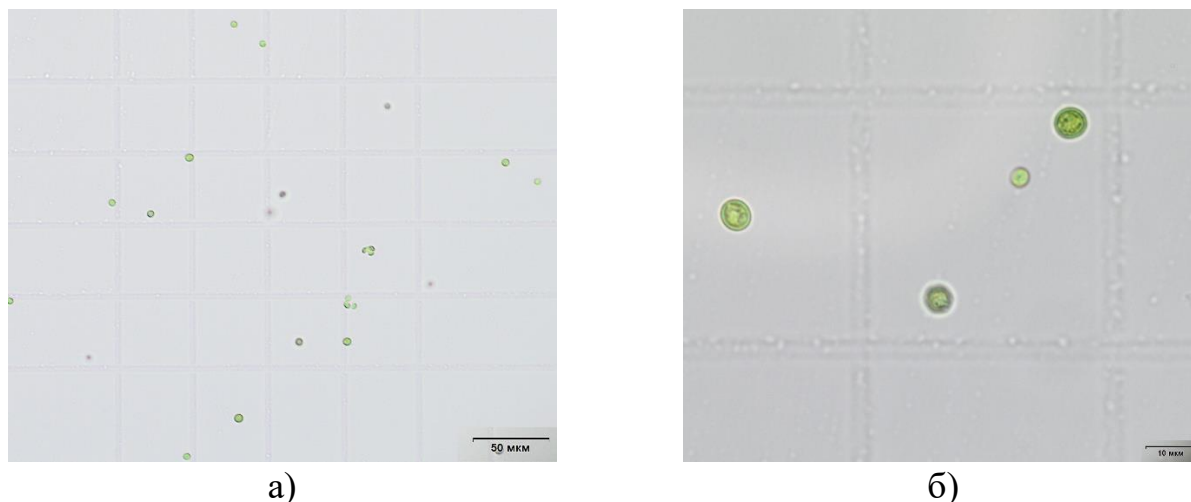


Рис. 1.2. Мікрофотографії *Chlorella vulgaris*, виявлених у планктоні Тернопільського ставу за різного збільшення: а) загальний вигляд популяції (збільшення $\times 200$); б) мікрофотографії клітин хлорели на збільшенні з використанням імерсійного об'єктива (збільшення $\times 1000$).

На відміну від прокаріотичних ціанобактерій, *C. vulgaris* має чітко диференційоване ядро та складну систему органел, що зумовлює її стабільність у культурі та прогнозованість реакцій на антропогенне навантаження. Центральним елементом цитоплазми є масивний чашоподібний хлоропласт із піреноїдом - зоною активного синтезу крохмалю, що дозволяє водорості підтримувати високу швидкість фотосинтезу навіть в умовах недостатньої інсоляції [48, р. 435; 49, р. 109]. Важливою особливістю є багат шарова клітинна стінка, що містить целюлозу та спорополеніноподібні сполуки, які виконують роль біохімічного бар'єра та сорбційного матриксу [49; 61].

Життєвий цикл хлорели реалізується виключно безстатевим шляхом через автоспорогенез. Цей процес включає фазу активного росту, поділ протопласта материнської клітини на 2, 4, 8 або 16 частин і подальший вихід дочірніх автоспор крізь розрив материнської оболонки [14; 48, р. 4; 49; 61].

Така стратегія розмноження дозволяє популяції миттєво реагувати на появу поживних речовин, забезпечуючи швидкий перехід від лаг-фази до експоненціального росту чисельності, що підтверджується польовими спостереженнями у Тернопільському ставі [37].

Біохімічний профіль клітини відзначається високою концентрацією біологічно активних сполук: 45-60 % білків, 15-20 % ліпідів та до 25 % вуглеводів [49; 61]. Лабільність цього складу є ключовою адаптивною ознакою. Під впливом азотного дефіциту клітина переходить на накопичення енергетичних резервів у вигляді ліпідів та крохмалю [49; 58]. Присутність важких металів активує синтез фітохелатинів, що детоксикують іони заліза, марганцю та цинку, фіксуючи їх у біомасі [39; 49; 58].

У контексті біоремедіації *C. vulgaris* ефективно асимілює амонійні та нітратні форми азоту, а також ортофосфати [40; 60; 59; 78]. Вилучаючи ці нутрієнти, хлорела створює трофічний дефіцит для ціанобактерій, запобігаючи «цвітінню» води [40; 82]. Оксигенація водойми внаслідок фотосинтезу стимулює аеробну мікрофлору, що знижує показники БСК та ХСК, запускаючи процеси самоочищення [15; 58].

1.5.2. Ціанобактерії як природний компонент фітопланктону водосховища

Ціанобактерії (*Cyanobacteria*) - це не просто складник альгофлори, а фундаментальна група фотосинтезуючих прокаріотів, чия активність безпосередньо детермінує екологічний статус прісноводних екосистем. У Тернопільському водосховищі вони виступають динамічним індикатором трофічного стану, оскільки здатні миттєво трансформувати біогенне навантаження у вибухоподібне зростання біомаси. За умов прогресуючої евтрофікації та надмірного накопичення сполук азоту й фосфору, ці організми реалізують агресивну стратегію домінування, через яку природні рослинні угруповання деградують, що призводить до явища масового «цвітіння» води [36; 52]. У більшості випадків цей процес стимулює інтенсивний антропогенний вплив, що

супроводжується неконтрольованим надходженням нутрієнтів у водне середовище.

Ключова небезпека такої експансії полягає в екологічній токсичності вторинних метаболітів ціанобактерій. Синтез ціанотоксинів (зокрема мікроцистинів та анатоксинів) не лише погіршує органолептичні властивості води, а й створює реальну загрозу для гідробіонтів, провокуючи окиснювальний стрес навіть у стійких видів мікроводоростей [53].

Досвід моніторингу урбанізованих водойм свідчить, що антропогенний тиск неминуче веде до деструкції біоценозу. Масовий розвиток ціанобактерій провокує різке падіння прозорості та витіснення чутливих груп водоростей, що фактично паралізує складні рослинні угруповання та природні механізми самоочищення екосистеми [42; 83]. Посилений антропогенний вплив у межах міської агломерації створює умови для формування монодомінантних спільнот синьо-зелених водоростей, що радикально змінює біогеохімічний режим ставу.

Екологічна пластичність ціанобактерій у Тернопільському ставі підсилюється їхньою здатністю до вертикальної міграції та ефективного фотосинтезу в умовах низької освітленості. Більше того, у контексті глобального потепління їхня конкурентна перевага над зеленими мікроводоростями стає дедалі очевиднішою через вищу термотолерантність та специфічні механізми поглинання фосфатів [59; 67].

З огляду на це, розуміння біології ціанобактерій є критичним для обґрунтування нашого підходу до біоремедіації. Саме агресивний характер їхнього розвитку диктує необхідність впровадження методів біологічного контролю, зокрема альголізації водойми конкурентоспроможними штамми *Chlorella vulgaris*, що здатні коригувати деформовані рослинні угруповання, нівелювати наслідки «цвітіння» та відновити екологічну рівновагу [55].

Цвітіння води Тернопільського водосховища викликане комплексом видів, серед яких переважають *Aphanizomenon flos-aquae*, *Dolichospermum flos-aquae*, *Dolichospermum affine* та *Microcystis flos-aquae*.

Ці види мають різні таксономічні позиції, але спільною рисою є здатність швидко засвоювати біогенні елементи та формувати щільні колонії, що призводить до порушення екологічної рівноваги.

Aphanizomenon flos-aquae (рис. 1.3) [16; 56] є унікальним представником нитчастих ціанобактерій, здатним формувати великі макроскопічні колонії, що нагадують хвоїнки. Його біологічна перевага полягає у наявності спеціалізованих клітин - гетероцист, які дозволяють організму засвоювати атмосферний азот. Це дозволяє виду домінувати, коли інші рослинні угруповання потерпають від дефіциту розчинених мінеральних форм цього елемента [48; 66]. Окрім екологічного значення як активного учасника «цвітіння» води, цей вид розглядається як перспективний об'єкт біотехнології завдяки високому вмісту білків та фікобіліпротеїнів, проте його використання потребує ретельного моніторингу на вміст специфічних нейротоксинів [75].

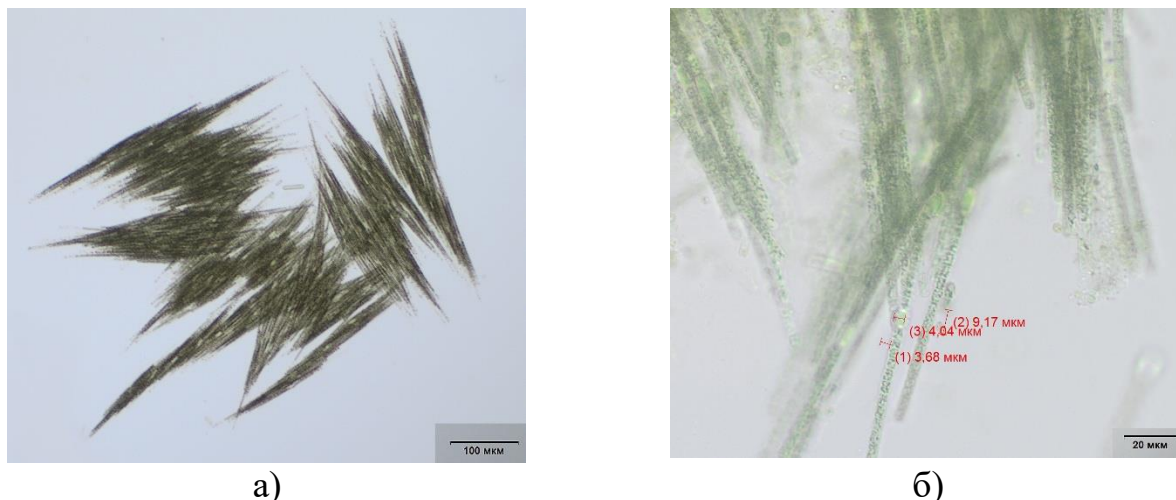


Рис. 1.3. Мікрофотографії ціанобактерій *Aphanizomenon flos-aquae*, виявлених у планктоні Тернопільського ставу за різного збільшення: а) загальний вигляд популяції (збільшення x100); б) структура трихома та окремих клітин (збільшення x400).

Dolichospermum flos-aquae (раніше відомий як *Anabaena flos-aquae* (Lyngbye) (рис. 1.4) [16; 56] вирізняється характерними спіралью закрученими трихомами та високою динамічністю розвитку у прогрітих шарах водойм. Завдяки системі газових вакуолей вид ефективно регулює власну плавучість, що дозволяє йому випереджати інші компоненти рослинних угруповань у конкуренції за світло та створювати щільні поверхневі скупчення [52]. У контексті екологічної безпеки цей

вид є одним із найнебезпечніших продуцентів анатоксинів, що зумовлює гостру необхідність контролю його чисельності під час масового розмноження [53].

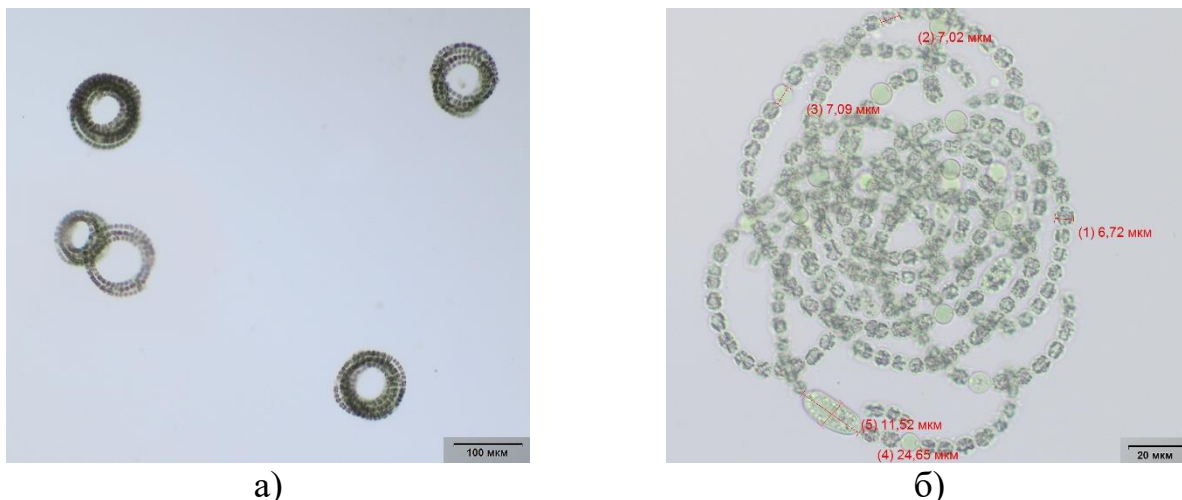


Рис. 1.4. Мікрофотографії ціанобактерій *Dolichospermum flos-aquae*, виявлених у планктоні Тернопільського ставу за різного збільшення: а) загальний вигляд популяції (збільшення $\times 100$); б) структура трихома та окремих клітин (збільшення $\times 400$).

Dolichospermum affine (колишня *Anabaena affinis* Lemmermann) (рис. 1.5) [16; 56] виступає ключовим індикатором глибокої антропогенної трансформації прісноводних екосистем, зокрема міських та приміських водосховищ. Його життєвий цикл тісно пов'язаний із формуванням стійких спокійних клітин - акінет, які здатні роками зберігати життєздатність у донних відкладах, ініціюючи нові спалахи «цвітіння» за сприятливих температурних умов [42]. Постійний антропогенний вплив на прибережні зони ставу сприяє накопиченню таких спочиваючих форм у донних відкладах. Впровадження методів біоремедіації, зокрема альголізації хлорелою, спрямоване на зміщення екологічної рівноваги та оздоровлення рослинних угруповань саме проти таких видів, що мають здатність до швидкого відновлення популяції з бентосних резервів [36, с. 158; 48].

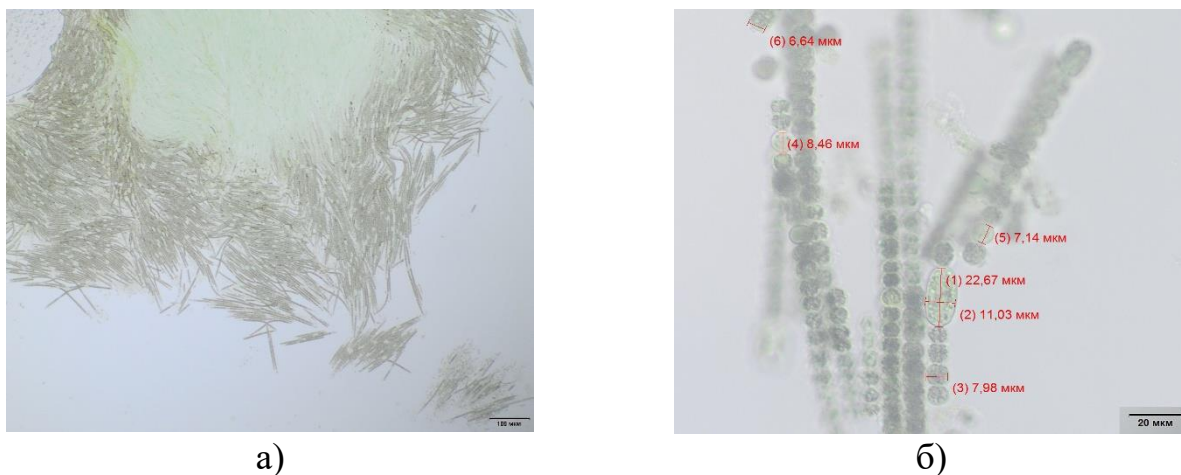


Рис. 1.5. Мікрофотографії ціанобактерій *Dolichospermum affine*, виявлених у планктоні Тернопільського ставу за різного збільшення: а) загальний вигляд популяції (збільшення $\times 100$); б) структура трихома та окремих клітин (збільшення $\times 400$).

Microcystis flos-aquae (рис. 1.6) [16; 56] представляє групу колоніальних ціанобактерій, чії клітини занурені у спільний слизовий матрикс, що захищає їх від виїдання зоопланктоном. Цей вид демонструє надзвичайну конкурентоспроможність щодо споживання фосфатів, часто стаючи абсолютним домінантом у гіперевтрофних екосистемах [83]. Дослідження взаємодії *M. flos-aquae* із зеленою мікроводорістю *Chlorella vulgaris* вказують на можливість стабілізації рослинних угруповань через трофічну конкуренцію, попри здатність мікроцистису виділяти гепатотоксини, які негативно впливають на метаболізм супутніх видів [67].

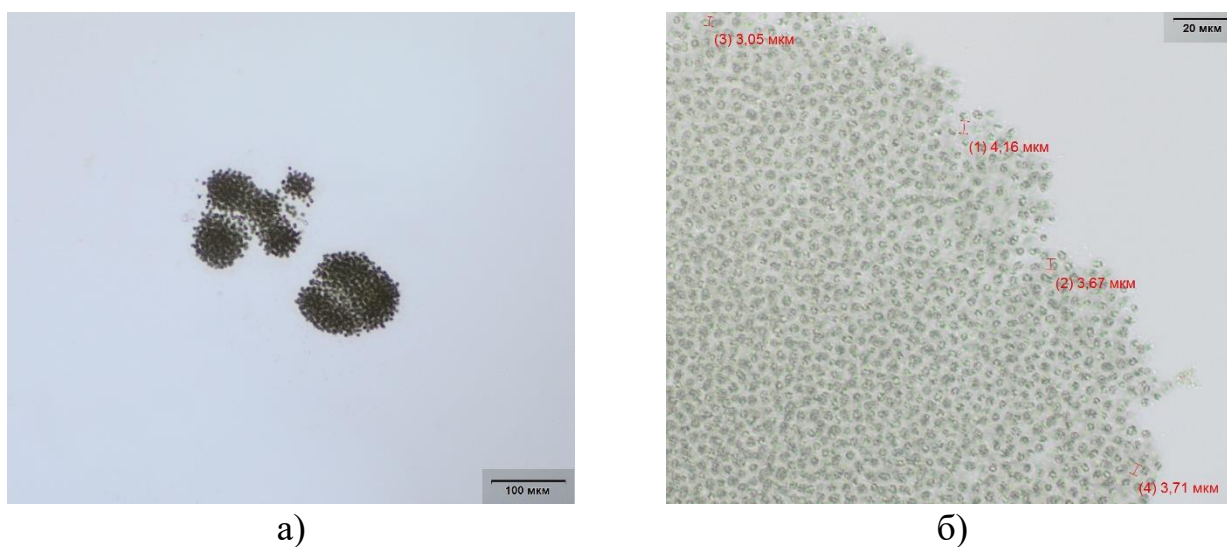


Рис. 1.6. Мікрофотографії ціанобактерій *Microcystis flos-aquae*, виявлених у планктоні Тернопільського ставу за різного збільшення: а) загальний вигляд популяції (збільшення x100); б) структура трихома та окремих клітин (збільшення x400).

1.5.3. Особливості взаємодії зелених мікроводоростей та ціанобактерій у водоймі

Взаємодія між ціанобактеріями (*Cyanobacteria*) та зеленими мікроводоростями в прісноводних екосистемах є складним багатofакторним процесом, що визначає структурну організацію всього фітопланктонного угруповання. Ціанобактерії, представлені у Тернопільському ставі переважно видами родів *Microcystis*, *Dolichospermum* (*Anabaena*) та *Aphanizomenon*, володіють унікальним набором адаптацій, які дозволяють їм агресивно витіснити конкурентів [36; 52].

Одним із ключових інструментів у цій боротьбі за домінування є алелопатія - виділення ціанотоксинів (мікроцистинів, анатоксинів), які здатні пригнічувати фотосинтетичну активність та сповільнювати поділ клітин *Chlorella vulgaris*. Крім хімічного впливу, ціанобактерії використовують механічну перевагу: завдяки наявності газових вакуолей вони регулюють свою плавучість, затінюючи нижні горизонти води та позбавляючи зелені водорості необхідного світлового потоку [53; 83].

На рівні ресурсної конкуренції ціанобактерії демонструють надзвичайно високу спорідненість до фосфатів, накопичуючи їх у формі поліфосфатних гранул «про запас». Це дозволяє їм продовжувати вегетацію навіть за умов вичерпання розчинених форм нутрієнтів у середовищі, що стає критичним фактором у протистоянні з хлорелою [52; 67]. Додаткову перевагу азотфіксуючим видам ціанобактерій надає здатність засвоювати атмосферний азот, що робить їх незалежними від дефіциту амонійних та нітратних сполук.

Водночас, динаміка цих міжвидових взаємодій може бути змінена шляхом цілеспрямованої альголізації. Внесення активних штамів *Chlorella vulgaris* дозволяє створити ситуацію «керованого домінування». Завдяки вищій швидкості

метаболізму за оптимальних умов, хлорела здатна випереджати ціанобактерії у поглинанні вільних іонів амонію та фосфатів, фактично позбавляючи їх необхідної кормової бази [55; 61].

Проте результат такого протистояння суттєво залежить від «стартових умов» та того, наскільки інтенсивним є антропогенне навантаження на водойму [42].

У природному середовищі Тернопільського водосховища результат цієї міжвидової «боротьби» детермінується сукупністю фізико-хімічних параметрів (рН, температура, прозорість води) та гідрологічним режимом. Успішна інтродукція *C. vulgaris* за таких умов виступає дієвим чинником зміщення біологічної рівноваги, що сприяє оздоровленню екосистеми та стабілізації її продукційних процесів [38].

ВИСНОВКИ ДО I РОЗДІЛУ

Узагальнення результатів аналізу наукової літератури та фондових матеріалів дозволяє стверджувати, що антропогенна евтрофікація залишається домінуючим чинником деградації прісноводних водойм, що проявляється у системному порушенні біогеохімічних циклів азоту та фосфору. Для Тернопільського водосховища цей процес має виражений характер, зумовлений тривалою акумуляцією забруднювальних речовин, що надходять із заплавлених територій та через мережу урбанізованих приток, зокрема річку Рудка. Наслідком такого навантаження є регулярні спалахи «цвітіння» води, спричинені масовим розвитком ціанобактерій, які не лише погіршують якість водного середовища, а й продукують небезпечні екотоксини.

Водночас аналіз морфо-біологічних особливостей зеленої мікроводорості *Chlorella vulgaris* Beijerinck підтверджує її високу конкурентоспроможність у боротьбі за нутрієнти. Завдяки інтенсивному автоспорогенезу та ефективному фотосинтетичному апарату, хлорела здатна швидко асимілювати розчинені форми біогенів, виступаючи трофічним антагоністом ціанобактерій. Окрім прямої конкуренції, здатність клітинної стінки хлорели зв'язувати іони важких металів робить її перспективним агентом для керованої трансформації екосистеми ставу,

що особливо важливо в умовах накопичення токсичних речовин у донних відкладах водойми.

Історичний аспект трансформації Тернопільського ставу та сучасний рівень техногенного пресу вказують на те, що природні процеси самоочищення сьогодні є недостатніми для відновлення екологічного балансу. У цьому контексті впровадження методу альголізації протягом 2021-2025 років стало обґрунтованою відповіддю на деградацію екосистеми. Використання сертифікованої біомаси *Chlorella vulgaris*, підтверджене офіційними даними експлуатуючих організацій (Додатки 7-8), продемонструвало технічну можливість створення біологічного бар'єра проти домінування ціанобактерій в умовах конкретної міської водойми. Проте механізми адаптації мікробіот до мультифакторного забруднення Тернопільського ставу залишаються вивченими не до кінця, що й визначає актуальність нашого дослідження.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ:

1. Андріїшин В. Тернопіль. Відкриймо разом. Тернопіль: ТОВ «Заза прінт», 2021. 144 с.
2. Бойцун Л. Тернопільські стави. Серє. Загребелля. Тернопіль у плині літ. - Тернопіль. 2003. С. 34-45
3. Букавина І. Я. Історія Тернопілля. Наш край з найдавніших часів до наших днів. Тернопіль. Астон. 2004. 104 с.
4. Бурма В. О. Тернопільське озеро. Львів: Каменяр, 1974. С.27-28
5. Вплив екологічних умов окремих озер м. Києва на стан іхтіофауни / Худіяш Ю. М. та ін. *Ribogospod. nauka Ukr.* 2020. №1 (51). С. 28-43. URL: <https://doi.org/10.15407/fsu2020.01.028> (дата звернення: 20.08.2024).
6. Грещук Г. Голуба перлина. *Свобода*. - 2000. - 4 тав. С. 3
7. Грициняк І. І., Янович Д. О., Швець Т. М. Біологічна роль та токсична дія молібдену у гідроекосистемах (огляд). *Рибогосподарська наука України*. 2016. № 3(37). С. 32-46. (дата звернення: 18.05.2024).
8. Грищенко О. М., Паламарчук Р. П., Циганов І. В., Сироватко В. О., Яценко Ю. М. Уміст важких металів у донних відкладах осушеного Каховського водосховища. *Агроекологічний журнал*. 2024. № 1. С. 98-107. URL: <https://doi.org/10.33730/2077-4893.1.2024.295484>. (дата звернення: 18.05.2024).
9. Грубінко В. Тернопільському ставу майже 5 століть [Текст]. *Нова тернопільська газета*. 2005. 16-22 листопада. С. 13.;
10. Грубінко В.В., Гуменюк Г.Б., Волік О.В., Свинко Й.М., Маккарті Ф.М.Г. Екосистема зарегульованої водойми в умовах урбонавантаження: на прикладі Тернопільського водосховища / за ред. В.В. Грубінка. - Тернопіль: Вектор, 2013. - 201 с. (дата звернення: 20.03.2023).;
11. Ельгорт Б. Б., Лопата В. Г., Чернявський Ф. Ф. *Тернопіль. Історико-краєзнавчий нарис*. 1979. 84 с.;
12. Іваницька А. Небезпечний став: [Карта глибин тернопільського ставу] [Текст]. *Ріа плюс*. - 2006. - 5 лип. - С. 2.

13. Ігнатенко І. І. Форми міграції молібдену у воді річки Либеді, що протікає в межах м. Києва. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. 2019. № 4(55). С. 88-94. URL: <https://doi.org/10.17721/2306-5680.2019.4.7> (дата звернення: 18.05.2024).
14. Коваленко О. В. Флора водоростей України. Т. 6. Зелені водорості (*Chlorophyta*). Вип. 1. Порядок *Chlorococcales* / відп. ред. П. М. Царенко. Київ : Фітосоціоцентр, 2011. 368 с.
15. Козак А.-М. Р., Чебан Л. М. Антимікробна активність культурної рідини *Chlorella vulgaris*. *Мікробіологія і біотехнологія*. 2018. № 3. С. [Матеріали XVI Всеукраїнської науково-практичної конференції «Біотехнологія XXI століття»](#) 2022: URL: <http://conf.biotech.kpi.ua/article/view/258398> (дата звернення: 20.03.2026).
16. Кондратьєва Н. В. Визначник прісноводних водоростей Української РСР. Вип. I. Синьо-зелені водорості (Cyanophyta). Ч. 2. Клас Гормогонієві (*Hormogoniophyceae*) / відп. ред. Д. К. Зеров. Київ : Наукова думка, 1968. 524 с.
17. Кравцова О. В., Щербак В. І., Лінчук М. І. Закономірності формування фітопланктону за різних концентрацій біогенних елементів та органічної речовини. *Наукові записки ТНПУ ім. В. Гнатюка. Серія: Біологія*. 2019. Т. 75, № 1. С. 31-38. DOI: 10.25128/2078-2357.19.1.5 . (дата звернення: 25.09.2025).
18. Линник П. М. та ін. Гідрохімічний режим озер системи Опечень (м. Київ). *Наукові праці УкрНДГМІ*. 2016. Вип. 269. С. 59-69. URL: http://nbuv.gov.ua/UJRN/Npundgi_2016_269_9 (дата звернення: 23.03.2025).
19. Лопух Г. М., Гринчишина Л. Г., Молодецька С. Я. Тернопіль - місто для життя. Міський екологічний бюлетень №5. Тернопіль: Мальва-ОСО, 2009. 132 с.
20. Мариняк Я. О. Водні ресурси Тернопільської області, їх загальні і регіональні особливості. *Природа, населення та господарство Тернопільської області*. Матеріали обласної науков-практичної конференції, травень 1991. Тернопіль, 1991. С. 90-95.
21. Марків В. С., Вовчек Н. О. Кобальт у водних екосистемах: форми знаходження, біологічне значення та токсичність для риб. *Наукові записки ТНПУ*

ім. В. Гнатюка. Серія: Біологія. 2024. Т. 84, № 2. С. 51-63. URL: <http://dspace.tnpu.edu.ua/bitstream/123456789/34713/1/Markiv.pdf>

22. Осадча Н. М. та ін. Антропогенне навантаження біогенними елементами на поверхневі води басейнів нижнього Дунаю, Дністра та Пруту. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. 2019. № 3. С. 77-78. http://nbuv.gov.ua/UJRN/glghge_2019_3_36 (дата звернення: 28.07.2024).

23. Осадча О. П. Еколого-токсикологічна характеристика Тернопільського ставу в історичному аспекті [Текст]. *Студентський науковий вісник*. - Т., 2009. - Вип.19, - С. 64-68

24. Панасюк А. О. Явище «цвітіння» води у водоймах України: аналіз публікацій вітчизняних авторів. *Hydrology, Hydrochemistry and Hydroecology*. 2024. № 4 (74). С. 62-69. URL: <https://doi.org/10.17721/2306-5680.2024.4.6> (дата звернення 24.03.2025)

25. Паспорт водного об'єкта. Водосховище «Тернопільський став» площею 311,3230 га, розташоване в межах міста Тернопіль Тернопільської області / розроб. ФОП Качор В. І. ; замовник: Управління житлово-комунального господарства, благоустрою та екології Тернопільської міської ради. Тернопіль, 2024. 30 с.

26. Петровський О., Гаврилюк О., Окаринський В., *Тернопіль/Tarnopol: історія міста*. Тернопіль. Астон. 2010. 216 с.

27. Прокопчук О. І., Грубінко В. В. Важкі метали у малих річках Тернопільщини з різним рівнем антропогенного навантаження. *Вісник Дніпропетровського університету. Біологія, екологія*. 2016. Вип. 24(1). С. 173-181. URL: 10.15421/011621. (дата звернення: 08.09.2024).

28. Публічна кадастрова карта України : вебсайт. URL: <https://kadastrova-karta.com/> (дата звернення: 18.10.2025).

29. Стецько Н. П., Бицюра Л. О. Тернопільське водосховище як рекреаційний об'єкт. *Наукові записки ТНПУ ім. В. Гнатюка. Серія: Географія*. 2019. № 1(46). С. 189-197. <https://doi.org/10.25128/2519-4577.19.2.24> (дата звернення: 13.08.2024).

30. Суходольська І. Л. Вторинне використання азоту у гідроекосистемах. *Наукові записки ТНПУ ім. В. Гнатюка. Серія: Біологія*. 2017. Т. 68, № 1. С. 111-119.

31. Тернопільський енциклопедичний словник. Тернопіль: Збруч, 2004. Т. 1. С. 595
32. Улицький О. В., Пашкевич Н. А. Використання штаму мікроводорості *Chlorella vulgaris* Polikarp для очищення прісних водойм від техногенних забруднень. *Екологічні науки*. 2023. №6 (51). С. 58-67. URL: <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2023.eco.6-51.9> (дата звернення: 12.05.2024).
33. Хільчевський В. К. Агрогідрохімія. К.: ДІА, 2021. 176 с. URL: https://www.researchgate.net/publication/350876186_Hilcevskij_VK_Agrogidrohimia_KDIA_2021_-_176_s_Khilchevskiy_VK_Agrohydrochemistry
34. Хільчевський В.К. Основні засади управління якістю водних ресурсів та їхня охорона / За ред. В. К. Хільчевського. - К.: ВПЦ «Київський університет». - 2015. 154 с.
35. Царик Л.П., Кузик І.Р., Янковська Л.В. Водні об'єкти міста Тернопіль: гідрографія, екологічний стан та водопостачання. *Людина та довкілля. Проблеми неоекології*. 2022. № 37. С. 22-36. URL: <https://doi.org/10.26565/1992-4224-2022-37-02> (дата звернення: 20.03.2024).
36. Центило Л. В., Стецюк І. М. «Цвітіння» води ціанобактеріями як екологічна небезпека водойм. *Екологічний журнал*. 2023. № 3. С. 154-163. URL: <https://doi.org/10.33730/2077-4893.3.2023.288933> (дата звернення: 20.05.2024).
37. Чвалюк Г, Грубінко В. Динаміка кількості клітин мікроводорості *Chlorella vulgaris* Beijer в природних умовах у водосховищі “Тернопільський став”. *Area Nauki*. 2023. V. 2(11). Р. 27-41. URL: https://www.law.vnu.edu.ua/_files/ugd/65dd18_6a9713545f544e8dab1bf34749ccd05.pdf (date of access: 15.08.2024).
38. Чвалюк Г. В., Грубінко В. В. Зміни вмісту фосфатів і йонів амонію у Тернопільському водосховищі протягом року та роль *Chlorella vulgaris* Beijer у його оптимізації. *Науковий вісник Чернівецького університету. Біологія (Біологічні системи)*. 2024. Т. 16, № 2. С. 249-252. DOI: <https://doi.org/10.31861/biosystems2024.02.249>

39. Чвалюк Г. В., Грубінко В. В., Тиха С. Я. Очищення Тернопільського ставу від важких металів за допомогою мікрроводорості *Chlorella vulgaris*. *Ternopil Bioscience-2024*. 2024. С. 341-351. URL: <http://dspace.tnpu.edu.ua/handle/123456789/34155>

40. Шарило Ю. Є., Деренько О. О., Дюдяєва О.А. Використання водоростей виду *Chlorophyta* як біологічний метод очищення водойм. *Водні біоресурси та аквакультура*. 2020 № 1. С.88-102. URL: <https://doi.org/10.32851/wba.2020.1.8> (дата звернення: 12.02.2026) (дата звернення: 29.01.2025).

41. Шелюк Ю. С. Особливості формування й функціонування фітопланктону малих водосховищ. *Альгологія*. 2022. Том. 32, № 2. С. 152-166. URL: <https://doi.org/10.15407/alg32.02.152> (дата звернення: 09.04.2025).

42. Щербак В. І., Семенюк Н. Є. Структурно-функціональна характеристика фітопланктону, дерновин-подушок, детриту та якості води за дії основних абіотичних чинників ставків міської агломерації (сmt Гостомель, Бучанський р-н Київської обл., Україна). Повідомлення І. Видове, таксономічне, екологічне різноманіття фітопланктону та характеристика дерновин-подушок за основних абіотичних складових ставків. *Algologia*. 2023. Т. 33 (1). С. 22-47. URL: <https://doi.org/10.15407/alg33.01.022>. (дата звернення: 07.08.2024).

43. A comprehensive review on the heavy metal toxicity and sequestration in plants / R. Riyazuddin et al. *Biomolecules*. 2021. Vol. 12, no. 1. P. 43. URL: <https://doi.org/10.3390/biom12010043> (date of access: 06.02.2025).

44. A review of microalgae- and cyanobacteria-based biodegradation of organic pollutants / H. E.-S. Touliabah et al. *Molecules*. 2022. Vol. 27, no. 3. P. 1141. URL: <https://doi.org/10.3390/molecules27031141> (date of access: 15.03.2025).

45. Accumulation and toxicity of organochlorines in green microalgae / J. Kováčik et al. *Journal of Hazardous Materials*. 2018. Vol. 347. P. 168-175. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.12.056> (date of access: 18.05.2024).

46. Akinawo S. O. Eutrophication: causes and mitigation strategies. *Environmental Challenges*. 2023. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2667010023000574>

47. Akinnawo S. O. Eutrophication: causes, consequences, physical, chemical and biological techniques for mitigation strategies. *Environmental challenges*. 2023. P. 100733. URL: <https://doi.org/10.1016/j.envc.2023.100733> (date of access: 17.03.2025).

48. Algal Culturing Techniques / ed. by R. A. Andersen. Amsterdam : Elsevier Academic Press, 2005. 578 p. URL: https://www.researchgate.net/profile/Sylvie-Bolla/post/Could_anyone_help_me_for_a_micro-algae_mono-specific_culture/attachment/59d6300e79197b807798e2d5/AS%3A360886230372352%401463053390538/download/Andersen_Algal+Culturing+Techniques.pdf (дата звернення: 27.02.2024).

49. Barsanti L., Gualtieri P. Algae: Anatomy, Biochemistry, and Biotechnology. 2nd ed. Boca Raton : CRC Press, 2014. 361 p. https://ia601206.us.archive.org/24/items/Algae_Anatomy_Biochemistry_and_Biotechnology_2nd_Edition_By_Laura_Barsanti_Paolo/Algae_Anatomy_Biochemistry_and_Biotechnology_2nd_Edition_By_Laura_Barsanti_Paolo_Gualtieri.pdf (date of access: 16.03.2024).

50. Bonchkovskyi A. S., Osypov V. V. Assessment of nutrients load in the sula river basin from point and diffuse sources. *Hydrology, hydrochemistry and hydroecology*. 2024. No. 1 (71). P. 58-73. URL: <https://doi.org/10.17721/2306-5680.2024.1.6> (date of access: 20.01.2025).

51. *Chlorella sp.* modulates the glutathione mediated detoxification and s-adenosylmethionine dependent methyltransferase to counter arsenic toxicity in oryza sativa L. / R. Ranjan et al. *Ecotoxicology and environmental safety*. 2021. Vol. 208. P. 111418. URL: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111418> (date of access: 11.12.2025).

52. Cyanobacterial blooms / J. Huisman et al. *Nature reviews microbiology*. 2018. Vol. 16, no. 8. P. 471-483. URL: <https://doi.org/10.1038/s41579-018-0040-1> (date of access: 15.08.2024).

53. Cyanotoxins in irrigation waters: surveillance, risk assessment, and innovative remediation proposals : TOXICROP : Project ID 823860. *CORDIS : European Commission*. URL: <https://doi.org/10.3030/823860> (date of access: 07.07.2025)

54. Ecotoxicological status and prognosis of the state of an urbanized hydroecosystem (on the example of the reservoir "Ternopil pond") / V. Grubinko et al. *Journal of geology, geography and geoecology*. 2018. Vol. 27, no. 2. P. 202-212. URL: <https://doi.org/10.15421/111845> (date of access: 29.04.2024).

55. Exploring the potential of microalgae for new biotechnology applications and beyond: a review / M. Rizwan et al. *Renewable and sustainable energy reviews*. 2018. Vol. 92. P. 394-404. URL: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.04.034> (date of access: 07.11.2024).

56. Guiry, M.D. & Guiry, G.M. (2023). *AlgaeBase*. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. <https://www.algaebase.org> (12.06.2023)

57. He D., Zeng Y., Zhou G. The influence of microplastics on the toxic effects and biodegradation of bisphenol A in the microalgae *Chlorella pyrenoidosa*. *Aquatic ecology*. 2022. URL: <https://doi.org/10.1007/s10452-022-09966-6> (date of access: 20.02.2024).

58. He Z., Wang J., Li Y. Recent advances in microalgae-driven carbon capture, utilization, and storage: strain engineering through adaptive laboratory evolution and microbiome optimization. *Green carbon*. 2024. URL: <https://doi.org/10.1016/j.greenca.2024.10.001> (date of access: 03.07.2025).

59. How rising CO₂ and global warming may stimulate harmful *cyanobacterial* blooms / P. M. Visser et al. *Harmful algae*. 2016. Vol. 54. P. 145-159. URL: <https://doi.org/10.1016/j.hal.2015.12.006> (date of access: 17.09.2025).

60. Hryha M. Yu. Evaluation of chemical indicators of anthropogenic influence in the lower danube basin. *Hydrology, hydrochemistry and hydroecology*. 2024. No. 1 (71). P. 74-84. URL: <https://doi.org/10.17721/2306-5680.2024.1.7> (date of access: 15.10.2025).

61. Ibrahim I., Elbaily Z. A review: Importance of *Chlorella* and different applications. *Alexandria Journal of Veterinary Sciences*. 2020. Vol. 65, no. 1. P. 16. URL: <https://doi.org/10.5455/ajvs.94847> (date of access: 13.08.2024).

62. Influence of nutrients on aquatic vegetation and trophic status of lakes: analysis of eutrophication and mitigation / F. García-Ávila et al. Results in engineering. 2025. P. 106381. URL: <https://doi.org/10.1016/j.rineng.2025.106381> (date of access: 20.01.2026).

63. Khilchevskyi V. K., Kurylo S. M., Sherstyuk N. P. Chemical composition of different types of natural waters in Ukraine. *Journal of Geology, Geography and Geoecology*. 2018. Vol. 27, No. 1. P. 68-80. URL: <https://doi.org/10.15421/111832> (date of access: 21.03.2023).

64. Khilchevskyi V. K., Sherstyuk N. P., Zabokrytska M. R. Researches of the chemical composition of surface water in Ukraine, 1920-2020 (review). *Journal of Geology, Geography and Geoecology*. 2020. Vol. 29, No. 2. P. 304-326. URL: <https://doi.org/10.15421/112028> (date of access: 18.09.2024).

65. Microalgal diversity as bioindicators for assessing and sustaining water quality in the high mountain lakes of quimsacocha, azuay, ecuador / E. Delgado-Fernández et al. Sustainability. 2025. Vol. 17, no. 4. P. 1620. URL: <https://doi.org/10.3390/su17041620> (date of access: 13.06.2023).

66. Pham M.-L., Askarzadmohassel E., Brandl M. Growth of freshwater cyanobacterium *Aphanizomenon* sp. ULC602 in different growing and nutrient conditions. *Frontiers in Microbiology*. 2023. Vol. 14. URL: <https://doi.org/10.3389/fmicb.2023.1220818> (date of access: 07.02.2025)

67. Phosphorus threshold for the growth of *microcystis wesenbergii*, *microcystis aeruginosa*, and *Chlorella vulgaris* based on the monod formula / Y. Guo et al. *Water*. 2023. Vol. 15, no. 24. P. 4249. URL: <https://doi.org/10.3390/w15244249> (date of access: 50.04.2025).

68. Phytoplankton as an indicator of long-term changes in the aquatic ecosystem of sevan national park, armenia, 2015-2019 / L. Hambaryan et al. *Nature conservation*

research. 2025. Vol. 10, no. 4. URL: <https://doi.org/10.24189/ncr.2025.020> (date of access: 03.02.2026).

69. Phytoplankton community dynamics in ponds with diverse biomanipulation approaches / Y. Zhang et al. *Diversity*. 2024. Vol. 16, no. 2. P. 75. URL: <https://doi.org/10.3390/d16020075> (date of access: 03.05.2025).

70. Phytoplankton diversity and community stability under nutrient reduction and early-stage ecological regulation in a large eutrophic lake / F. Zhang et al. *Diversity*. 2025. Vol. 18, no. 1. P. 9. URL: <https://doi.org/10.3390/d18010009> (date of access: 20.03.2026).

71. Rare earth elements - Source and evolution in an aquatic system dominated by mine-Influenced waters / P. Gomes et al. *Journal of environmental management*. 2022. Vol. 322. P. 116125. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116125> (date of access: 27.01.2024).

72. Response of phytoplankton communities to hydrological pulses and nutrient changes induced by heavy summer rainfall in a shallow eutrophic lake / Y. Li et al. *Plants*. 2025. Vol. 14, no. 21. P. 3395. URL: <https://doi.org/10.3390/plants14213395> (date of access: 17.02.2026).

73. Restoration of aquatic vegetation can mitigate the risk of eutrophication in large shallow lakes / X. Li et al. *Scientific reports*. 2026. Vol. 16, no. 1. URL: <https://doi.org/10.1038/s41598-025-31045-7> (date of access: 20.03.2026).

74. Rethinking microplastics as a diverse contaminant suite / C. M. Rochman et al. *Environmental toxicology and chemistry*. 2019. Vol. 38, no. 4. P. 703-711. URL: <https://doi.org/10.1002/etc.4371> (date of access: 16.04.2023).

75. Scoglio G. D., Jackson H. O., Purton S. The commercial potential of *Aphanizomenon flos-aquae*, a nitrogen-fixing edible cyanobacterium. *Journal of Applied Phycology*. 2024. Vol. 36. P. 1593-1617. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10811-024-03214-0> (date of access: 13.05.2024).

76. Shcherbak V. I. Response of phytoplankton of the kiev reservoir to the increase in summer temperatures. *Hydrobiological journal*. 2019. Vol. 55, no. 1. P. 18-35. URL: <https://doi.org/10.1615/hydrobj.v55.i1.20> (date of access: 27.08.2025).

77. Shelyuk Y. S., Astahova L. Y. Phytoplankton succession in the anthropogenic and climate ecological transformation of freshwater ecosystems. *Biosystems diversity*. 2021. Vol. 29, no. 2. P. 119-128. URL: <https://doi.org/10.15421/012116> (date of access: 09.10.2024).

78. Spatio-temporal dynamics of phytoplankton community in a well-mixed temperate estuary (Sado Estuary, Portugal) / M. Santos et al. *Scientific reports*. 2022. Vol. 12, no. 1. URL: <https://doi.org/10.1038/s41598-022-20792-6> (date of access: 17.09.2024).

79. Sukhodolska I., Grubinko V., Masovets B. Characteristics of phytoplankton functioning in urban water reservoirs (based on the example of Basivkut Reservoir, Ukraine). *Algologia*. 2023. Vol. 33, no. 4. P. 278-291. URL: <https://doi.org/10.15407/alg33.04.278> (date of access: 25.06.2024).

80. Thermal-tolerant potential of ordinary *Chlorella pyrenoidosa* and the promotion of cell harvesting by heterotrophic cultivation at high temperature / Y.-R. Dai et al. *Frontiers in bioengineering and biotechnology*. 2022. Vol. 10. URL: <https://doi.org/10.3389/fbioe.2022.1072942> (date of access: 11.03.2023).

81. Tiny microbes with a big impact: the role of *cyanobacteria* and their metabolites in shaping our future. S. Mazard et al. *Marine drugs*. 2016. Vol. 14, no. 5. P. 97. URL: <https://doi.org/10.3390/md14050097> (date of access: 21.01.2024).

82. Vovk L., Matsiyevska O., Zhdanov O. *Chlorella vulgaris* in wastewater treatment processes - practical experience. *Theory and building practice*. 2020. Vol. 2020, no. 2. P. 21-27. URL: <https://doi.org/10.23939/jtbp2020.02.021> (date of access: 29.03.2025).

83. Wang K., Razzano M., Mou X. *Cyanobacterial* blooms alter the relative importance of neutral and selective processes in assembling freshwater bacterioplankton community. *Science of the total environment*. 2020. Vol. 706. P. 135724. URL: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135724> (date of access: 05.12.2023).

84. Zhezherya T. P., Zhezherya V. A., Lynnyk P. M. Migration of biogenic elements from bottom sediments as an additional internal load of nutrients on the water bodies of the urban area. *Hydrology, hydrochemistry and hydroecology*. 2022. No. 3(65).

P. 57-67. URL: <https://doi.org/10.17721/2306-5680.2022.3.4> (date of access: 20.03.2024).

РОЗДІЛ II. МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Проведення досліджень передбачало визначення фізико-хімічних і біологічних показників, які відображають трофічний стан водойми та особливості функціонування фітопланктону. До фізико-хімічного блоку входили температура води, водневий показник (рН), вміст розчиненого кисню, біохімічне споживання кисню (БСК₅) і хімічне споживання кисню (ХСК), концентрації сполук азоту (загальний, амонійний, нітритний, нітратний), фосфатів, а також вміст окремих металів (магній, залізо, цинк). Нормативну інтерпретацію результатів здійснювали з урахуванням чинних гранично допустимих концентрацій для водойм відповідного призначення.

2.1. Мережа спостережень та характеристика пунктів відбору проб

Для оцінки ефективності біологічного очищення води у Тернопільському водосховищі було визначено дев'ять стаціонарних точок моніторингу (Т1-Т9), розташованих уздовж акваторії від верхньої частини до греблі, згідно методичних рекомендацій до організації гідробіологічних досліджень [8, 53-64] (Додаток 3). Схему розміщення сформовано з урахуванням течії р. Серет, локалізації основних джерел антропогенного навантаження, зон рекреаційного використання та ділянок експериментального внесення *Chlorella vulgaris*. Комунальне підприємство «Об'єднання парків культури і відпочинку м. Тернополя» вносили пасту і суспензію хлорели у Тернопільський став вздовж берегової лінії від вул. Чумацької, Набережної ставу (на ділянці від Церкви Воздвиження Чесного Хреста (Надставна церква) до відпочинкової зони пляжу Циганка) та навколо острівця Чайка [7]. Така конфігурація забезпечила охоплення верхньої, центральної та нижньої зон водойми, ділянок із різною інтенсивністю водообміну та рівнем техногенного впливу, що дозволило простежити просторову динаміку показників якості води.

З огляду на те, що початок керованої альголізації припадає на 2021 рік, а дослідження результатів ревіталізації проводилися у 2023–2025 роках, для оцінки ефективності впливу *Chlorella sp.* показники зіставляли з даними 2020 року,

отриманими з матеріалів РОВР у відкритому доступі (<https://rovrtto.davr.gov.ua/>), що відповідає періоду до впровадження біотехнологічних заходів.

Окремі пункти (T1, T3, T4, T7, T8) охоплюють зони надходження змивних вод і водозбірні ділянки, де зафіксовано підвищену ймовірність міграції та акумуляції забруднювальних речовин, що в попередні роки корелювало з осередками евтрофікації [1; 2]. У межах зон T4 і T8 проводили внесення біомаси мікроводоростей у різних препаративних формах (суспензія та паста *Chlorella vulgaris* і *Scenedesmus*, паста *Chlorella vulgaris*). Місця внесення визначали з урахуванням гідродинаміки акваторії; вони не виокремлювалися як самостійні точки відбору, оскільки оцінювався сумарний екологічний ефект у межах відповідних ділянок.

T1 (49.575962, 25.562198) - верхня частина водосховища, поблизу входу Серету.

T2 (49.571760, 25.565218) - правобережна зона в районі «Дальнього» пляжу та Пронятинського лісу; фіксує надходження поверхневого стоку з приватної забудови мікрорайону Кутківці й рекреаційної території.

T3 (49.556632, 25.575079) - правий берег у центральній частині водойми, нижче об'єктів громадського харчування та місць швартування маломірних суден; відображає вплив рекреаційної інфраструктури й дренажного стоку.

T4 (49.552151, 25.572332) - правобережна експериментальна ділянка поблизу причалу човнової станції та готелю «Галичина»; зона внесення біомаси *Chlorella vulgaris*. Для цієї частини характерні уповільнений водообмін і локальні застійні явища.

T5 (49.551452, 25.574289) - пригреблева ділянка перед шлюзами; відображає інтегральний стан води перед скиданням і характеризується інтенсивним перемішуванням.

T6 (49.551072, 25.581934) - мілководна прибережна зона нижче експериментальної ділянки; використовується для оцінки локальних змін у зонах можливого «цвітіння» та впливу прибережного стоку, зокрема з території готелю «Тернопіль».

T7 (49.563098, 25.585242) - район активного відпочинку населення поблизу пляжу «Циганка»; фіксує надходження вод із дренажних каналів, у тому числі через р. Рудка, та слугує бар'єрною ділянкою на шляху міграції забруднювачів.

T8 (49.567444, 25.583651) - лівобережна зона поблизу закладів харчування («Сфера», пивоварня «Опілля»); розташована вище ділянки внесення мікроводоростей, придатна для аналізу внутрішнього навантаження та стратифікаційних процесів.

T9 (49.560325, 25.579454) - центральна акваторія; дає змогу простежити просторове поширення ефекту біоре mediaції.

Отже, мережа включає початок водосховища (T1), пункти впливу антропогенних чинників (T2, T3, T7, T8), експериментальні зони (T4, T6), центральну інтегруючу точку (T9) та пригреблевий контроль (T5). Така структура забезпечує можливість оцінити як локальні зміни, так і загальний екологічний ефект у межах усього водосховища (Додаток 3).

2.2. Відбирання, консервування та транспортування проб води

Моніторинг охоплював 2023-2025 рр. Така тривалість дала змогу простежити міжрічні відмінності розвитку фітопланктону та зміну гіdroхімічних характеристик.

Відбір проб здійснювали двічі на місяць - 1 і 15 числа у стабільний часовий інтервал з 10:00 до 12:00 години відбирали з горизонту 0,3-1,0 м батометром об'ємом 0,75 дм³. Проби фітопланктону відбирали одночасно з водою для визначення фізико-хімічних і гіdroхімічних показників, що забезпечувало зіставність біологічних та абіотичних параметрів. Відбирання проб води здійснювали з урахуванням особливостей водойми та вимог чинних нормативних документів [6].

Обрана схема спостережень дала можливість виявити сезонну динаміку чисельності зелених мікроводоростей і ціанобактерій, оцінити їх співвідношення в різні фази вегетації та простежити зв'язок цих змін із коливаннями показників якості води.

Об'єм проб визначали відповідно до мети дослідження, кількості компонентів та вимог до їхньої консервації. Для цього складали перелік показників із зазначенням необхідного обсягу для кожного аналізу, після чого групували проби за однаковими умовами попередньої обробки, консервації, транспортування та зберігання.

Воду відбирали за допомогою батометра. Для зберігання зразків використовували поліетиленові й скляні посудини з безбарвного, хімічно стійкого скла. Для аналізу розчинених газів, зокрема кисню, застосовували спеціальні герметичні склянки, які забезпечували стабільність концентрації протягом двох діб.

Відбирання проб фітопланктону проводили черпанням води з горизонту 0,3-0,5 м і заповненням 0,5-літрової пляшки. Пробу відразу консервували 5-7 мл 40-% розчину формаліну.

Для визначення у пробі температури, рН, розчиненого кисню, Mg^{2+} , пробу не консервували;

Для визначення хімічного споживання кисню (ХСК) - 1 cm^3 концентрованої сірчаної кислоти на 1 dm^3 води;

NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} - 2-4 cm^3 хлороформу на 1 dm^3 води

Fe - 20 cm^3 концентрованої азотної кислоти до 1 dm^3 проби води

Відразу заповнювалася етикетка на пляшці з пробкою (олівцем або кульковою ручкою). Окремо в картці обов'язкових відомостей вказували всі дані відбирання проби. На кожному місці відбору проби заповнювали одну картку обов'язкових відомостей [6].

Аналіз законсервованих проб здійснювали не пізніше ніж через три доби.

Для уникнення порушень методики ведення Державного водного кадастру належним чином оформлювали етикетку та супроводжувальну документацію, зокрема пункти відбору проб води вказані згідно з програмою спостережень, затвердженою на поточний рік.

2.3. Методики визначення фізико-, гідро-хімічних та гідробіологічних показників

Програма досліджень передбачала визначення фізико-хімічних показників (рН, температура води, вміст металів, вміст розчиненого кисню, біохімічне споживання кисню (БСК₅) і хімічне споживання кисню (ХСК)), азотні та фосфорні сполуки) та кількісні характеристики фітопланктону, видовий склад (диференціація ціанобактерій, що спричиняють «цвітіння») і його біомаси. Нормативну інтерпретацію результатів здійснювали з урахуванням чинних гранично допустимих концентрацій для водойм відповідного призначення.

2.3.1. Вимірювання температури води концентрації водневих іонів (рН води) ставу

Температуру води у водосховищі визначали безпосередньо у товщі води на глибині 0,3-1 м.

Величину рН визначали іонселективним методом, одразу ж після відбору проби води [5, 237-239].

2.3.2. Визначення концентрації розчиненого у воді кисню

Розчинений у воді кисень визначали йодометричним методом Вінклера одразу після відбору проб води. Аналіз складався з двох етапів: фіксації розчиненого кисню, яку проводили на місці відбору проби, і титрування, яке виконували через деякий час у стаціонарних умовах.

Концентрацію розчиненого у воді кисню, виражають в мг/дм³, обчислювали за формулою:

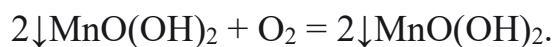
$$O_2, \% = \frac{C_x \times 100 \times 760}{C_o P},$$

де C_x , - концентрація кисню, знайдена експериментально, мг/дм³;

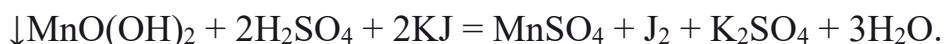
C_o - нормальна концентрація при даній температурі, атмосферному тиску 760 мм рт. ст. і поправці на мінералізацію;

P - атмосферний тиск на момент аналізу.

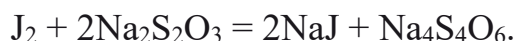
Титриметричне визначення вмісту розчиненого у воді кисню йодометричним методом Вінклера ґрунтується на взаємодії кисню з гідроксидом мангану у лужному середовищі:



При цьому відбувається фіксація розчиненого кисню. При розчиненні виділеного осаду $\text{MnO}(\text{OH})_2$ у кислоті ($\text{pH} < 1$) в присутності надлишку йодистого калію утворюється йод, кількість якого еквівалентна вмісту розчиненого кисню:



Йод, який виділився, титрують розчином тіосульфату натрію у присутності крохмалю як індикатора:



За кількістю витраченого на титрування тіосульфату можна розрахувати вміст кисню у воді. Мінімальна його кількість, що може бути визначена цим методом, становить 0,05 мг/дм³.

Вміст розчиненого кисню (C_x), мг O_2 /дм³, знаходять за формулою

$$C_x = (V_{CM} \times 1000V_1) / 50(V_1 - 2),$$

де C -концентрація тіосульфату, моль-екв/дм³, C ($1/2 \text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$);

V - об'єм розчину тіосульфату, витрачений на титрування, см³;

V_1 -об'єм склянки, в яку відбиралась вода, см³;

2 - об'єм води, який вилився при фіксації розчиненого кисню, см³;

M - молярна маса еквівалента кисню, $M(1/2\text{O}) = 8,00$ [5, 246-250]

2.3.3. Визначення дихроматної окисності води

Значення ХСК води, визначали дихроматним методом. Суть якого полягає в тому, що практично всі органічні речовини води окиснюються дихроматом калію у киплячому сірчанокиислому розчині за наявності каталізатора (Ag^+). Дихромат при цьому відновлюється у відповідності з рівнянням:



Надлишок дихромату відновлювали розчином солі Fe^{2+} у присутності фероїну як окисно-відновного індикатора:



Визначення ХСК проводили у свіжовідібраних пробах, або консервували (див. 2.2) [5, 252-255].

2.3.4. Визначення біохімічного споживання кисню (БСК) в природних водах
Величину БСК₅ визначали за різницею між вмістом кисню перед і після інкубації проб у темряві протягом 5 діб при 20°C без доступу повітря.

Проби відбирали у чисту кисневу склянку. Пробу обробляли негайно ж, а якщо це було неможливо, то при доставці в лабораторію їх зберігали у холодильнику при 0°C.

Величину БСК₅ (X) у мг O₂/дм³ розраховували по формулі:

$$X = \frac{[(O_1 - O_2) - 0,03 \left(\frac{1000 - P}{1000} \right)]}{P} \times 1000,$$

де O₁ - вміст кисню в день визначення БСК, мг/дм³;

O₂ - те ж саме, через 5 діб;

O₃ - БСК₅ води, що використовується для розведення;

P - кількість мілілітрів досліджуваної води в літрі суміші досліджуваної і води для розведення [5, 255-257].

2.3.5. Визначення вмісту розчинних форм металів

Зразки води об'ємом 1,5 дм³ відфільтровували через паперовий фільтр (синя стрічка). Для запобігання втрати металів через їх абсорбцію фільтром першу порцію фільтрату об'ємом приблизно 500 см³ відкидали, а наступну порцію фільтрату об'ємом 1 дм³ законсервували розчином азотної кислоти (ρ= 1,37 г/см-3, ГОСТ 4461-77, х. ч.), 12 см³ азотної кислоти на 1 дм³ води. Дотримувалися термінів і температурного режиму зберігання проб (за температури ≤ 3-4° С не більше двох тижнів) [6]. Метали (йони магнію (Mg²⁺), цинку (Zn²⁺), та феруму (Fe²⁺)) у воді визначали методом атомно-абсорбційної спектрофотометрії (С-115М1) та виражали у мг/дм³.

2.3.6. Визначення концентрації у воді іонів Mg^{2+}

Для швидкого визначення магнію при його концентрації у воді > 5 мг/дм³ застосовували комплексонометричне титрування. Але при цьому неможливо відокремити кальцій, який титрується разом з магнієм. Тому із суми віднімали вміст кальцію, що визначається окремо [5, 235-236].

2.4. Визначення гідробіологічних показників

2.4.1. Кількісне визначення фітопланктону та його біомаси

Визначали чисельності ціанобактерій та зелених мікроводоростей (*Chlorella* sp.) у перерахунку на 10^6 клітин у дм³. Таксономічну ідентифікацію виконували за загальноприйнятими визначниками [3; 4] з уточненням сучасної номенклатури за базою даних AlgaeBase [10]. Кількісний облік клітин здійснювали в камері Ножотта з використанням світлової мікроскопії при збільшенні $\times 400$ (Біолам С-11 (МІКМЕД-1) [8, 183-185].

Проби об'ємом 1 дм³ фіксували 40%-ним розчином формальдегіду у пропорції 10:1; концентрували методом осадження. Для підрахунку водоростей застосовували камеру Ножотта місткістю 0,01 см³. Біомасу ціанобактерій визначали лічильно-об'ємним методом, при якому біомаса кожного виду вираховувалася множенням його чисельності в кожній конкретній пробі на об'єм клітини. Для цього був застосований стереометричний метод, при якому клітина водорості прирівнюється до певного геометричного тіла або комбінації таких тіл, а об'єм їх вираховували за відомими в геометрії формулами на основі лінійних розмірів конкретних організмів. Об'єм бактеріальних клітин спочатку отримували в мкм³ і далі перераховували в мм³ [5, 71].

Оскільки в одному міліметрі 1000 мікрометрів, то: $1 \text{ мм}^3 = 10^9 \text{ мкм}^3$.

Лінійні розміри визначали вимірюванням клітин водоростей за допомогою окуляр-мікрометра з вимірювальною лінійкою. Визначали загальну біомасу бактерій, яку подають в одиницях маси на певний об'єм води (в мг/л, або мг/дм³). Загальна волога біомаса дорівнює сумі маси клітин різних морфологічних типів.

Приймається, що питома маса бактерій дорівнює питомій масі води, тобто дорівнює 1; маса 1 мм³ біомаси бактерій становить 1 мг [5, 72].

Розрахунок чисельності організмів на 1дм³ води проведений за формулою:

$$N = kn \left(\frac{A}{a} \right) v \left(\frac{1000}{V} \right),$$

де N - кількість організмів в 1 л води досліджуваної водойми;

k - коефіцієнт, який показує в скільки разів місткість рахункової камери менший від 1см³;

n - кількість організмів, виявлених на переглянутих доріжках;

A - кількість доріжок в камері;

a - кількість доріжок, на яких проводився підрахунок водоростей;

V - початковий об'єм відібраної проби (см³);

v - об'єм згущеної проби (см³) [8, 184-185].

При вивченні видового складу одночасно проводили вимірювання виявлених водоростей, які є важливими діагностичними ознаками та використовуються при визначенні їх об'єму. Для отримання репрезентативних даних необхідно виміряти параметри не менш, як 30 клітин водоростей одного виду. Отримані дані опрацьовували статистично.

Біомасу фітопланктону визначали розрахунково-об'ємним методом, при якому біомаса кожного виду вираховували множенням його чисельності в кожній конкретній пробі на об'єм клітини. Для цього був застосований стереометричний метод, при якому клітина водорості прирівнюється до певного геометричного тіла або комбінації таких тіл, а об'єм їх вираховували за відомими в геометрії формулами на основі лінійних розмірів конкретних організмів. Лінійні розміри визначали вимірюванням клітин водоростей за допомогою окуляр-мікромметра з вимірювальною лінійкою. Біомасу розраховували для кожного виду окремо (добуток об'єму та чисельності), а потім визначали суму усіх виявлених видів - загальну біомасу [8, 186].

Домінантами вважали види, що складали не менше 10% кількісної різноманітності фітопланктону (чисельності чи біомаси). При якісному визначенні

кількісної різноманітності для більш швидкого отримання попередніх натурних даних застосовували експрес оцінку частоти трапляння конкретних видів. Однією з поширених у гідроекології є шкала С. М. Вислоуха [5, 23].

Чисельність фітопланктону представляли у 10^6 кл/дм³, біомасу - як середньо завислу в мг/дм³. [5, 23].

2.4.2. Визначення концентрації у воді амонійного азоту

Для визначення амонійного азоту використовували фотометричний метод з реактивом Неслера ($K_2HgJ_4 + KOH$).

У лужному середовищі аміак взаємодіє з тетрайодомеркуратом (II) калію, утворюючи різні жовто-коричневі сполуки, які випадають в осад або переходять у колоїдний стан. Світлопоглинання вимірюють при $\lambda = 425$ нм (або з фіолетовим світлофільтром). В умовах фотометричного визначення реакція в основному відбувається за рівнянням:



До 50 см³ або меншого об'єму проби води, доведеного до 50 см³ бідистилятом, додавали 1-2 краплини 50%-го розчину комплексону III або 50%-го розчину сегнетової солі і перемішували. Потім додавали 1 см³ реактиву Неслера і добре перемішували. Через 10 хв вимірювали оптичну густину при $\lambda = 425$ нм на фоні холостого розчину.

Концентрацію NH_4^+ знаходили за градувальним графіком.

Вміст іонів амонію (С), мг/дм³, обчислювали за формулою:

$$C = C_{гр} \times 1000 / V ,$$

де $C_{гр}$ - вміст іонів амонію, встановлений за градувальним графіком, мг;

V - об'єм проби, взятий для аналізу, см³.

Концентрацію амонійного азоту (NH_4^+) виражали в мг N/дм³ [5, 239-240].

2.4.3. Визначення концентрації у воді нітритного азоту

Для визначення нітритів (NO_2^-) використовували фотометричний метод з сульфаніловою кислотою та α -нафтиламіном (реактив Гріса). Зазначений метод

базується на діазотуванні сульфанілової кислоти нітритами та взаємодії одержаної солі з α -нафтиламіном з утворенням червоно-фіолетового азобарвника. Оптимальне значення рН для цієї реакції становить 2,5-3,0. Світлопоглинання вимірювали із світлофільтрами, близькими до $\lambda = 520$ нм.

Концентрацію азоту нітрит-іонів, мг/дм³, розраховували за формулою:

$$C = C_{\text{гр}} - 1000 / V,$$

де $C_{\text{гр}}$ - концентрація азоту нітритів, знайдена за градувальним графіком, мг N/дм³;

V - об'єм проби, см³.

Концентрацію нітритного азоту (NO_2^-) виражали в мг N/дм³ [5, 241-242].

2.4.4. Визначення концентрації у воді нітратного азоту

Нітрати визначали фотометричним методом з саліцилатом натрію.

Суть методики полягає в тому, що в сірчанокиислому середовищі нітрат-іони утворюють з саліцилатом натрію суміш 3- та 5-нітросаліцилових кислот, солі яких у лужному середовищі мають жовтий колір. Світлопоглинання вимірювали при $\lambda = 410$ нм, користуючись кюветами з товщиною шару 2 см. Чутливість фотометричного визначення за цією реакцією становить 0,1 мг NO_3^- в 1 дм³ води.

Концентрацію нітрат-іонів, мг/дм³, розраховували за формулою:

$$C = C_{\text{гр}} - 1000 / V,$$

де $C_{\text{гр}}$ - вміст нітрат-іонів, знайдений за градувальним графіком, мг;

V - об'єм досліджуваної проби, см³ [5, 242-244].

2.4.5. Визначення концентрації у воді фосфору фосфатів

Визначення фосфору фосфатів проводили фотометричним методом з молібдатом амонію $(\text{NH}_4)_2\text{MoO}_4$. Внаслідок взаємодії ортофосфатів з молібдатом амонію у кислому середовищі (рН 0,80-0,95) у присутності аскорбінової кислоти утворюється інтенсивно забарвлена у синій колір сполука. Оптичну густину розчинів вимірювали при $\lambda = 690$ нм (червоний світлофільтр). Концентрацію йонів фосфору у воді знаходили за градувальним графіком [5, 244-246].

2.4.6. Розрахунок співвідношення продукційно-деструкційних процесів

Низкою авторів (Одум Ю., Романенко В.Д., Брагінський, Жукинський В.М.) було запропоновано спосіб розрахунку продукційно-деструкційних процесів (A/R) у водоймах. Методика розрахунку співвідношення ґрунтується на інтеграції показників, що відображають автотрофні та гетеротрофні процеси. Так продукція (A) формується за рахунок біомаси фітопланктону (*Chlorella sp.*, *Cyanobacteria*), приросту розчиненого кисню, а також споживання біогенних елементів - мінеральних форм азоту (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^-) та фосфатів (PO_4^{3-}). Це відповідає сучасним уявленням про роль автотрофних організмів у метаболізмі водойм, де первинна продукція визначається не лише фотосинтезом, а й використанням поживних речовин [5, 9].

Деструкція (R) відображає процеси розкладання органічної речовини та оцінюється через показники біохімічного споживання кисню (БСК₅) і хімічного споживання кисню (ХСК). Ці параметри характеризують інтенсивність гетеротрофних процесів, пов'язаних із мінералізацією органіки та утворенням вторинних продуктів розкладання [11].

Таким чином, співвідношення продукції до деструкції визначається формулою:

$$A/R = K_{\text{інт}},$$

де $K_{\text{інт}}$ - інтегральний коефіцієнт;

A - показник продукції;

R - показник деструкції.

Інтерпретація коефіцієнта A/R дозволяє оцінити екологічний стан водойми:

$A/R > 1$ свідчить про переважання продукційних процесів, накопичення органічної речовини та тенденцію до евтрофікації;

$A/R \approx 1$ означає рівновагу між утворенням і розкладанням органіки;

$A/R < 1$ вказує на домінування деструкції, що є ознакою самоочищення водойми [12].

Таким чином, коефіцієнт A/R виступає інтегральним індикатором трофічного статусу та екологічної стабільності водойм, дозволяючи простежити сезонну та багаторічну динаміку продукційно-деструкційних процесів.

Статистичне опрацювання первинних даних здійснювали за допомогою комп'ютерної програми Microsoft Excel із використанням інструментів розділу Data Analysis. Отримані результати дали змогу оцінити доцільність застосування мікроводорості *Chlorella sp.* як складової екологічно безпечних методів біоремедіації та як потенційного засобу регулювання процесів евтрофікації у природних водоймах.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ:

1. Грубінко В.В., Гуменюк Г.Б., Волік О.В., Свинко Й.М., Маккарті Ф.М.Г. Екосистема зарегульованої водойми в умовах урбонавантаження: на прикладі Тернопільського водосховища / за ред. В.В. Грубінка. - Тернопіль: Вектор, 2013. - 201 с.
2. Гуменюк Г. Б. Розподіл важких металів у гідроекосистемі прісної водойми (на прикладі Тернопільського ставу) : дис. ... канд. біол. наук : 03.00.16 / Тернопільський державний педагогічний університет ім. В. Гнатюка. Тернопіль, 2003. 191 с.
3. Коваленко О. В. Флора водоростей України. Т. 6. Зелені водорості (*Chlorophyta*). Вип. 1. Порядок *Chlorococcales* / відп. ред. П. М. Царенко. Київ : Фітосоціоцентр, 2011. 368 с.
4. Кондратьєва Н. В. Визначник прісноводних водоростей Української РСР. Вип. I. Синьо-зелені водорості (*Cyanophyta*). відп. ред. Д. К. Зеров. Київ : Наукова думка, 1968. 524 с.
5. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод /Арсан О. М., Давидов О.А., Дьяченко Т. М. та ін., За редакцією академіка НАН України В. Д. Романенка. - К., 2006. - 408 с. - іл.
6. Про затвердження Інструкції з відбирання, підготовки проб води і ґрунту для хімічного та гідробіологічного аналізу гідрометеорологічними станціями і постами : Наказ ДСНС України від 19.01.2016 № 30 [Електронний ресурс] // База даних «Законодавство України» / Верховна Рада України. - Режим доступу: <https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/v0030388-16#Text> (дата звернення: 13.02.2023).
7. У Тернополі триває аерація та альголізація ставу: вебсайт. URL: <https://ternopilcity.gov.ua/news/49230.html> (дата звернення: 18.06.2023)
8. Хижняк М.І., Євтушенко М.Ю., Рудик-Леуська Н.Я. 2017. *Гідробіологія. Практикум*. Ч. 1. Київ: Центр уч. літ. 516 с. <https://files.znu.edu.ua/files/Bibliobooks/Inshi56/0042283.pdf> (дата звернення: 20.03.2023)

9. Benbow M.E., Receveur J.P., Lamberti G.A. Death and decomposition in aquatic ecosystems. *Frontiers in ecology and evolution*. 2020. Vol. 8. URL: <https://doi.org/10.3389/fevo.2020.00017> (date of access: 28.04.2026).

10. Guiry, M.D. & Guiry, G.M. (2023). *AlgaeBase*. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. URL: <https://www.algaebase.org> (дата звернення: 12.06.2023).

11. Melaku S., Mengestou S., Getahun A., Geremew A., Belay A. Environmental impacts of wastes and contaminants from aquaculture and their remediation techniques / S. Melaku et al. *Freshwater fish - new perspectives*. 2024. URL: <https://doi.org/10.5772/intechopen.114290> (date of access: 28.04.2026).

12. Nogueira M.G., Kane D.D. Aquatic ecosystems: biodiversity and conservation. *Water*. 2025. Vol. 17, no. 15. P. 2321. URL: <https://doi.org/10.3390/w17152321> (date of access: 28.04.2026).

РОЗДІЛ III. ДОСЛІДЖЕННЯ ФІЗИКО- ТА ГІДРО-ХІМІЧНИХ ХАРАКТЕРИСТИК ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА

3.1. Просторово-часові зміни температури води

Гідротемпературний режим Тернопільського ставу у 2023-2025 роках виступив визначальним чинником формування середовища під час проведення експерименту. Порівняння сучасного стану водойми з фоновими показниками 2020 року вказує на зміну термічного навантаження, що особливо помітно в період льодоставу.

Результати зимового моніторингу температури води (рис. 3.1. а)) засвідчили збереження стабільного термічного режиму з незначним поступовим зниженням середніх значень протягом усього періоду спостережень. У фоновому 2020 році середня температура по ставу ($M \pm m$) становила $2,0 \pm 0,5$ °C, а в зиму 2023 та 2024 років показники трималися на рівні $1,8 \pm 0,5$ °C та $1,9 \pm 0,5$ °C відповідно, не демонструючи статистично значущих відхилень від референтних даних. Проте під час останнього відбору в 2025 році було зафіксовано найнижчий показник - $1,6 \pm 0,4$ °C, що є достовірною зміною як порівняно з 2020-м, так і відносно 2023 року ($p < 0,05$). Лінія лінійного тренду на графіках чітко підтверджує загальний вектор на плавне зниження температурних відміток у підлідний період.

Просторова мінливість розподілу температури у дев'яти точках контролю (рис. 3.1. б)) вирізнялася винятковою гомогенністю, що характерно для зимового спокою водойми. Коливання між окремими створами в усі роки досліджень не перевищували 0,2-0,3 °C, причому дещо вищі значення спостерігалися в центральних та пригреблевих зонах (Т4, Т6, Т8). У 2025 році синхронне охолодження водної маси охопило всю акваторію, при цьому амплітуда значень між точками відбору звузилася до мінімуму, що відобразилося у зменшенні стандартного відхилення. Така рівномірність даних свідчить про формування єдиного температурного фону, де показники в кожному окремому створі повністю відповідають загальній системній динаміці ставу.

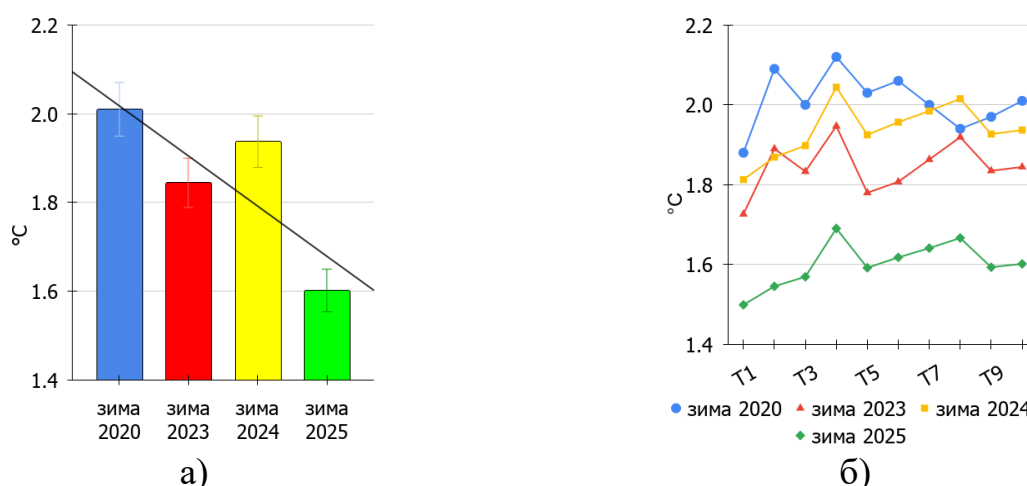


Рис. 3.1. Температурний режим Тернопільського ставу у зимовий період (січень-лютий) 2020, 2023-2025 рр.: а) динаміка середньосезонних значень; б) просторова неоднорідність по контрольних точках.

Примітки до рисунків у 3 розділі:

* - достовірні зміни у порівнянні з показниками 2020 року ($p < 0,05$);

- достовірні зміни у порівнянні з показниками 2023 року ($p < 0,05$).

дані представлені як середнє арифметичне та його стандартне відхилення ($M \pm m$); $n=9$ (кількість точок відбору проб); окремо позначено лінію лінійного тренду.

Результати весняного моніторингу температури води (рис. 3.2. а)) зафіксували виражену міжрічну амплітуду показників при збереженні загальної тенденції до поступового охолодження акваторії у цей сезон. У фоновому 2020 році середня температура по ставу ($M \pm m$) становила $11,2 \pm 1,1$ °C, проте вже весною 2023 року спостерігалось статистично значуще зниження термічних відміток до $8,1 \pm 0,9$ °C ($p < 0,05$). Після різкого потепління у 2024 році до $12,8 \pm 1,2$ °C, останній відбір у 2025 році знову продемонстрував низькі значення - $9,0 \pm 1,0$ °C, що є достовірним відхиленням як від 2020-го, так і від показників 2023 року ($p < 0,05$). Попри ці коливання температури, лінія лінійного тренду на графіках за весь цикл спостережень вказує на помірний вектор до зниження середньосезонної температури води.

Просторова диференціація значень у дев'яти точках контролю (рис. 3.2. б)) залишалася стабільною та характеризувалася вирівнюванням температурного фону по всій площі водойми. Найвищі цифри в усі роки досліджень фіксувалися у створах Т4 та Т8, що відповідає мілководним ділянкам, тоді як у точках входу річки та на глибині показники були дещо нижчими. Синхронна динаміка нагріву водної

маси в усіх частинах ставу супроводжувалася збереженням однорідної структури даних. Така рівномірність підтверджує формування єдиного гідротермічного режиму акваторії, де локальні зміни в кожному створі повністю повторюють загальносистемні весняні тренди.

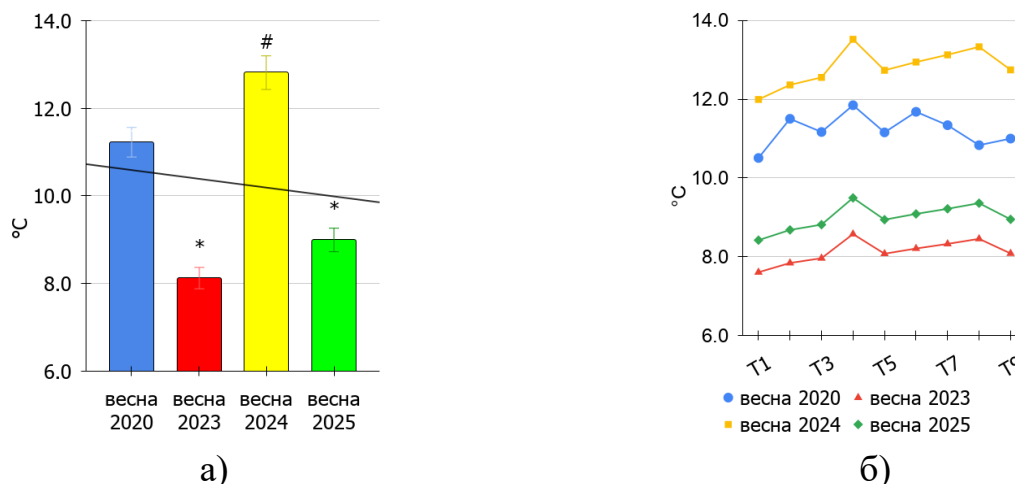


Рис. 3.2. Температурні показники води у водоймі у весняний період (до моменту альголізації) 2020, 2023-2025 рр.: а) порівняння середніх значень по акваторії; б) розподіл по точках відбору.

Результати моніторингу температури води в першій половині літа (рис. 3.3. а)) продемонстрували помітні міжрічні коливання при загальному збереженні термічної стабільності акваторії. У фоновому 2020 році середня температура по ставу ($M \pm m$) становила $23,4 \pm 1,6$ °C, а в сезон 2023 року зафіксовано зниження показника до $21,5 \pm 1,5$ °C ($p < 0,05$). Після короткочасного прогріву водної маси у 2024 році до рівня $23,7 \pm 1,6$ °C, останній відбір у 2025 році знову виявив нижчі значення - $21,7 \pm 1,6$ °C, що не є достовірним відхиленням ні від референтного 2020-го, ні від показників 2023 року. Лінія лінійного тренду на графіках за весь цикл спостережень вказує на загальну спрямованість до поступового зниження температури води в цей період.

Просторова диференціація значень у дев'яти точках контролю (рис. 3.3. б)) залишалася сталою, відображаючи синхронну динаміку нагріву по всій площі водойми. Найвищі температури фіксувалися у створах Т4, Т6 та Т8, що відповідає мілководним ділянкам ставу, тоді як у точках входу річки та на фонових створах показники були дещо нижчими. Вирівнювання гідротермічного фону в різні роки

досліджень свідчать про врівноважений стан екосистеми. Така рівномірність даних підтверджує, що термічні зміни в кожному окремому створі повністю повторюють загальний сезонний тренд, зафіксований для всієї акваторії.

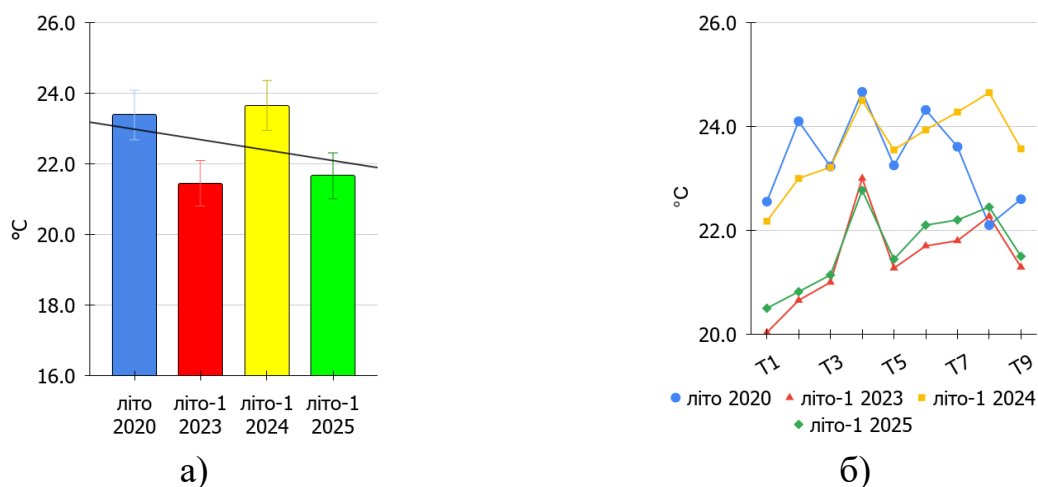


Рис. 3.3. Динаміка температури води у першій фазі літнього періоду (від 15 травня до 15 липня) 2020, 2023-2025рр.: а) середньосезонні тренди; б) температурний профіль по 9 точках.

Результати моніторингу температури води у другій половині літа продемонстрували стійку динаміку до прогрівання акваторії, що найбільш виражено проявилось наприкінці періоду спостережень (рис. 3.4. а)). Якщо у фоновому 2020 році середня температура по ставу ($M \pm m$) становила $23,4 \pm 1,6$ °C, а у 2023 та 2024 роках показники коливалися в межах $23,8 \pm 1,6$ °C та $22,8 \pm 1,6$ °C ($p < 0,05$) відповідно без статистично значущих відхилень, то серпень 2025 року відзначився температурним максимумом. Під час останнього відбору зафіксовано рівень $24,7 \pm 1,7$ °C. Лінія лінійного тренду на графіках за весь цикл досліджень чітко підтверджує загальну спрямованість до поступового підвищення середньосезонних значень.

Просторова мінливість розподілу у дев'яти точках контролю (рис. 3.4. б)) зберігала свою структуру, відображаючи синхронну зміну термічного режиму по всій площі водойми. Найвищі цифри фіксувалися у створах T4 та T8, що відповідають мілководним ділянкам, схильним до інтенсивного нагріву, тоді як у точці T1 показники залишалися найнижчими. Така стабільність протягом років свідчить про врівноважений характер гідротермічних процесів та відсутність

різких локальних аномалій. Рівномірність даних вказує на формування єдиного температурного фону акваторії.

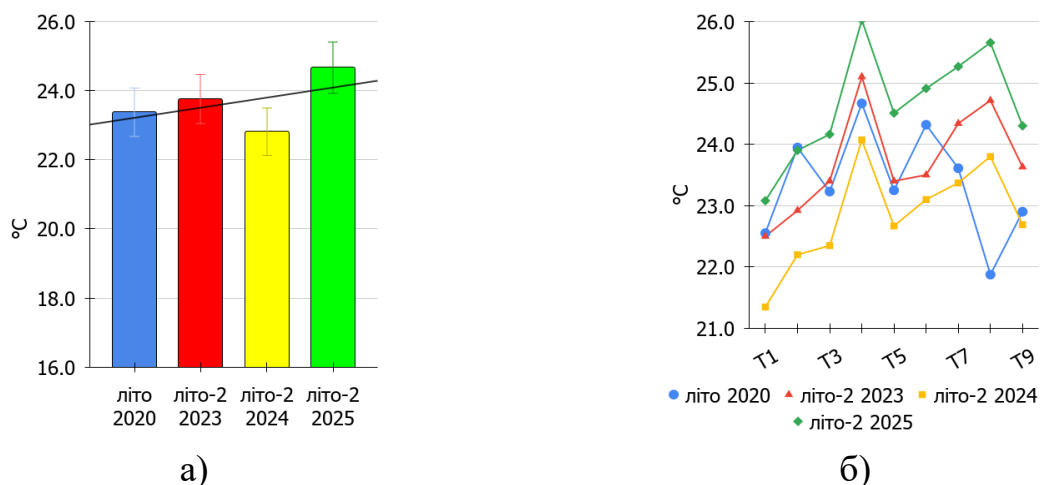


Рис. 3.4. Температурний режим у піковий літній період (після 15 липня) 2020, 2023-2025 рр.: а) динаміка середньосезонних значень по ставу; б) температурний профіль по 9 точках.

Результати моніторингу температури води у Тернопільському ставі вказують на суттєву міжрічну динаміку показників у осінній період (рис. 3.5. а)). Восени 2020 року середнє значення по акваторії становило $14,16 \pm 1,25$ °C, проте вже у 2023 році зафіксовано статистично значуще зростання температури до $20,73 \pm 1,52$ °C ($p < 0,05$). У наступні роки спостерігалася тенденція до поступового зниження теплового фону: у 2024 році середня температура становила $17,61 \pm 1,40$ °C, а у 2025 році - $16,14 \pm 1,34$ °C, що є достовірно нижчим за пікові показники 2023 року ($p < 0,05$). Попри це зниження, лінія лінійного тренду за весь період досліджень зберігає висхідний характер, демонструючи вищий рівень прогріву води в останні роки порівняно з базовим 2020 роком.

Просторовий аналіз розподілу температур у дев'яти точках моніторингу (рис. 3.5. б)) виявив певну стабільність локальних особливостей акваторії. Найнижчі температурні значення протягом усього періоду досліджень фіксувалися у створі T1 ($14,1$ - $19,4$ °C) та в точці T6 ($13,3$ - $20,9$ °C). Натомість найбільш прогрітими ділянками виявилися зони T4 ($14,1$ - $21,9$ °C) та T8 ($14,7$ - $21,6$ °C), де показники стабільно перевищували середні значення по ставу. Характерно, що у 2023 році, коли спостерігався максимальний прогрів, різниця між найбільш «холодною» (T1)

та найбільш «теплою» (Т4) точками досягла максимуму у 2,5 °С, тоді як у 2020 році цей розрив був значно меншим і становив лише 1,6 °С.

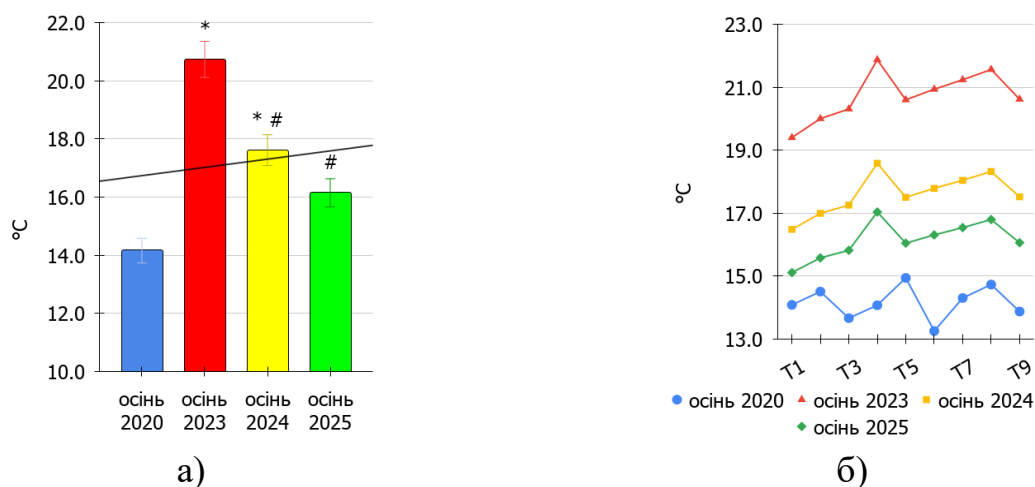


Рис. 3.5. Температурні умови осіннього періоду (після 1 вересня до 15 жовтня) 2020, 2023-2025 рр.: а) сезонне порівняння температурних значень по ставу; б) температурний профіль по 9 точках.

Аналіз температурного режиму Тернопільського ставу за період 2023-2025 років дозволяє зробити кілька ключових підсумків. Попри міжрічні коливання середніх значень, розподіл температур по всій акваторії залишався досить однорідним: зміни в окремих точках спостереження відбувалися практично синхронно. Кожен сезон мав свої особливості: якщо взимку тривало поступове охолодження, то весняний період демонстрував загальне зниження температури з поодинокими різкими стрибками. Літні місяці відзначилися стабільністю з піковим прогрівом у серпні, а осінь показала вищі показники порівняно з фоновим 2020 роком із поступовим вирівнюванням значень до кінця сезону.

Отже, водойма функціонує як цілісна система зі стійким гідротермічним фоном. Мінімальні розбіжності між показниками в різних частинах ставу свідчать про незначну просторову варіативність, тоді як сезонна та міжрічна динаміка вказує на поступову перебудову енергетичного балансу екосистеми.

3.2. Просторово-часові зміни водневого показника

Водневий показник (pH) є індикатором інтенсивності біохімічних процесів у водоймі, що відображає стан карбонатно-кальцієвої рівноваги та інтенсивність фотосинтетичної активності фітопланктону. У період 2023-2025 рр. моніторинг pH дозволив оцінити стабільність гідрохімічного режиму Тернопільського ставу в умовах системної інтродукції мікроводоростей роду *Chlorella*.

Результати моніторингу водневого показника в зимовий період свідчать про збереження стабільного слаболужного середовища акваторії (рис. 3.6 а), б)). Якщо у фоновому 2020 році середнє значення pH по ставу ($M \pm m$) становило $7,74 \pm 0,93$ ($p < 0,05$), то в зиму 2023 року зафіксовано зміщення показника в бік олуження до рівня $8,08 \pm 0,95$ ($p < 0,05$). У наступні два роки спостерігалось повернення значень до початкових рівнів: $7,80 \pm 0,93$ у 2024 році та $7,84 \pm 0,93$ у 2025 році, проте не має статистичної розбіжності з референтним 2020-м. Лінія лінійного тренду за весь цикл спостережень демонструє ледь помітну спрямованість до загального підвищення кислотності, залишаючись при цьому в межах фізіологічної норми.

Просторова диференціація значень у дев'яти точках контролю вказує на певну неоднорідність середовища в різних частинах водойми. Найнижчі цифри фіксувалися у створах T1 та T4, тоді як у точках T6 та T9 показники тяжіли до верхньої межі лужності. Протягом усього циклу спостережень амплітуда показників pH залишалася практично незмінною, що підтверджує стабільність гідрохімічного режиму та відсутність різких локальних аномалій. Така повторюваність результатів свідчить про врівноваженість внутрішніх процесів в акваторії, де динаміка водневого показника в кожному окремому створі повністю вписується в загальносистемний зимовий тренд ставу.



Рис. 3.6. Динаміка водневого показника води у зимовий період (січень-лютий) 2020, 2023-2025 рр.: а) середні значення по акваторії; б) розподіл за контрольними точками T1-T9.

Результати весняного моніторингу водневого показника свідчать про стабільність лужного фону акваторії (рис. 3.7 а), б)). Якщо у фоновому 2020 році середня величина рН по ставу ($M \pm m$) становила $7,82 \pm 0,93$, то у весняний період 2023 року $7,94 \pm 0,94$. У наступні роки спостерігалось незначне коливання параметрів: $7,98 \pm 0,94$ у 2024 році та $7,91 \pm 0,94$ у 2025 році. Лінія лінійного тренду за весь цикл спостережень демонструє чітку спрямованість до поступового підвищення значень рН у весняний сезон.

Просторова диференціація у дев'яти точках контролю вказує на певну неоднорідність середовища в різних частинах водойми. Традиційно найнижчі цифри фіксувалися у створі T1, тоді як у точках T2 та T5 показники тяжіли до верхньої межі лужності. Протягом усього циклу спостережень показники рН залишалися практично незмінними, що підтверджує стійкість гідрохімічного режиму та відсутність різких локальних аномалій. Така повторюваність результатів свідчить про врівноваженість внутрішніх процесів в акваторії.

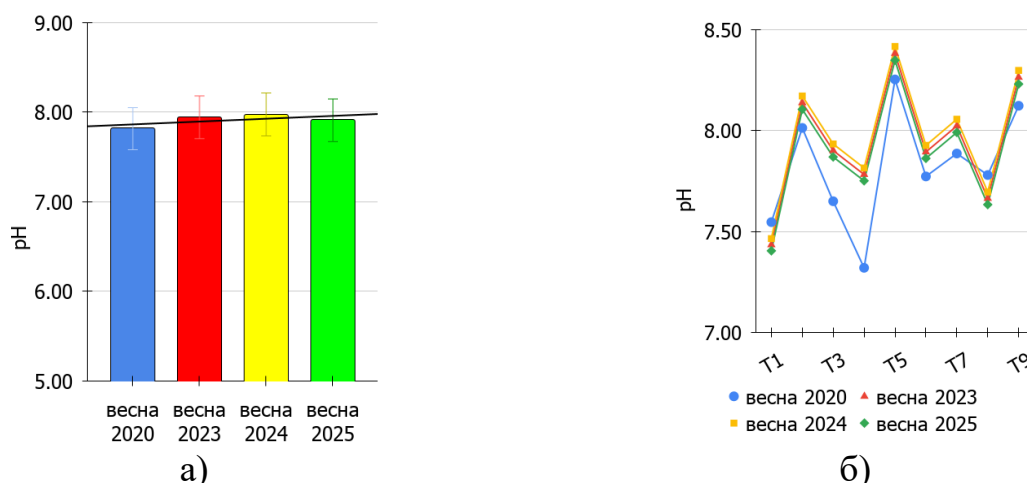


Рис. 3.7. Показники рН води у весняний період 2020, 2023-2025 рр.: а) порівняння середньосезонних значень; б) просторова неоднорідність розподілу.

Результати моніторингу водневого показника у першій половині літа вказують на стабільність слабколужного стану акваторії (рис. 3.7 а), б)). Якщо у фоновому 2020 році середня величина рН по ставу ($M \pm m$) становила $7,96 \pm 0,94$ ($p < 0,05$), то в аналогічний період 2023 та 2024 років зафіксовано зміщення середовища в бік олуження до рівнів $8,01 \pm 0,94$ та $8,03 \pm 0,94$. Проте під час останнього відбору в 2025 році величина цього показника складала $7,82 \pm 0,93$. Попри ці внутрішні зміни, лінія лінійного тренду за весь цикл спостережень демонструє чітку спрямованість до поступового зниження значень рН у цей сезон.

Просторова мінливість розподілу у дев'яти точках контролю свідчить про певну неоднорідність акваторії при збереженні загальної синхронності процесів. Найвищі цифри в усі роки досліджень фіксувалися у створах Т2 та Т5, де показники тяжіли до верхньої межі лужності, тоді як у точках Т1 та Т8 значення залишалися мінімальними по ставу. Протягом усього періоду моніторингу амплітуда показників рН зберігалася майже незмінною, що підтверджує стійкість гідрохімічного режиму та відсутність локальних аномалій. Така рівномірність даних вказує на формування єдиного фону.

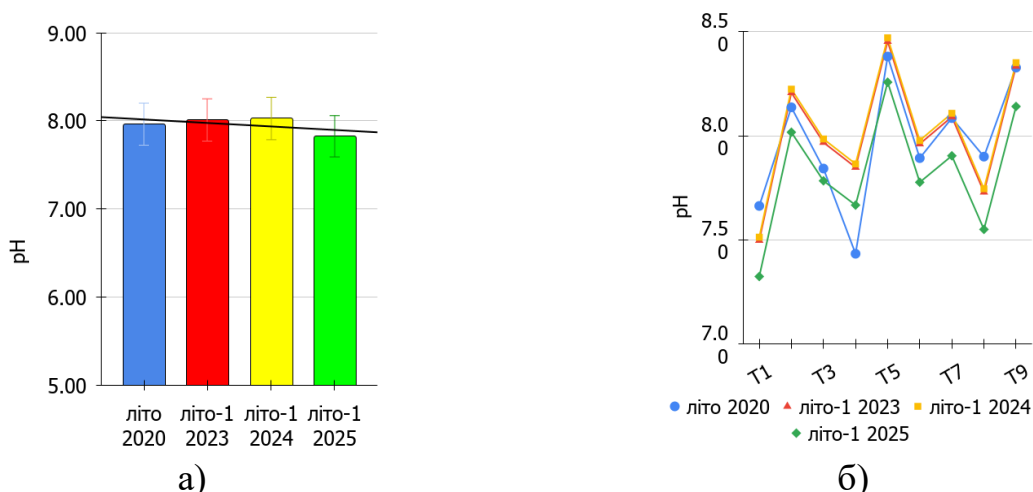


Рис. 3.8. Показники рН води у першій фазі літа (період після альголізації) 2020, 2023-2025рр.: а) середньосезонні тренди по ставу; б) просторовий розподіл за контрольними точками.

Результати моніторингу водневого показника у другій половині літа (15.07 - 01.09) свідчать про стабільно слаболужний стан акваторії. Якщо у фоновому 2020 році середня величина рН по ставу ($M \pm m$) становила $7,96 \pm 0,94$, то у 2023 та 2024 роках зафіксовано зміщення рН середовища в бік олуження до рівнів $8,08 \pm 0,95$ та $8,04 \pm 0,95$ відповідно. Під час останнього відбору в 2025 році показник знизився до $7,82 \pm 0,93$, продемонструвавши відхилення як від референтного 2020-го, так і від даних 2023 року. Попри ці внутрішні коливання, загальна лінія лінійного тренду за весь цикл спостережень вказує на помірну спрямованість до поступового зниження значень рН у цей сезон.

Просторова мінливість розподілу у дев'яти точках контролю демонструвала високу синхронність процесів при збереженні певної неоднорідності між створами. Найвищі значення рН фіксували у точках T2 та T5, тоді як у створах T1 та T8 значення залишалися мінімальними по ставу незалежно від року дослідження. Протягом усього періоду моніторингу амплітуда залишалася стабільною, що підтверджує врівноваженість гідрохімічного режиму та відсутність різких локальних аномалій. Така рівномірність даних свідчить про формування єдиного фону акваторії, де динаміка водневого показника в кожному окремому створі повністю відповідає загальносистемним змінам, зафіксованим для всієї водойми. Аналіз лінійного тренда для літнього сезону 2023-2025 рр. вказує на поступове

зниження амплітуди коливань рН, що підтверджує регуляторну роль хлорели у процесах самоочищення водойми.

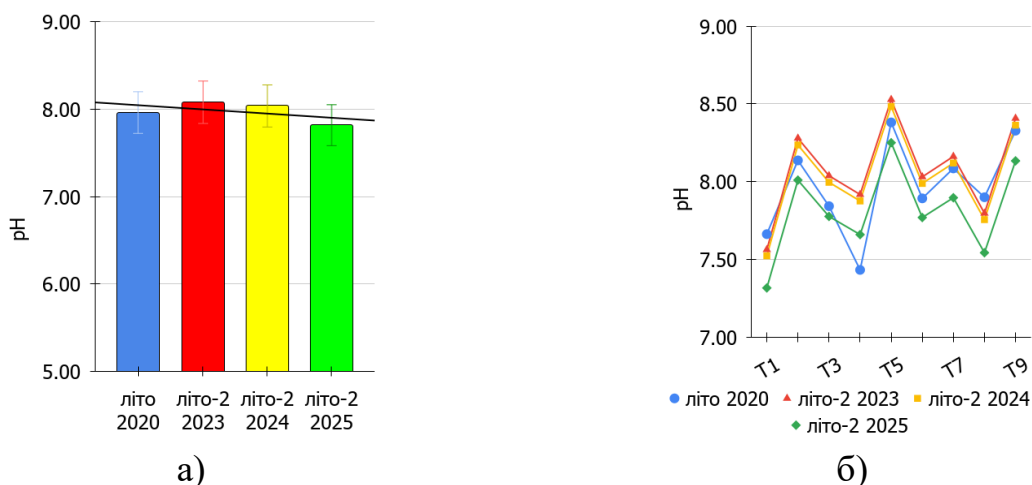


Рис. 3.9. Просторово-часова динаміка рН води у другій фазі літнього періоду 2020, 2023-2025 рр.: а) середні значення за роками дослідження; б) просторова мозаїчність показника у 9 контрольних точках.

Результати осіннього моніторингу водневого показника свідчать про стабільність слабколужного стану акваторії. Якщо у фоновому 2020 році середній рівень по ставу ($M \pm m$) становив $7,86 \pm 0,93$, то у 2023 та 2024 роках зафіксовано зміщення середовища в бік олужнення до рівнів $7,90 \pm 0,94$ та $7,98 \pm 0,94$ відповідно. Під час останнього відбору в 2025 році показник знизився до $7,84 \pm 0,93$, продемонструвавши відхилення від даних 2023 року, але залишився близьким до значень референтного 2020-го. Лінія лінійного тренду за весь цикл спостережень вказує на загальний вектор до поступового зростання значень рН в осінній сезон.

Просторова мінливість розподілу у дев'яти точках контролю демонструвала високу синхронність процесів при збереженні характерної неоднорідності між створами. Найвищі цифри незмінно фіксувалися у точках Т2 та Т5, де середовище найсильніше тяжіло до верхньої межі лужності, тоді як у створах Т1 та Т8 показники залишалися мінімальними по ставу незалежно від року дослідження. Протягом усього періоду моніторингу амплітуда стандартного відхилення залишалася практично незмінною. Така рівномірність даних свідчить про врівноважений стан екосистеми, де динаміка водневого показника в кожному окремому створі повністю відповідає загальносистемним тенденціям водойми.

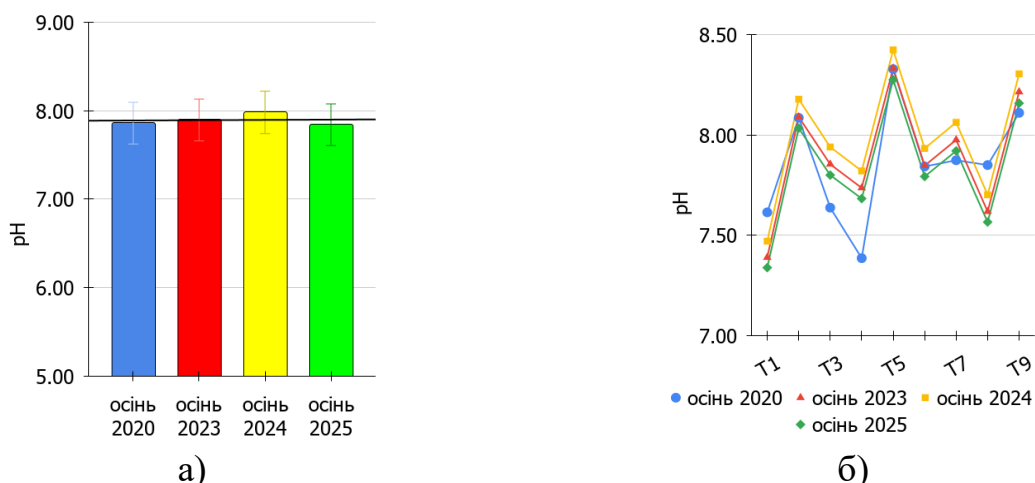


Рис. 3.10. Водневий показник води в осінній період 2020, 2023-2025 рр.: а) порівняння середніх значень по ставу; б) розподіл за 9 точками моніторингу.

Отже, результати моніторингу рН-режиму підтверджують, що водневий показник протягом усього періоду досліджень залишався у межах встановлених нормативів ГДК (6,5-8,5 од.) (Додаток 9).

3.3. Кисневий режим та показники органічного забруднення водойми

Оцінка кисневого режиму та інтенсивності деструкційних процесів у Тернопільському ставі впродовж 2023-2025 рр. дозволила встановити закономірності трансформації екосистеми під впливом спрямованої регуляції альгоценозу. Взаємозв'язок між вмістом розчиненого у воді кисню та показниками біохімічного (БСК₅) і хімічного (ХСК) споживання кисню є визначальним для розуміння самоочисної здатності водойми та її здатності протистояти антропогенним навантаженням.

3.3.1. Зимовий період

Аналіз кисневого режиму та органічного навантаження у зимові періоди 2023-2025 років дозволив визначити базовий стан екосистеми Тернопільського ставу в умовах низьких температур. Отримані дані свідчать про суттєву трансформацію гідрохімічного фону порівняно з референтним 2020 роком, що проявляється у покращенні аерації водних мас та зниженні кисневого дефіциту під кригою.

Інтегральний вміст розчиненого у воді кисню в середньому по акваторії продемонстрував стійку тенденцію до зростання: якщо у фоновому 2020 році він становив $9,21 \pm 1,01$ мг/дм³, то до 2025 року сягнув $12,75 \pm 1,2$ мг/дм³ ($p < 0,05$) (рис. 3.11 а). Статистично підтвердили, що показники періоду 2023-2025 років є достовірно вищими за рівень 2020 року. Така динаміка вказує на інтенсифікацію підлідного фотосинтезу за рахунок вегетації хлорели, хоча між собою роки активної фази досліджень значущих розбіжностей не виявили.

Паралельно ми зафіксували трансформацію показників органічного забруднення (рис. 3.11 б)). Хімічне споживання кисню (ХСК) продемонструвало найвираженіше падіння у 2023 році порівняно з фоном ($16,49 \pm 1,35$ мг/дм³ ($p < 0,05$)). У наступні роки (2024-2025) спостерігалось статистично значуще поступове зростання ХСК відносно початкового етапу альголізації, проте значення залишалися достовірно нижчими за вихідний рівень 2020 року (зниження з $34,18 \pm 1,95$ мг/дм³ до $24,88 \pm 1,66$ мг/дм³ мгО/дм³ у 2025 році). Це свідчить про стійке скорочення концентрації важкоокиснюваних органічних сполук та загальне зменшення антропогенного навантаження.

Динаміка біохімічного споживання кисню (БСК₅) також вказує на зміну темпів мінералізації органіки під впливом оновленої структури фітопланктону (рис. 3.11 в). Після різкого падіння у 2023 році (до $1,75 \pm 0,44$ мгО₂/дм³ ($p < 0,05$)) показник стабілізувався на рівні $2,82$ мгО₂/дм³ $\pm 0,55$ мгО₂/дм³ ($p < 0,05$) у 2025 році. Попри статистично значуще зростання рівня деструкції у 2024-2025 роках порівняно з початком періоду спостереження, значення БСК₅ повернулися до вихідних меж і не перевищували нормативів для водойм рибогосподарського призначення (ГДК 3 мгО₂/дм³) (Додаток 9). Така варіативність відображає адаптацію процесів самоочищення водойми до нових біологічних умов.

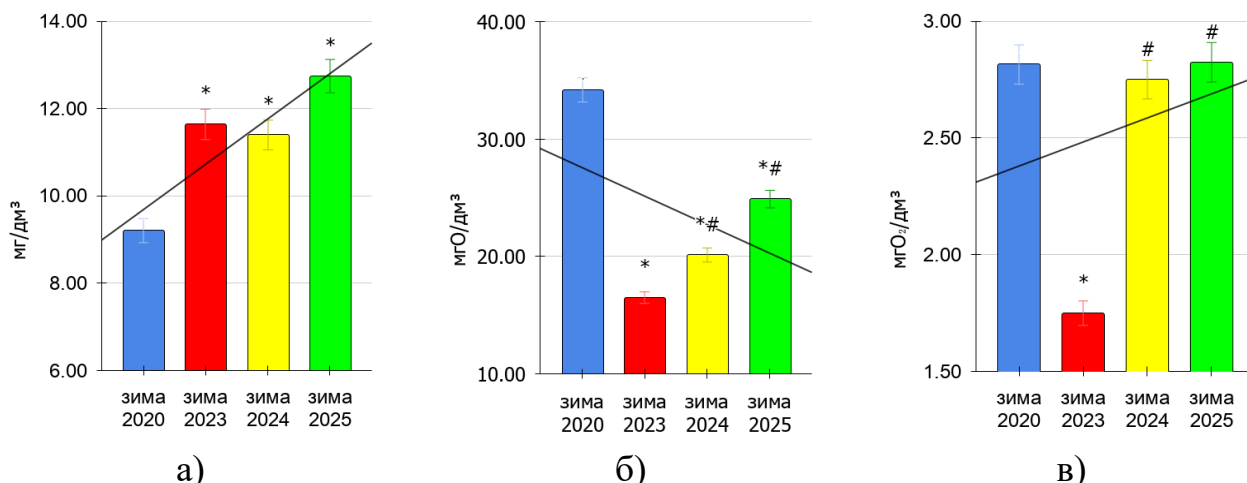


Рис. 3.11. Часова динаміка інтегральних показників кисневого режиму та органічного навантаження акваторії у зимовий період (середнє по ставу) 2020, 2023-2025 рр.: а) вміст розчиненого O_2 ; б) показник ХСК; в) показник БСК₅.

Просторова диференціація показників за точками моніторингу Т1-Т9 підтверджує неоднорідність екологічного стану акваторії. Найвищі концентрації розчиненого кисню стабільно фіксуються у точці Т5 ($13,46 \pm 1,2 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ ($p < 0,05$) у 2025 р.), що пояснюється інтенсивним перемішуванням водних мас у зоні греблі (рис. 3.12 а). Натомість у точках Т3 та Т7 спостерігаються мінімальні значення кисню на фоні підвищених показників БСК₅ ($2,98 \pm 0,57 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$) (рис. 3.12 б) та ХСК ($26,25 \pm 1,67 \text{ mg O/dm}^3$ ($p < 0,05$)) (рис. 3.12 в)). Це корелює з даними про антропогенний тиск з боку пляжу «Циганка» (Т7) та зони приватної забудови, де надходження органіки залишається стабільно високим навіть у зимовий період.

Зниження значень ХСК у всіх контрольних точках порівняно з 2020 роком вказує на поступове вимивання та мінералізацію накопичених органічних речовин. Характерно, що у точках Т4 та Т6 (експериментальні ділянки внесення хлорели) показники кисневого режиму взимку демонструють позитивну стабільність, що створює сприятливі умови для збереження гідробіонтів у критичний зимовий час.

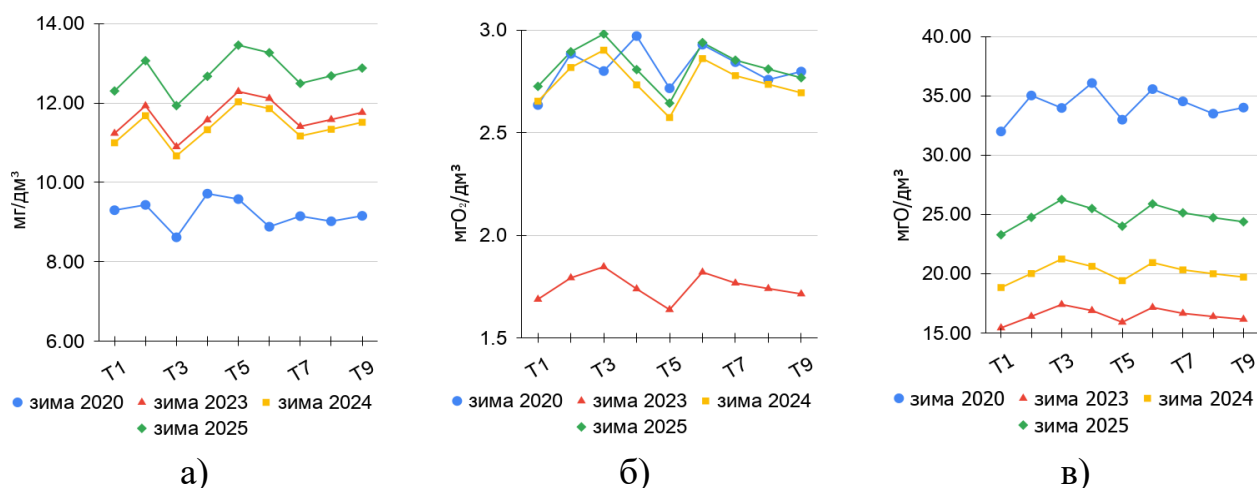


Рис. 3.12. Просторова неоднорідність показників кисневого режиму та органічного забруднення у зимовий період 2020, 2023-2025 рр.: а) профіль розчиненого O_2 ; б) профіль BSK_5 ; в) профіль XSK за контрольними точками моніторингу T1-T9.

Отже, результати зимового моніторингу підтверджують ефективність комплексних заходів з оздоровлення водойми. Зростання концентрації розчиненого кисню та зниження загального органічного навантаження (за XSK) свідчать про перехід екосистеми до вищого рівня самоочисної здатності, що є фундаментом для подальшої вегетаційної стабільності у весняно-літній період.

3.3.2. Весняний період

Аналіз кисневого режиму та показників органічного навантаження у весняні періоди 2023-2025 років дозволив зафіксувати стан водойми під час відновлення вегетації та інтенсивного поверхневого стоку. Отримані результати демонструють певну варіабельність параметрів порівняно з фоновим 2020 роком (рис. 3.13), проте загалом вказують на збереження балансу між продукційними та деструкційними процесами.

Середньосезонна концентрація розчиненого кисню по акваторії (рис. 3.13 а)) у 2025 році становила $10,97 \pm 1,10 \text{ mg/dm}^3$, що фактично відповідає рівню 2024 року ($11,12 \pm 1,08 \text{ mg/dm}^3$). Попри тимчасове зростання показника у 2023 році до $11,90 \pm 1,15 \text{ mg/dm}^3$, загальний лінійний тренд за дослідний період має виражений висхідний характер порівняно з фоновим 2020 роком ($10,10 \pm 1,06 \text{ mg/dm}^3$ ($p < 0,05$)).

Водночас статистично значущих відхилень від фонових рівнів зафіксовано не було - значення 2023-2025 років залишалися в межах похибки, що свідчить про стабільність аерації водних мас навесні.

Показники органічного забруднення також зазнали трансформацій, демонструючи тенденцію до поступового покращення якості води. Хімічне споживання кисню (ХСК) у 2024 році ($18,49 \pm 1,43$ мгО/дм³ ($p < 0,05$)) виявилось достовірно меншим за рівень 2020 року ($23,46 \pm 1,61$ мгО/дм³ ($p < 0,05$)), проте вже у 2025 році зафіксовано зростання відносно 2023 року ($22,52 \pm 1,58$ мгО/дм³ проти $20,00 \pm 1,49$ мгО/дм³, що повернуло концентрацію органіки до значень, близьких до фонових (рис. 3.13 б)).

Динаміка біохімічної потреби в кисні (БСК₅) протягом усього дослідного періоду залишалася стабільною. Показники 2023-2025 років не мали достовірних відхилень щодо 2020 року ($2,61 \pm 0,54$ мгО₂/дм³), чи у порівнянні між собою. У 2025 році значення становило $2,59 \pm 0,53$ мгО₂/дм³, що фактично відповідає фоновому стану (рис. 3.13 в)). Така константність гідрохімічних параметрів підтверджує надійність механізмів самоочищення ставу на старті вегетаційного циклу.

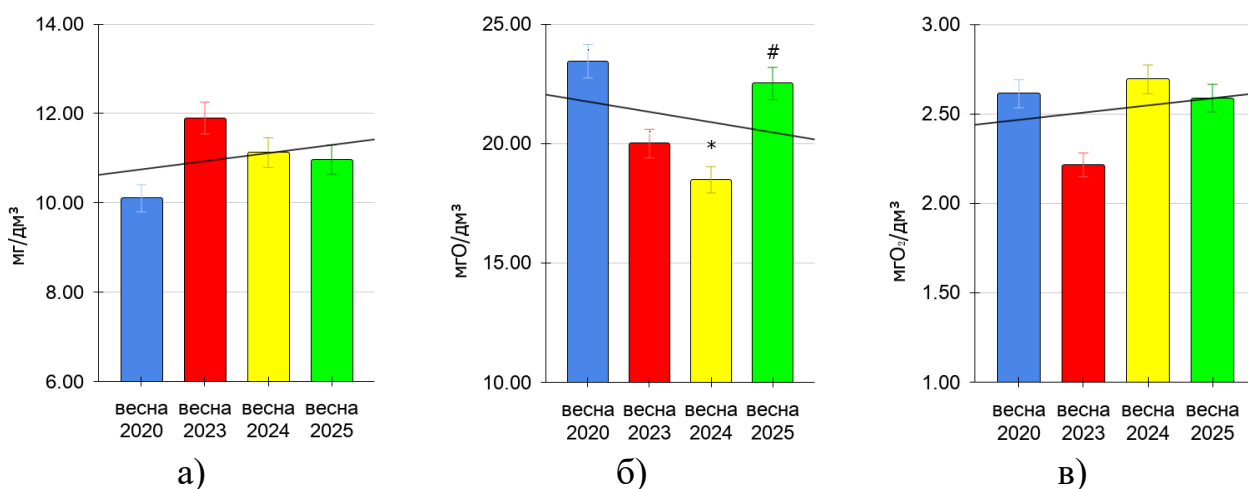


Рис. 3.13. Часова динаміка інтегральних показників кисневого режиму та органічного навантаження акваторії у весняний період (середнє по ставу) 2020, 2023-2025 рр.: а) вміст розчиненого О₂; б) показник ХСК; в) показник БСК₅.

Просторова неоднорідність показників за точками Т1-Т9 у весняний період відображена на рис. 3.14. Найвищі рівні насичення води киснем у 2025 році зафіксовані в точці Т6 ($11,27 \pm 1,10$ мг/дм³) та Т2 ($11,23 \pm 1,10$ мг/дм³), тоді як у

точці Т5 цей показник становив $10,56 \pm 1,10$ мг/дм³. Мінімальні значення розчиненого кисню традиційно спостерігаються у точці Т1 ($10,63 \pm 1,10$ мг/дм³) та точках, наближених до берегової лінії, зокрема Т4 ($10,74 \pm 1,10$ мг/дм³).

Розподіл показників БСК₅ та ХСК за точками відбору виявив локальні максимуми органічного навантаження. Зокрема, у точці Т3 зафіксовано найвищі значення БСК₅ ($2,73 \pm 0,53$ мгО₂/дм³) та ХСК ($23,77 \pm 1,58$ мгО₂/дм³) ($p < 0,05$), що виділяє цю ділянку на фоні інших контрольних точок. Також високі рівні ХСК спостерігалися у точці Т6 ($23,43 \pm 1,58$ мгО₂/дм³). У точці Т5 зафіксовано найнижчі показники БСК₅ ($2,42 \pm 0,53$ мгО₂/дм³) та відносно низький рівень ХСК ($21,73 \pm 1,58$ мгО/дм³) ($p < 0,05$), що підтверджує кращу якість води у пригреблевій частині ставу порівняно з іншими зонами моніторингу.

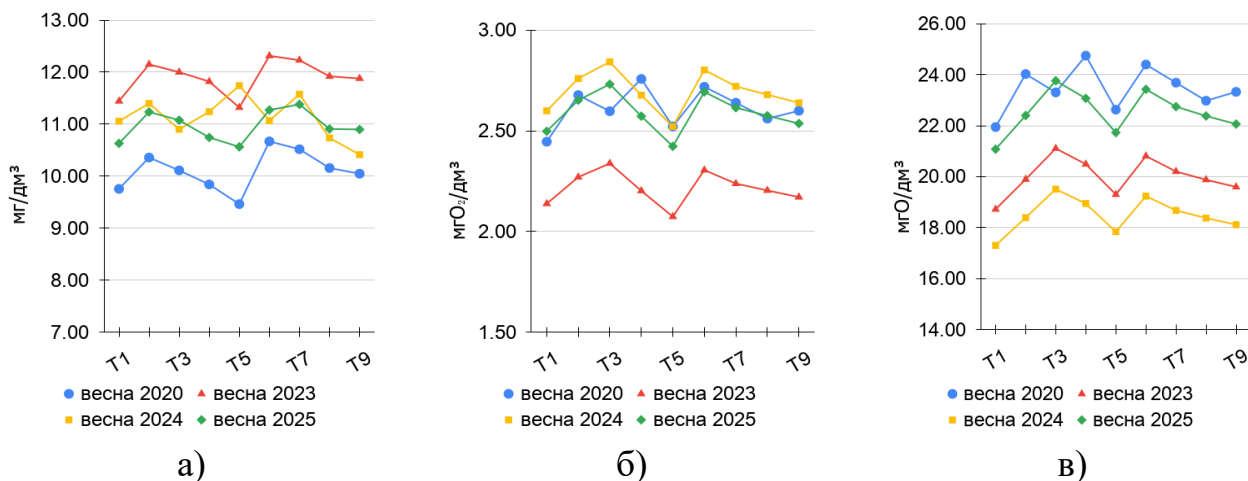


Рис. 3.14. Просторова неоднорідність показників кисневого режиму та органічного забруднення у весняний період 2020, 2023-2025 рр.: а) профіль розчиненого O₂; б) профіль БСК₅; в) профіль ХСК за контрольними точками моніторингу Т1-Т9.

Підсумовуючи результати весняного моніторингу, слід зазначити, що показники розчиненого кисню у 2024-2025 рр. суттєво перевищують рівень ГДК_{рибг} (більше 4,0 мг/дм³) (Додаток 19), а значення БСК₅ та ХСК утримуються в межах встановлених нормативів (3 мгО₂/дм³ та 30 мгО/дм³ відповідно), що свідчить про задовільний стан водойми на початку активного вегетаційного сезону.

3.3.3. Літній період

Моніторинг показників кисневого режиму та органічного навантаження у літній період дозволив простежити динаміку стану екосистеми ставу у два етапи: Літо 1 (активна фаза після внесення хлорели) та Літо 2 (пік літньої вегетації).

У першій половині літнього періоду (кінець травня - 15 липня) інтегральні показники по акваторії продемонстрували виражену тенденцію до стабілізації порівняно з фоновим 2020 роком (рис. 3.15). Середньосезонний вміст розчиненого кисню у 2025 році становив $9,98 \pm 1,05$ мг/дм³, що лише незначно поступається значенню 2020 року ($10,25 \pm 1,03$ мг/дм³), проте свідчить про зростання відносно початкового етапу досліджень у 2023 році ($9,61 \pm 1,03$ мг/дм³). Попри ці зміни, концентрації кисню протягом 2023-2025 років не виявили математично достовірних відхилень від базового рівня.

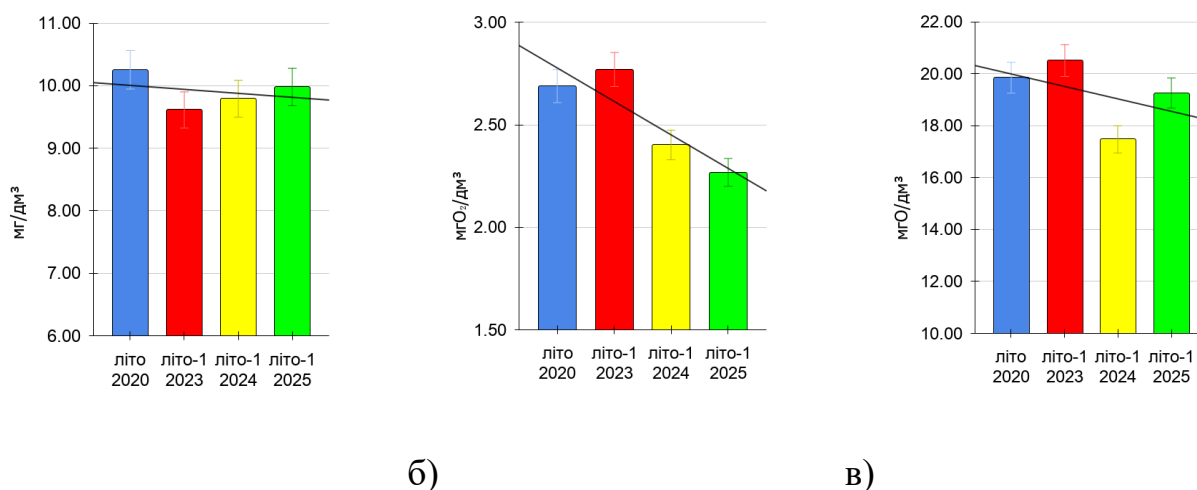


Рис. 3.15. Динаміка середніх показників по ставу для періоду літо-1 2020, 2023-2025 рр.: а) вміст розчиненого O_2 ; б) показник ХСК; в) показник БСК₅.

Аналогічна ситуація спостерігалася і з показниками органічного навантаження, які мали чітку тенденцію до зниження, залишаючись при цьому в межах статистичної похибки. Середній показник ХСК по ставу у 2025 році зафіксовано на рівні $19,26 \pm 1,46$ мг O /дм³, що лише дещо нижче за фоновий рівень ($19,85 \pm 1,49$ мг O /дм³), проте достовірних відхилень від даних 2020 та 2023 років ($20,52 \pm 1,51$ мг O /дм³) не виявлено.

Динаміка біохімічного споживання кисню (БСК₅) також вказує на поступове розвантаження водойми від легкоокиснюваної органіки: значення середніх

концентрацій знизилися з $2,69 \pm 0,55$ мг O_2 /дм³ у 2020 році до $2,27 \pm 0,50$ мг O_2 /дм³ у 2025 році. Проте, як і у випадку з іншими параметрами першої фази літа, це зниження не набуло характеру статистичної достовірності ані щодо фоновому року, ані щодо 2023 року ($2,77 \pm 0,55$ мг O_2 /дм³). Така константність гідрохімічного фону на початкових етапах літньої вегетації свідчить про збалансованість процесів продукування та мінералізації органічної речовини в оновленій екосистемі.

Просторовий аналіз цього періоду (рис. 3.16) виявив, що найбільш насиченою киснем у 2025 році є точка Т6 ($10,37 \pm 1,05$ мг/дм³), тоді як мінімальні значення зафіксовані у створі Т5 ($9,28 \pm 1,05$ мг/дм³). Показники у точці Т2 також залишалися вищими ($10,60 \pm 1,05$ мг/дм³), що вказує на інтенсивну аерацію відкритих плес у першій половині літа, тоді як фонові точка Т1 демонструвала середні значення на рівні $9,69 \pm 1,05$ мг/дм³.

Найвище органічне навантаження за показником БСК₅ зосереджене в точці Т3 ($2,39 \pm 0,50$ мг O_2 /дм³), а за показником ХСК - у створах Т3 та Т6 ($20,33 \pm 1,46$ та $20,04 \pm 1,46$ мг O /дм³ відповідно), що виділяє ці ділянки на фоні загальної акваторії. Найменші рівні органічного забруднення характерні для точки Т5, де значення БСК₅ становили $2,12 \pm 0,50$ мг O_2 /дм³, а ХСК - $18,59 \pm 1,46$ мг O /дм³. Така локалізація мінімумів у пригреблевій зоні свідчить про вищу якість води на виході зі ставу порівняно з центральними та береговими секторами моніторингу.

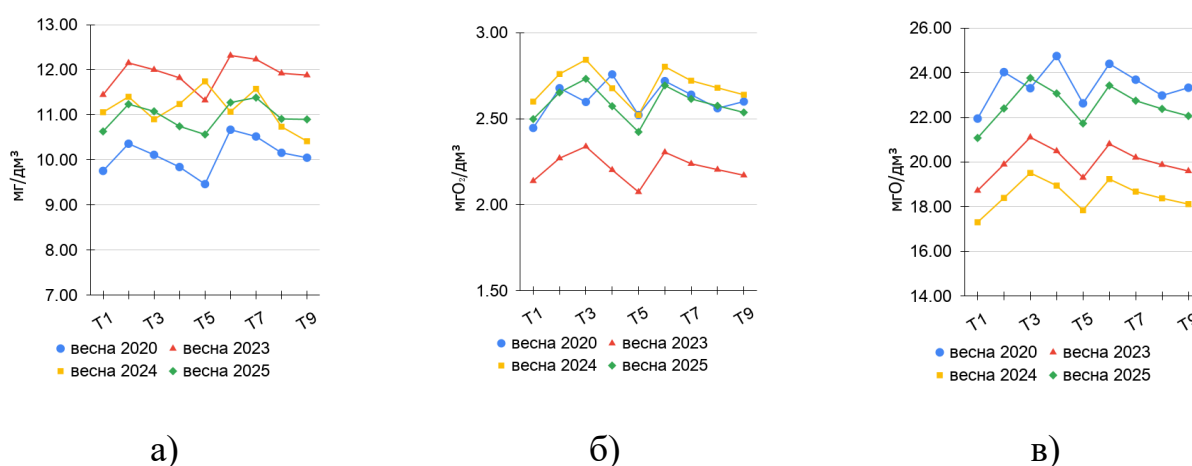


Рис. 3.16. Просторова неоднорідність показників кисневого режиму та органічного забруднення у літній період (I частина літа) 2020, 2023-2025 рр.: а) профіль розчиненого O_2 ; б) профіль БСК₅; в) профіль ХСК за контрольними точками моніторингу Т1-Т9.

II частина літа (15 липня - 1 вересня)

У другій половині літа, попри підвищення температурного фону, спостерігалася стабілізація ключових екологічних параметрів (рис. 3.17). Середній вміст розчиненого кисню у 2025 році ($8,98 \pm 1,00$ мг/дм³) дещо знизився порівняно з початковим етапом літа, проте залишився в межах норми. Хоча у 2024-2025 роках простежувалася тенденція до зменшення концентрації кисню порівняно з фоновим 2020 роком ($10,25 \pm 1,03$ мг/дм³) та показниками 2023 року ($10,45 \pm 1,07$ мг/дм³), ці зміни не набули характеру статистичної достовірності.

Трансформація показників біохімічного споживання кисню (БСК₅) вказує на оптимізацію навантаження на газовий режим ставу. У 2025 році середня концентрація становила $2,28 \pm 0,50$ мг О₂/дм³, що є достовірно нижчим за показник 2023 року ($2,91 \pm 0,56$ мг О₂/дм³, $p < 0,05$). Попри відсутність математично підтверджених змін відносно фонового 2020 року ($2,69 \pm 0,55$ мг О₂/дм³), таке зниження інтенсивності деструкційних процесів порівняно з початком досліджень свідчить про позитивний вплив оновленої структури фітопланктону на самоочищення водойми в умовах літнього температурного стресу.

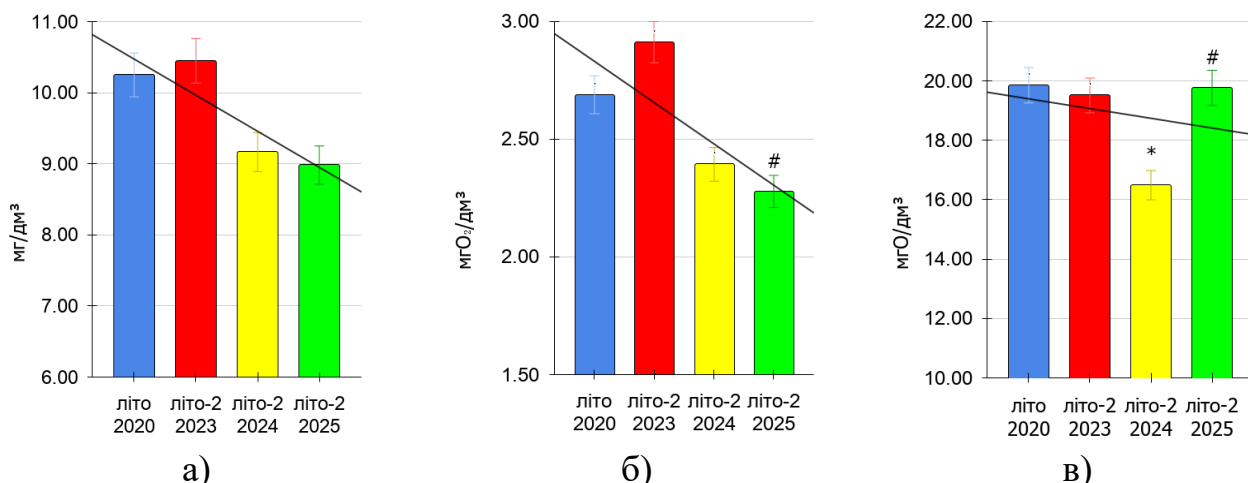


Рис. 3.17. Динаміка середніх показників по ставу для періоду літо-2 2020, 2023-2025 рр.: а) вміст розчиненого О₂; б) показник ХСК; в) показник БСК₅.

Показовим є зниження органічного навантаження на водойму в пік вегетації. Хімічне споживання кисню (ХСК) у 2025 році ($19,77 \pm 1,48$ мг О/дм³) залишилося практично на рівні 2020 року ($19,85 \pm 1,49$ мг О/дм³). Динаміка цього показника у

другій фазі літа була досить активною: якщо у 2024 році було зафіксовано достовірне зниження ХСК ($16,49 \pm 1,35$ мг О/дм³ $p < 0,05$) порівняно з базовим 2020 роком, то у 2025 році відзначено статистично значуще збільшення окиснюваності відносно показників 2024 року. Аналіз просторового розподілу у другій половині літа 2025 року (рис. 3.18) показав, що максимум розчиненого кисню змістився до точки Т6 ($9,48 \pm 1,00$ мг/дм³ $p < 0,05$), тоді як найвищі показники серед берегових зон також спостерігалися у створі Т2 ($9,20 \pm 1,00$ мг/дм³ $p < 0,05$). Мінімальний вміст кисню знову зафіксовано у точці Т5 ($8,41 \pm 1,00$ мг/дм³), що вказує на інтенсивне споживання газу в пригреблевій частині ставу в пік літніх температур. При цьому фонові значення у точці Т1 залишалися на рівні $8,67 \pm 1,00$ мг/дм³ $p < 0,05$, підкреслюючи загальну тенденцію до зниження аерації по всій акваторії порівняно з весняним періодом.

Точка Т3 залишається зоною найбільшого органічного тиску: показник БСК₅ тут сягає $2,40 \pm 0,50$ мг О₂/дм³, а ХСК - $20,86 \pm 1,48$ мг О/дм³ $p < 0,05$, що виділяє цю ділянку як найбільш навантажену органічними речовинами. Високий рівень окиснюваності також спостерігався у точці Т6 ($20,56 \pm 1,48$ мг О/дм³ $p < 0,05$). Натомість найнижчі показники органіки зафіксовані у точці Т5, де БСК₅ становило $2,13 \pm 0,50$ мг О₂/дм³, а ХСК - $19,07 \pm 1,48$ мг О/дм³ $p < 0,05$. Така локалізація мінімумів свідчить про збереження ефективності процесів самоочищення у пригреблевій зоні навіть за умов максимального вегетаційного навантаження.

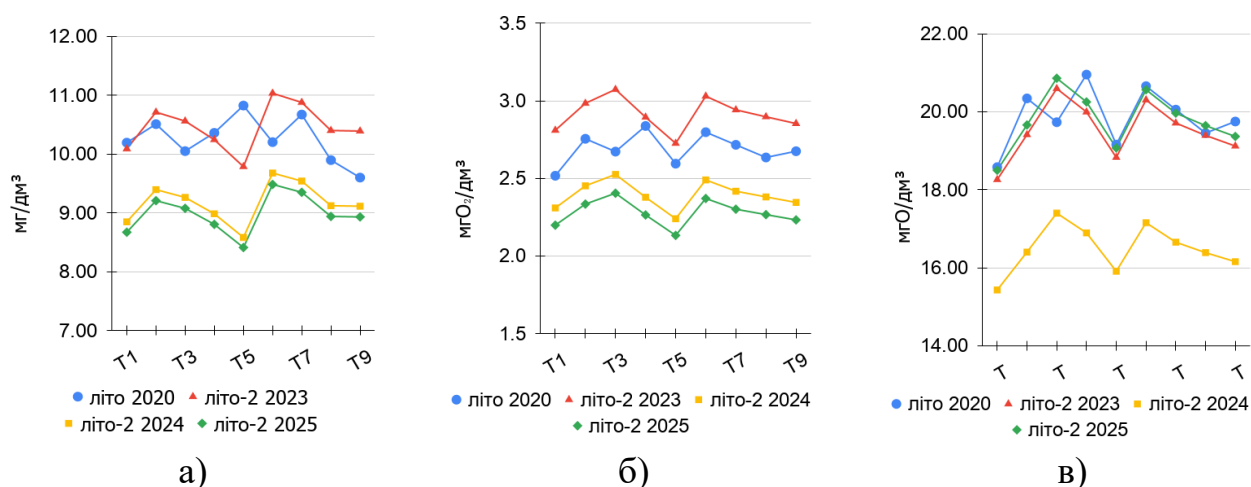


Рис. 3.18. Просторова неоднорідність показників кисневого режиму та органічного забруднення у період літо-2 за точками Т1-Т9 2020, 2023-2025 рр.: а) профіль розчиненого О₂; б) БСК₅; в) ХСК

3.3.4. Осінній період

Результати моніторингу в осінній період свідчать про поступову стабілізацію екосистеми Тернопільського ставу на фоні завершення активної вегетації. Отримані дані дозволяють констатувати позитивну трансформацію кисневого режиму та параметрів органічного навантаження порівняно з референтним 2020 роком (рис. 3.19).

Вміст розчиненого кисню у 2025 році продемонстрував стійку тенденцію до зростання, досягнувши $9,67 \pm 1,03$ мг O_2 /дм³ $p < 0,05$. Цей показник є вищим за рівні попередніх етапів досліджень ($7,82 \pm 0,93$ мг O_2 /дм³ у 2023 р. та $8,54 \pm 0,97$ мг O_2 /дм³ у 2024 р.) і дещо перевищує фонові значення 2020 року ($9,15 \pm 0,98$ мг O_2 /дм³). Статистично підтверджене зростання концентрації кисню у 2025 році порівняно з початком спостережень 2023 року ($p < 0,05$) свідчить про зміцнення окисної здатності водойми. Така динаміка вказує на відновлення природної аераційної здатності та відсутність процесів вторинного забруднення.

Паралельно з оптимізацією кисневого балансу зафіксовано мінімальні рівні органічного навантаження. Показник ХСК у 2025 році знизився до $17,98 \pm 1,41$ мг O /дм³ $p < 0,05$, що є достовірно меншим за аналогічне значення 2020 року ($25,13 \pm 1,67$ мг O /дм³). Важливо, що впродовж усього періоду 2023-2025 років рівень ХСК залишався статистично нижчим за доремедіаційні показники. Аналогічна закономірність характерна і для біохімічного споживання кисню (БСК₅): середнє значення по акваторії становило $2,10 \pm 0,48$ мг O_2 /дм³. Це демонструє достовірну деструкцію легкоокиснюваної органіки порівняно з фоновим рівнем 2020 року ($2,81 \pm 0,56$ мг O_2 /дм³). Хоча порівняно з 2023 роком ($2,44 \pm 0,52$ мг O_2 /дм³ $p < 0,05$) зміни ще не досягли рівня статистичної значущості, загальний тренд підтверджує підвищення ефективності самоочисних процесів.

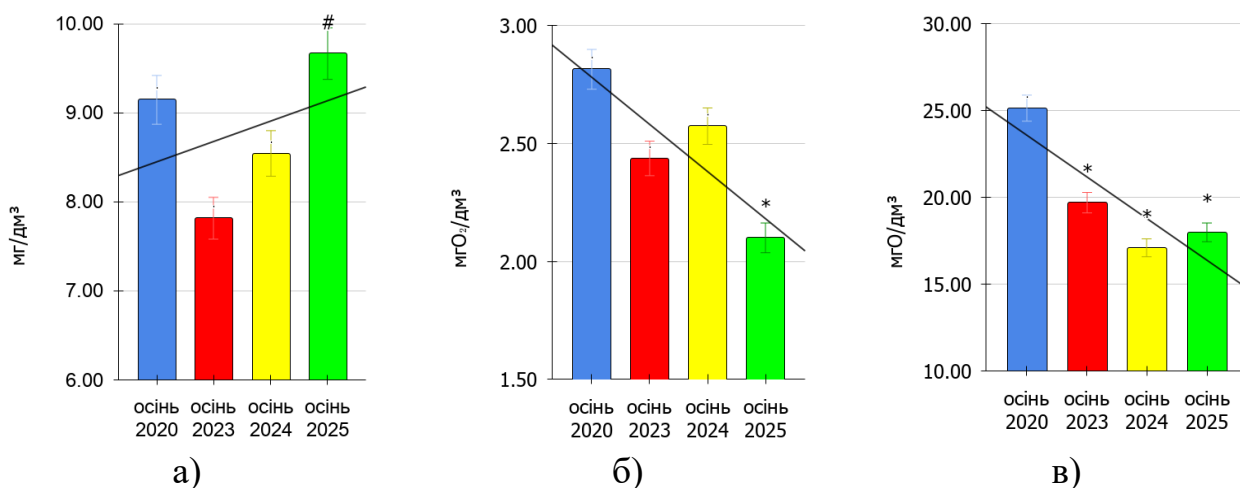


Рис. 3.19. Динаміка середніх показників по ставу для осіннього періоду 2020, 2023-2025 рр.: а) вміст розчиненого O_2 ; б) показник ХСК; в) показник BSK_5 .

Просторовий аналіз розподілу показників у 2025 році (рис. 3.20) підтверджує раніше виявлені локальні особливості акваторії. Найвищий рівень насичення киснем традиційно спостерігався у точці Т6 ($10,20 \pm 1,03 \text{ mg/dm}^3$), тоді як високі значення також зафіксовані у точці Т2 ($9,91 \pm 1,03 \text{ mg/dm}^3$). Мінімальні концентрації розчиненого газу відзначені у пригреблевій зоні (Т5 - $9,05 \pm 1,03 \text{ mg/dm}^3$) та фоновій точці Т1 ($9,33 \pm 1,03 \text{ mg/dm}^3$), що зумовлено гідродинамічними чинниками та специфікою перемішування водних мас у цих створах.

Локальні максимуми органічного забруднення залишаються зосередженими у точці Т3, де ХСК становить $18,97 \pm 1,41 \text{ mg O/dm}^3$, а BSK_5 - $2,22 \pm 0,48 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$, що виділяє цю ділянку як найбільш навантажену на фоні загальної акваторії. Також відносно високий рівень окиснюваності спостерігався у точці Т6 ($18,71 \pm 1,41 \text{ mg O/dm}^3$). Водночас найменше органічне навантаження зафіксовано у точці Т5, де показник BSK_5 знизився до $1,97 \pm 0,48 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$, а ХСК - до $17,35 \pm 1,41 \text{ mg O/dm}^3$. Така просторова стабільність мінімумів у пригреблевій частині ставу свідчить про завершеність процесів трансформації органічної речовини перед скидом води у нижній б'єф.

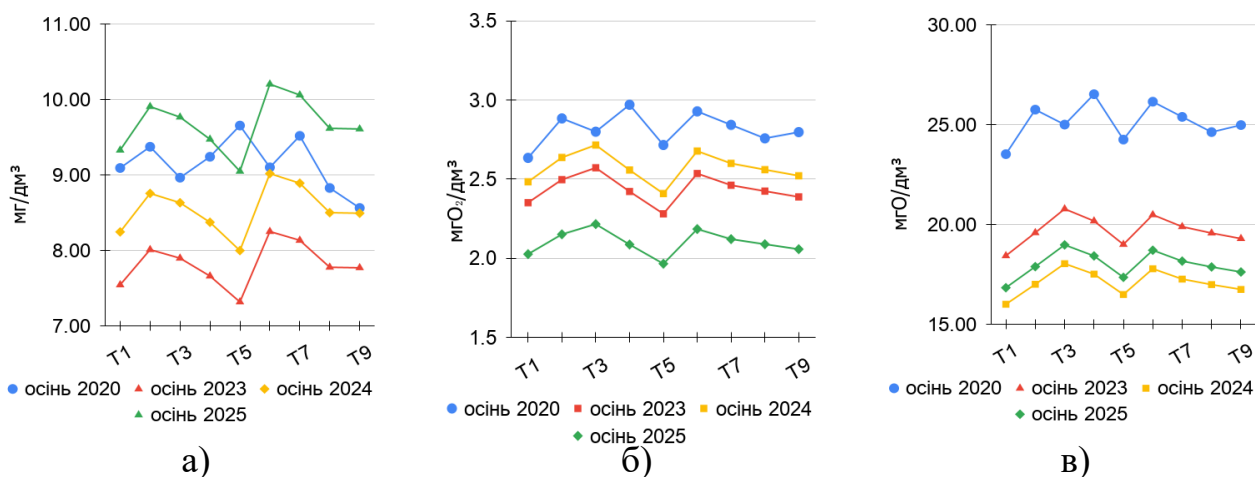


Рис. 3.20. Просторова неоднорідність показників у осінній період за точками T1-T9 2020, 2023-2025 рр.: а) профіль розчиненого O_2 ; б) BSK_5 ; в) ХСК

Узагальнюючи результати досліджень динаміки газів та показників органічного навантаження протягом 2020-2025 років, можна констатувати суттєву позитивну трансформацію екологічного стану Тернопільського ставу. Впровадження методу альголізації з використанням *Chlorella vulgaris* сприяло стабілізації кисневого режиму: якщо у фоновому 2020 році спостерігалися значні сезонні коливання та дефіцит розчиненого кисню в періоди пікових температур, то у 2025 році показники O_2 утримувалися на стабільно високому рівні (понад 8,5-9,0 mgO_2/dm^3), навіть у критичні літні місяці.

Важливим індикатором успішності біоремедіації стало поступове зниження органічного забруднення акваторії. Середні значення ХСК та BSK_5 продемонстрували стійку тенденцію до зменшення, досягнувши мінімальних значень у 2025 році, що свідчить про інтенсифікацію процесів самоочищення водойми та ефективну деструкцію надлишкової органіки. Просторова неоднорідність показників підтверджує, що найбільш динамічні позитивні зміни відбуваються у зонах активного внесення хлорели (Т4, Т6), тоді як зони антропогенного тиску (Т7, Т3) залишаються під впливом берегових стоків, проте з вираженою загальною тенденцією до покращення якості водного середовища.

3.4. Аналіз динаміки есенціальних та важких металів

Перехід до активної фази біоремедіації водосховища шляхом інтродукції *Chlorella vulgaris* потребував переосмислення ролі металів у гідрохімічному режимі ставу. Традиційний підхід до металів як до статичних забруднювачів у межах нашого дослідження поступився місцем аналізу їхньої динамічної участі у метаболізмі альгоспільноти. Ми зосередили увагу на групі елементів, які визначають життєздатність екосистеми та ефективність внесеної мікробіодорості.

3.4.1. Розчинні форми заліза (йонів заліза (Fe^{2+}))

Аналіз динаміки концентрацій йонів заліза (Fe^{2+}) дозволив встановити радикальну трансформацію гідрохімічного стану Тернопільського ставу. Отримані результати свідчать про перехід системи від стану хронічного антропогенного перевантаження до стабільного самоочищення.

Результати зимового моніторингу вмісту йонів заліза (Fe^{2+}) продемонстрували стійку динаміку до зниження концентрацій порівняно з вихідним станом водойми (рис. 3.21 а), б)). Якщо у 2020 році середній показник по акваторії ($M \pm m$) становив $0,32 \pm 0,19$ мг/дм³, то з початком активної фази досліджень зафіксовано статистично значуще зменшення значень вмісту металу. У зиму 2023 та 2024 років концентрації стабілізувалися на рівні $0,06 \pm 0,08$ мг/дм³ та $0,08 \pm 0,10$ мг/дм³ відповідно ($p < 0,05$ порівняно з 2020 р.), а у 2025 році зафіксовано абсолютний мінімум - $0,019 \pm 0,05$ мг/дм³, що є достовірним відхиленням як від фонового періоду, так і від показників 2023 року ($p < 0,05$). Загальна лінія лінійного тренду надійно підтверджує вектор на розвантаження екосистеми від надлишку металу.

Просторова мінливість розподілу йонів заліза (Fe^{2+}) за результатами відбору у дев'яти точках вирізнялася винятковою стабільністю та гомогенністю. У 2025 році концентрації виявилися майже ідентичними коливаючись у вузькому діапазоні - від входу в став (Т1) до пригреблевої зони (Т5), тримаючись на позначці $\approx 0,02$ мг/дм³. Навіть у попередні роки спостережень незначних сезонних зростань

вмісту металу, як це спостерігалось у 2024 році, амплітуда коливань між точками не перевищувала $0,01 \text{ мг/дм}^3$ ($p < 0,05$), поступово зменшувалася, що вказує на відсутність локальних осередків накопичення заліза в підлідний період. Така синхронність змін по всій акваторії свідчить про встановлення рівномірного гідрохімічного фону, який значно кращий за референтні дані доремедіаційного етапу.

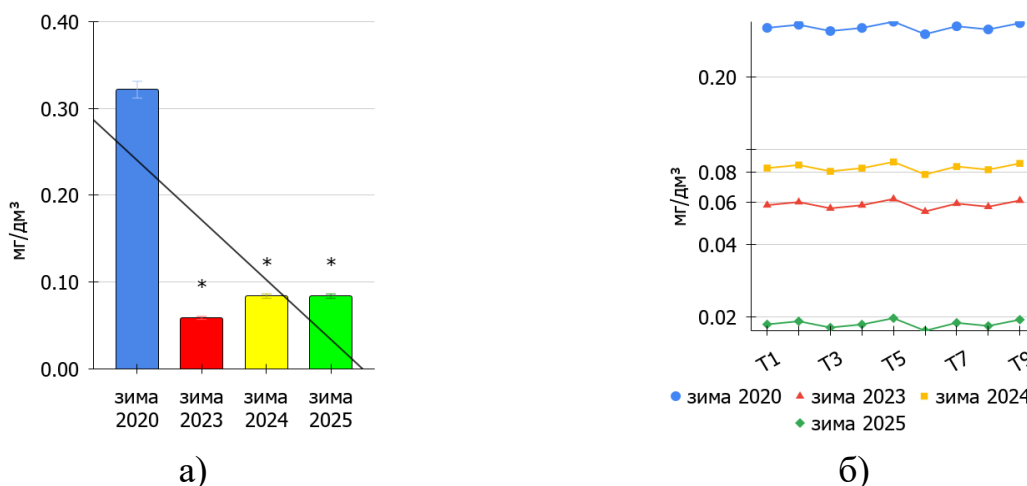


Рис. 3.21. Динаміка вмісту йонів заліза (Fe^{2+}) мг/дм^3 у зимовий період за 2020, 2023-2025 рр.: а) по ставу; та б) у 9 точках

Результати весняного моніторингу вмісту йонів заліза (Fe^{2+}) в акваторії засвідчили стійку тенденцію до зниження показників порівняно з вихідним станом водойми (рис. 3.22 а), б). Якщо у фоновому 2020 році середнє значення по ставу ($M \pm m$) становило $0,33 \pm 0,19 \text{ мг/дм}^3$, то з початком активних досліджень концентрації стрімко пішли на спад. У весняний період 2023 року вміст металу знизився до $0,08 \pm 0,09$ ($p < 0,05$) мг/дм^3 , а у наступні два роки стабілізувався на значенні $0,03 \pm 0,05 \text{ мг/дм}^3$, що є статистично значущим відхиленням як від рівня 2020 року, так і від показників початкового етапу 2023-го. Лінія лінійного тренду на графіках чітко підтверджує вектор на поступове очищення екосистеми від надлишку заліза протягом усього циклу спостережень.

Просторова мінливість розподілу металу за результатами аналізу дев'яти точок вирізнялася високою однорідністю та вирівнюванням гідрохімічного фону. Найвищі цифри у 2020 році традиційно фіксувалися у створах T5 та T9, проте вже до 2025 року амплітуда коливань між усіма точками відбору стала мінімальною,

коливаючись у межах $0,002 \pm 0,05$ ($p < 0,05$) мг/дм³. Навіть у період весняного повноводдя значення у точках входу в став (Т1) та пригреблевій зоні виявилися фактично ідентичними загальному середньому рівню. Така синхронність змін по всій площі водойми та поступове зменшення варіації вмісту металу свідчать про формування стабільного стану акваторії, де вміст заліза тепер стабільно утримується в межах значень, значно нижчих за референтні дані доремедіаційного етапу.

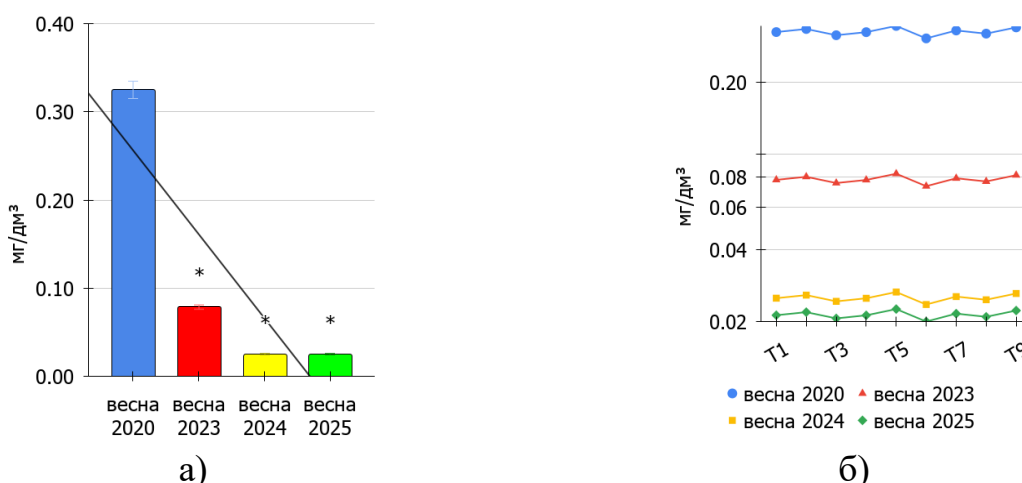


Рис. 3.22. Динаміка вмісту йонів заліза (Fe^{2+}) мг/дм³ у весняний період за 2020, 2023-2025 рр.: а) по ставу; та б) у 9 точках

Результати моніторингу йонів заліза (Fe^{2+}) в першій половині літа засвідчили суттєве покращення стану акваторії порівняно з вихідним рівнем (рис. 3.23 а), б). Якщо у фоновому 2020 році середній вміст металу по ставу ($M \pm m$) становив $0,31 \pm 0,19$ мг/дм³, то з початком активної фази досліджень відбулося статистично значуще зменшення показників. У 2023 році концентрація заліза знизилася до $0,08 \pm 0,10$ мг/дм³ ($p < 0,05$), а протягом наступних двох років стабілізувалася на мінімальних відмітках $0,02 \pm 0,05$ мг/дм³ ($p < 0,05$) та $0,02 \pm 0,04$ мг/дм³ ($p < 0,05$) відповідно. Лінія лінійного тренду чітко підтверджує вектор на стале розвантаження екосистеми від надлишку заліза в усі роки спостережень.

Просторова диференціація показників по дев'яти точках контролю у цей період була мінімальною, що вказує на вирівнювання гідрохімічного фону. Найвищі значення у 2020 році традиційно спостерігалися у створах Т5 та Т9, проте вже до 2025 року амплітуда коливань між усіма точками відбору фактично

нівелювалася, тримаючись у межах від $0,0162 \pm 0,03$ мг/дм³ (Т6) до $0,0182 \pm 0,05$ мг/дм³ (Т5). Синхронне зниження концентрацій по всій акваторії супроводжувалося поступовим зменшенням варіації іонів металу, що свідчить про формування однорідного та стабільного стану водойми, значно кращого за референтні дані доремедіаційного етапу.

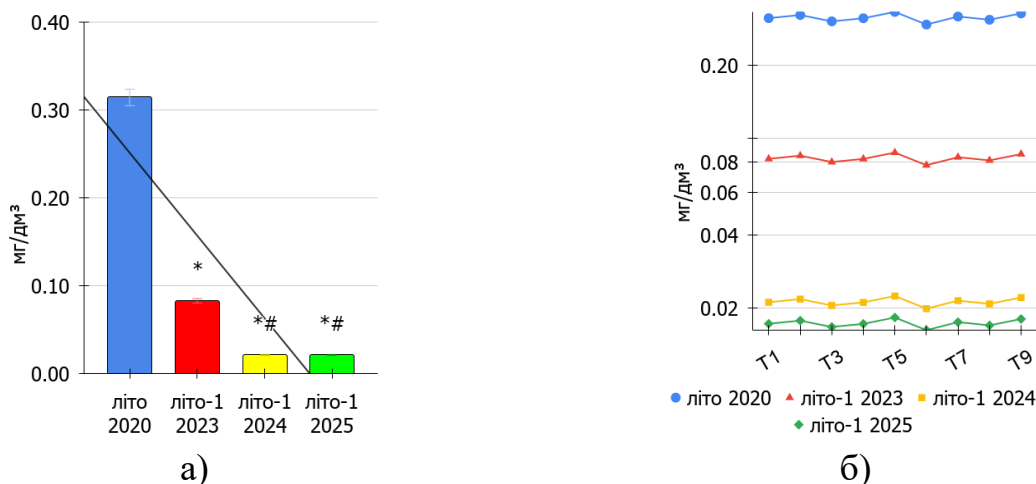


Рис. 3.23. Динаміка вмісту йонів заліза (Fe^{2+}) мг/дм³ у першій частині літа за 2020, 2023-2025 рр.: а) по ставу; та б) у 9 точках

Аналіз вмісту йонів заліза (Fe^{2+}) в другій половині літа засвідчив суттєве покращення екологічного стану водойми порівняно з фоновим періодом (рис. 3.24 а), б). Якщо у 2020 році середня концентрація металу ($M \pm m$) становила $0,31 \pm 0,19$ мг/дм³, то з початком активних досліджень відбулося статистично значуще падіння показників. У літній сезон 2023 року вміст заліза знизився до $0,08 \pm 0,10$ мг/дм³, а протягом 2024 та 2025 років стабілізувався на мінімальних відмітках $0,02 \pm 0,04$ мг/дм³ ($p < 0,05$). Лінія лінійного тренду чітко підтверджує сталу тенденцію до розвантаження акваторії від надлишку заліза в усі роки спостережень.

Просторова мінливість розподілу показників по дев'яти точках контролю у цей період вирізнялася високою стабільністю та однорідністю. Найвищі цифри у 2020 році традиційно спостерігалися у створах Т5 та Т9, проте вже до 2025 року амплітуда коливань між усіма точками відбору фактично нівелювалася, тримаючись у вузькому діапазоні від $0,0125 \pm 0,03$ мг/дм³ до $0,0141 \pm 0,05$ мг/дм³. Синхронне зниження вмісту металу по всій площі ставу супроводжувалося поступовим зменшенням похибки середнього, що свідчить про формування

врівноваженого гідрохімічного фону, який є значно сприятливішим за референтні дані доремедіаційного етапу.

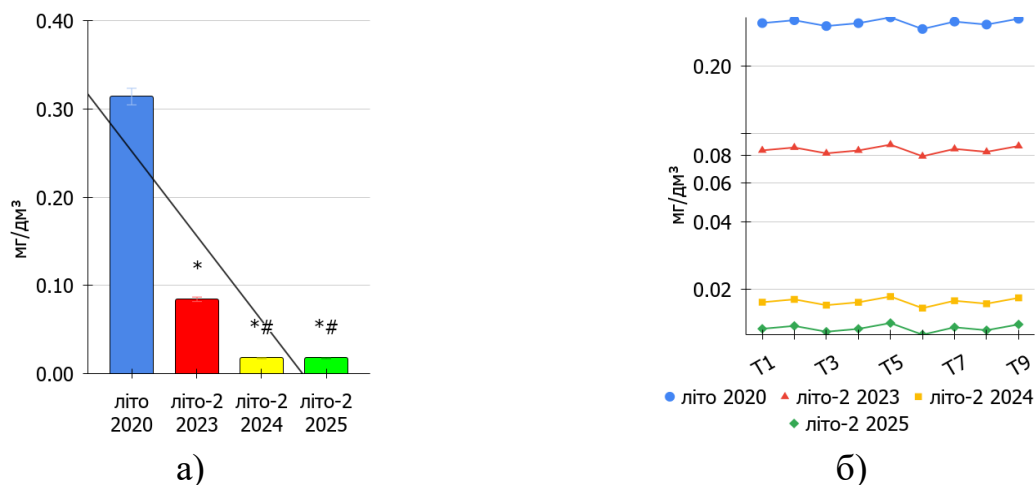


Рис. 3.24. Динаміка вмісту йонів заліза (Fe^{2+}) мг/дм^3 у другій частині літа за 2020, 2023-2025 рр.: а) по ставу; та б) у 9 точках

Осінній моніторинг концентрації заліза зафіксував стійку тенденцію до розвантаження екосистеми водойми порівняно з фоновим рівнем 2020 року (рис. 3.25 а), б). У доремедіаційний період середній вміст металу по ставу ($M \pm m$) був найвищим і становив $0,36 \pm 0,20 \text{ мг/дм}^3$, проте вже восени 2023 року зафіксовано статистично значуще падіння показника до $0,09 \pm 0,10 \text{ мг/дм}^3$ ($p < 0,05$). У наступні два роки концентрації стабілізувалися на мінімальних відмітках $0,02 \pm 0,05 \text{ мг/дм}^3$ та $0,01 \pm 0,04 \text{ мг/дм}^3$, що підтверджує достовірність змін як відносно 2020-го, так і відносно 2023 року ($p < 0,05$). Лінія лінійного тренду на графіках наочно засвідчує вектор на стає очищення акваторії протягом усього циклу спостережень.

Просторова диференціація заліза за результатами відбору у дев'яти точках вирізнялася високою синхронністю та вирівнюванням гідрохімічного фону. Найвищі цифри у 2020 році традиційно фіксувалися у створах Т5 та Т9, проте до 2025 року амплітуда коливань між усіма точками відбору фактично нівелювалася, коливаючись у межах лише $0,001 \text{ мг/дм}^3$. Навіть у точках входу в став та пригреблевій зоні показники виявилися майже ідентичними загальному середньому рівню. Така рівномірність даних та поступове зменшення похибки середнього свідчать про формування врівноваженого стану акваторії, де вміст

металу тепер стабільно утримується в межах значень, що значно кращі за референтні дані минулих років.

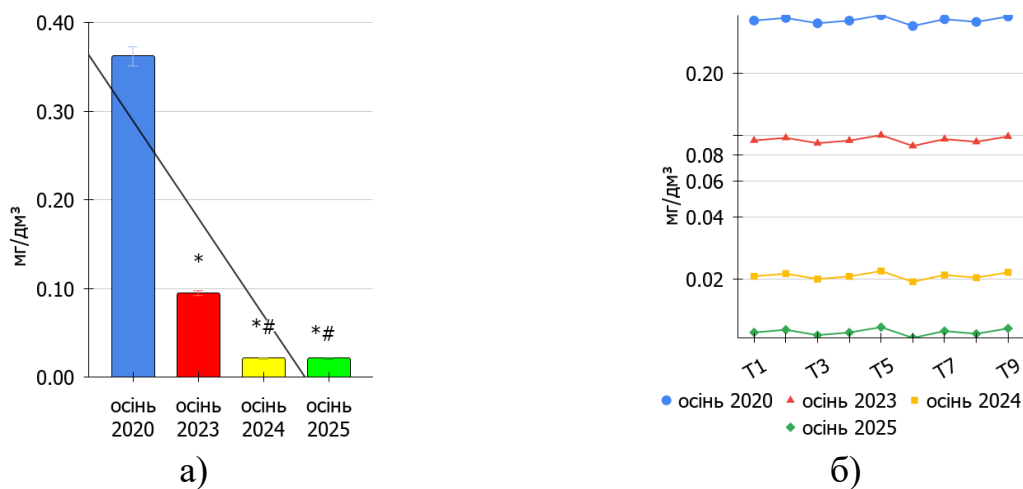


Рис. 3.25. Динаміка вмісту йонів заліза (Fe^{2+}) mg/dm^3 у осінній період 2020, 2023-2025 рр.: а) по ставу; та б) у 9 точках

3.4.2. Динаміка вмісту йонів Магнію (Mg^{2+})

Аналіз вмісту іонів магнію у воді Тернопільського ставу продемонстрував динаміку, що суттєво відрізняється від заліза. Оскільки магній є життєво необхідним макроелементом для процесу фотосинтезу (центральний атом у молекулі хлорофілу), його концентрація безпосередньо корелює з активністю впровадженої мікробіоти *Chlorella vulgaris*.

Протягом всього періоду досліджень (2020, 2023-2025 рр.) концентрація магнію залишалася значно нижчою за межі ГДК_{рибг} (50 mg/dm^3) (Додаток 9). Проте спостерігалися виражені сезонні амплітуди, що відображають баланс між природним надходженням та біологічним споживанням.

Результати моніторингу вмісту магнію в зимовий період продемонстрували певну варіативність показників (рис. 3.26 а), б). У фоновому 2020 році середнє значення по ставу ($M \pm m$) становило $11,56 \pm 1,13 \text{ mg/dm}^3$, а в зиму 2023 року зафіксовано статистично значуще зростання концентрації до $12,86 \pm 1,20 \text{ mg/dm}^3$ ($p < 0,05$). Після короткочасного повернення показників до початкового рівня у 2024 році ($11,52 \pm 1,13 \text{ mg/dm}^3$), під час останнього відбору в 2025 році було виявлено максимальний вміст елемента - $14,66 \pm 1,28 \text{ mg/dm}^3$, що є достовірним відхиленням як від референтного 2020-го, так і від 2023 року ($p < 0,05$). Лінія лінійного тренду

на графіках за цей цикл спостережень вказує на загальну спрямованість до поступового збільшення присутності магнію в підлідний період.

Просторова мінливість розподілу показників у дев'яти точках контролю залишалася стабільною та характеризувалася високою гомогенністю даних. Найвищі цифри незмінно фіксувалися у створах Т5 та Т9, тоді як у точці Т6 концентрації завжди були мінімальними, незалежно від року дослідження. Протягом усього періоду 2020-2025 років спостерігалось синхронне коливання значень по всій акваторії, що підтверджується відносно стабільною похибкою середнього. Така рівномірність свідчить про встановлення єдиного гідрохімічного фону в усіх частинах ставу, де динаміка вмісту магнію в окремих створах повністю відповідає загальносистемним сезонним змінам.

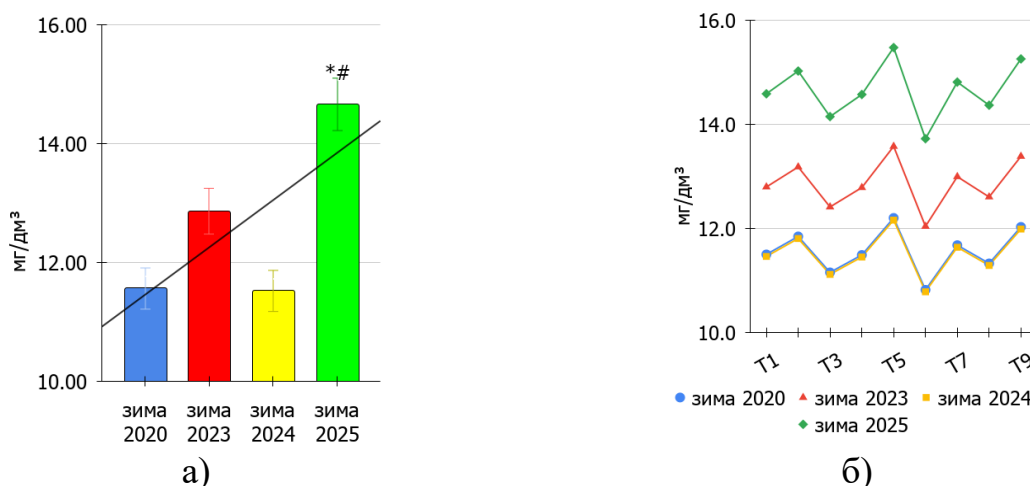


Рис. 3.26. Динаміка вмісту йонів магнію (Mg²⁺) мг/дм³ у зимовий період 2020, 2023-2025 рр.: а) по ставу; та б) у 9 точках

У зимовий період (рис. 3.26) спостерігається поступове зростання фонових вмісту магнію (з 11,56 мг/дм³ у 2020 р. до 14,66 мг/дм³ у 2025 р.). Це пояснюється зниженням вегетаційної активності планктону та переважанням процесів мінералізації органіки.

Весняний моніторинг вмісту магнію в акваторії виявив стабільність показників у перші роки досліджень із різким зростанням концентрацій на завершальному етапі (рис. 3.27 а), б). Якщо у фоновому 2020 році та весною 2023 року середні значення ($M \pm m$) були фактично ідентичними і становили $12,40 \pm 1,17$ мг/дм³ та $12,47 \pm 1,18$ мг/дм³ відповідно, то вже у 2024 році зафіксовано

статистично значуще зниження показника до $11,76 \pm 1,14$ мг/дм³ ($p < 0,05$). Проте під час останнього відбору у 2025 році було виявлено максимальний за весь період спостережень вміст елемента - $17,09 \pm 1,38$ мг/дм³, що є достовірним відхиленням як від референтного 2020-го, так і від 2023 року ($p < 0,05$). Попри ці коливання, лінія лінійного тренду вказує на загальну спрямованість до збільшення присутності магнію у весняний період.

Просторова мінливість розподілу показників у дев'яти точках контролю зберігала свою структуру протягом усього циклу спостережень. Традиційно вищі концентрації фіксувалися у створах Т5 та Т9, тоді як у точці Т6 значення незмінно залишалися мінімальними по ставу. У 2025 році синхронне зростання вмісту магнію охопило всю акваторію, при цьому амплітуда коливань між окремими створами дещо розширилася, що відобразилося у збільшенні похибки середнього. Така рівномірність змін свідчить про встановлення стабільного гідрохімічного режиму, де динаміка в кожному окремому створі повністю відповідає загальному весняному тренду, зафіксованому для всієї водойми.

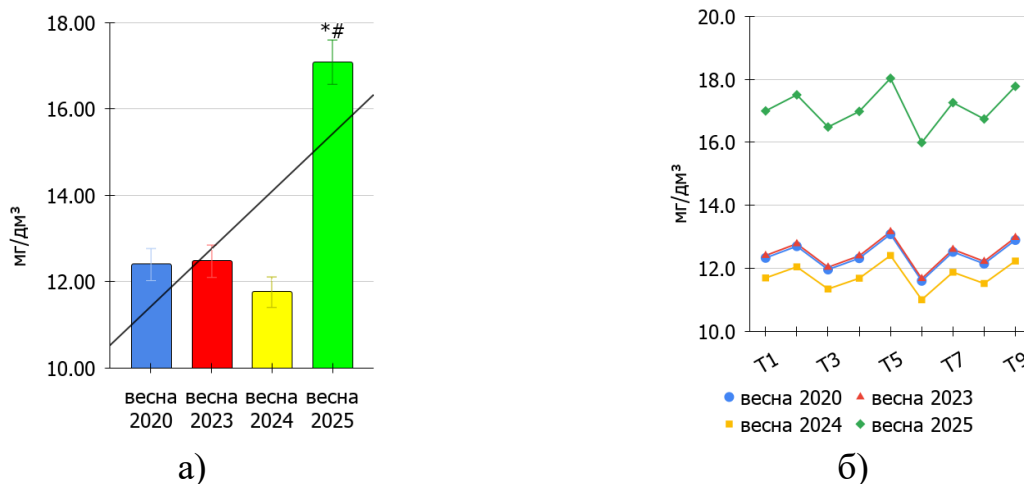


Рис. 3.27. Динаміка вмісту йонів магнію (Mg²⁺) мг/дм³ у весняний період 2020, 2023-2025 рр.: а) по ставу; та б) у 9 точках

Весна 2025 року відзначилася піковим надходженням магнію ($17,09$ мг/дм³), що пов'язано з інтенсивним поверхневим стоком.

Аналіз вмісту магнію в першій половині літа зафіксував помітні коливання концентрацій (рис. 3.28 а), б). У порівнянні з фоновим 2020 роком, коли середнє значення по ставу ($M \pm m$) становило $16,59 \pm 1,36$ мг/дм³, у сезон 2023 року

спостерігалось статистично значуще зростання показника до $19,13 \pm 1,46$ мг/дм³ ($p < 0,05$). Проте вже у наступні роки зафіксовано суттєве зниження вмісту елемента: до $11,64 \pm 1,14$ мг/дм³ у 2024-му та до $13,81 \pm 1,24$ мг/дм³ у 2025 році, що є достовірним відхиленням як від референтного 2020-го, так і від рівня 2023 року ($p < 0,05$). Попри ці амплітудні зміни, лінія лінійного тренду вказує на загальну спрямованість до поступового зниження присутності магнію в акваторії протягом усього періоду спостережень.

Просторова диференціація показників у дев'яти точках контролю зберігала свою структуру, демонструючи високу синхронність змін по всій площі водойми. Традиційно найвищі цифри фіксувалися у створах Т5 та Т9, тоді як у точці Т6 значення незмінно залишалися найнижчими по ставу незалежно від року дослідження. Протягом циклу 2023-2025 років спостерігалось стабільне вирівнювання гідрохімічного фону, що підтверджується поступовим зменшенням похибки середнього. Така рівномірність даних свідчить про встановлення збалансованого режиму в усіх частинах акваторії, де динаміка вмісту магнію в кожному окремому створі повністю відповідає загальносистемному сезонному тренду.

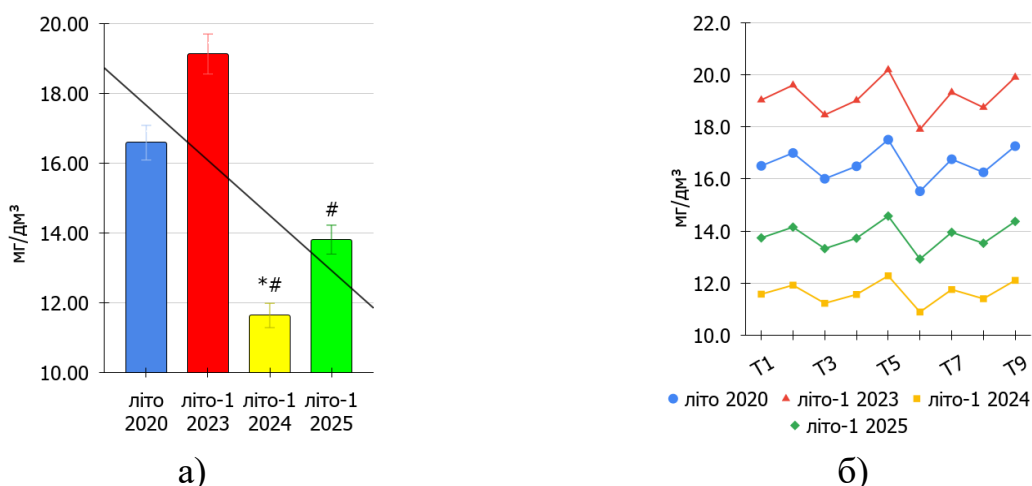


Рис. 3.28. Динаміка йонів магнію (Mg^{2+}) у першій половині літа 2020, 2023-2025 рр.: а) по ставу; та б) у 9 точках

У першій половині літа (рис. 3.28) спостерігається така закономірність: після внесення хлорели у 2023-2024 рр. концентрація магнію знижується (до $11,64$ мг/дм³

у 2024 р.), що вказує на його активне включення у метаболізм водоростей для побудови фотосинтетичного апарату.

Аналіз динаміки магнію у другій половині літа засвідчив помітну варіативність показників (рис. 3.29 а), б). Якщо у фоновому 2020 році середній вміст елемента ($M \pm m$) становив $16,59 \pm 1,36$ мг/дм³, то у період 2023-2024 років зафіксовано статистично значуще зниження концентрацій до $11,71 \pm 1,14$ мг/дм³ та $10,17 \pm 1,06$ мг/дм³ відповідно ($p < 0,05$). Проте під час останнього відбору у 2025 році було виявлено максимальний за весь період спостережень вміст магнію - $19,73 \pm 1,48$ мг/дм³, що є достовірним відхиленням як від референтного 2020-го, так і від рівня 2023 року ($p < 0,05$). Попри таку амплітуду коливань, лінія лінійного тренду на графіках вказує на загальну спрямованість до поступового збільшення присутності елемента в акваторії.

Просторова мінливість розподілу у дев'яти точках контролю демонструвала високу синхронність змін по всій площі водойми. Традиційно найвищі цифри фіксувалися у створах Т5 та Т9, тоді як у точці Т6 значення незмінно залишалися мінімальними по ставу незалежно від року дослідження. Протягом усього циклу спостережень спостерігалось стабільне вирівнювання гідрохімічного фону, що підтверджується відносно невеликою похибкою середнього навіть у періоди пікових навантажень. Така рівномірність даних свідчить про встановлення єдиного режиму в усіх частинах акваторії, де динаміка вмісту магнію в кожному окремому створі повністю відповідає загальносистемним сезонним змінам.

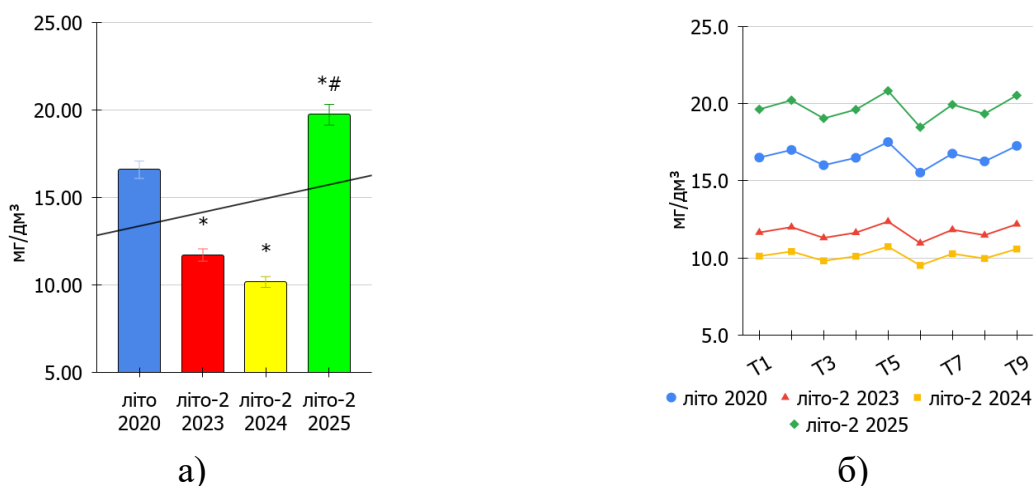


Рис. 3.29. Динаміка йонів магнію (Mg^{2+}) у другій половині літа 2020, 2023-2025 рр.: а) по ставу; та б) у 9 точках

Осінній моніторинг вмісту магнію в акваторії продемонстрував виражену динаміку показників (рис. 3.30 а), б). Якщо у фоновому 2020 році середнє значення по ставу ($M \pm m$) становило $13,57 \pm 1,23$ мг/дм³, то восени 2023 року зафіксовано статистично значуще зростання концентрації до $16,49 \pm 1,35$ мг/дм³ ($p < 0,05$). Проте в наступні роки спостерігалось суттєве зниження вмісту елемента: до $10,05 \pm 1,06$ мг/дм³ у 2024-му та до $12,06 \pm 1,16$ мг/дм³ у 2025 році, що є достовірним відхиленням як від референтного 2020-го, так і від рівня 2023 року ($p < 0,05$). Попри ці амплітудні коливання, лінія лінійного тренду на графіках за весь цикл спостережень вказує на загальну спрямованість до поступового зниження присутності магнію в осінній період.

Просторова мінливість розподілу у дев'яти точках контролю зберігала стабільну структуру з високим ступенем синхронності змін по всій площі водойми. Традиційно вищі концентрації фіксувалися у створах Т5 та Т9, тоді як у точці Т6 значення незмінно залишалися мінімальними по ставу незалежно від року дослідження. Протягом усього періоду спостережень спостерігалось вирівнювання гідрохімічного фону, що підтверджується відносно невеликою похибкою середнього навіть у періоди сезонних максимумів. Така рівномірність даних свідчить про встановлення єдиного режиму в усіх частинах акваторії, де динаміка вмісту магнію в кожному окремому створі повністю відповідає загальносистемним змінам.

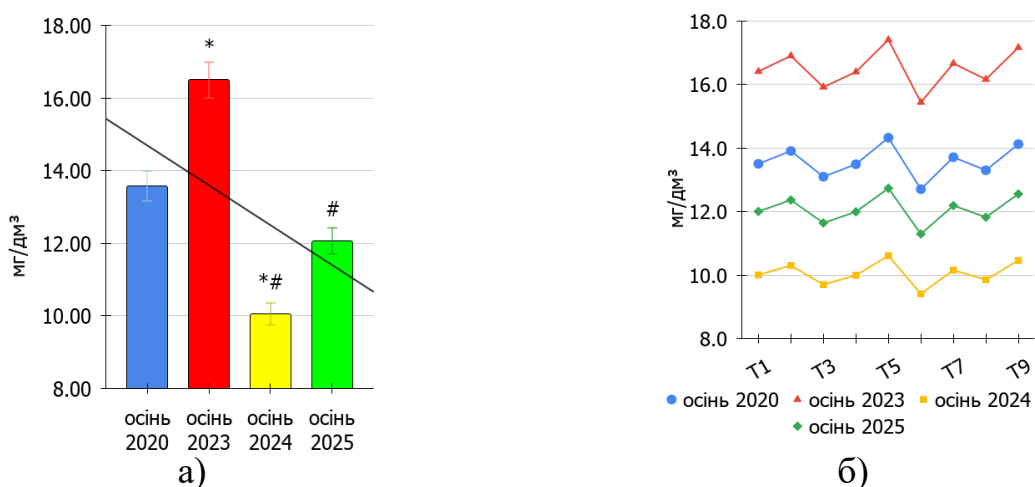


Рис. 3.30. Динаміка йонів магнію (Mg^{2+}) у осінній період 2020, 2023-2025 рр.:

а) по ставу; та б) у 9 точках

3.4.3. Динаміка вмісту йонів цинку (Zn^{2+})

Зимовий моніторинг вмісту розчинених форм цинку в акваторії продемонстрував відчутні коливання концентрацій, які в окремі роки виходили за межі рибогосподарських нормативів (рис. 3.31 а, б). Якщо у фоновому 2020 році середнє значення по ставу ($M \pm m$) становило $0,008 \pm 0,0049$ мг/дм³, то в зиму 2023 року зафіксовано статистично значуще зростання показника до $0,013 \pm 0,007$ мг/дм³ ($p < 0,05$). Після різкого падіння концентрацій у 2024 році до рівня - $0,004 \pm 0,004$ мг/дм³, під час останнього відбору в 2025 році було виявлено максимальний вміст металу на рівні $0,014 \pm 0,007$ мг/дм³, що не є достовірними відхиленням ні від референтного 2020-го, ні від показників 2023 року ($p < 0,05$). Попри таку амплітуду змін, лінія лінійного тренду за весь період спостережень вказує на загальну спрямованість до поступового збільшення присутності цинку в підлідний період.

Просторова мінливість розподілу у дев'яти точках контролю залишалася стабільною та характеризувалася високою синхронністю змін по всій площі водойми. Традиційно дещо вищі цифри фіксувалися у створах Т2, Т5 та Т9, тоді як у точці Т6 значення незмінно залишалися мінімальними, незалежно від року дослідження. Протягом усього циклу спостережень спостерігалось вирівнювання гідрохімічного фону, що підтверджується відносно стабільною похибкою середнього навіть у періоди пікових навантажень. Така рівномірність свідчить про встановлення єдиного режиму в усіх частинах акваторії, де динаміка вмісту цинку в кожному окремому створі повністю повторює загальносистемні сезонні тренди.

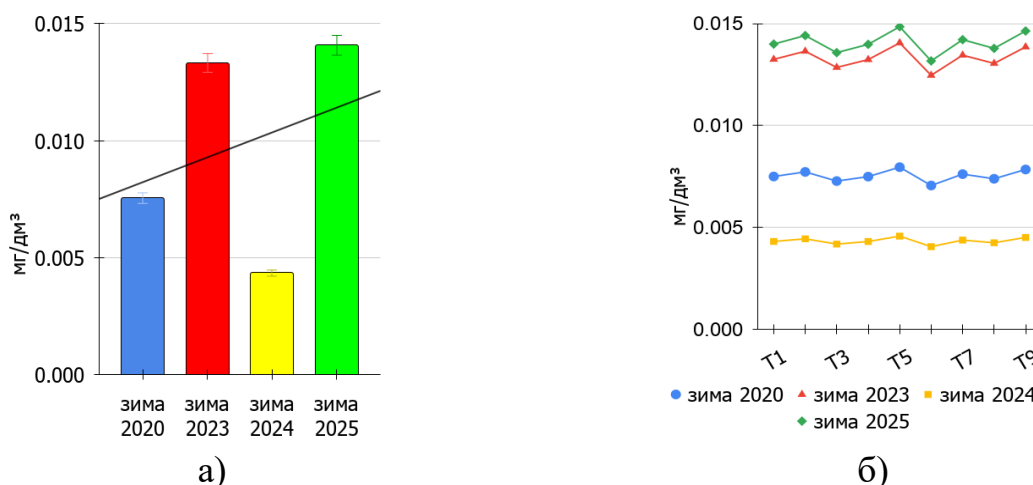


Рис. 3.31. Динаміка концентрації йонів цинку (Zn^{2+}) в зимовий період 2020, 2023-2025 рр.: а) по ставу; та б) у 9 точках

Результати весняного моніторингу засвідчили поступове збільшення вмісту цинку в акваторії протягом усього періоду спостережень (рис. 3.32 а), б). Якщо у фоновому 2020 році середня концентрація металу по ставу ($M \pm m$) перебувала на рівні межі виявлення і становила $0,005 \pm 0,004$ мг/дм³, то вже навесні 2023 року зафіксовано статистично значуще зростання показника до $0,009 \pm 0,006$ мг/дм³ ($p < 0,05$). У наступні два роки тенденція до накопичення збереглася: після незначного зниження у 2024 році ($0,008 \pm 0,005$ мг/дм³), під час останнього відбору в 2025 році було виявлено максимальний вміст - $0,012 \pm 0,006$ мг/дм³, що не є достовірним відхиленням ні від референтного 2020-го, ні від рівня 2023 року ($p < 0,05$). Лінія лінійного тренду чітко підтверджує вектор на зростання присутності цинку у весняний сезон.

Просторова диференціація показників за результатами аналізу дев'яти точок контролю була мінімальною, що вказує на формування однорідного гідрохімічного фону. Найвищі цифри традиційно фіксувалися у створах Т2, Т5 та Т9, проте амплітуда коливань між усіма точками відбору фактично не виходила за межі $0,001$ мг/дм³, а в точці Т6 концентрації залишалися найнижчими по ставу.

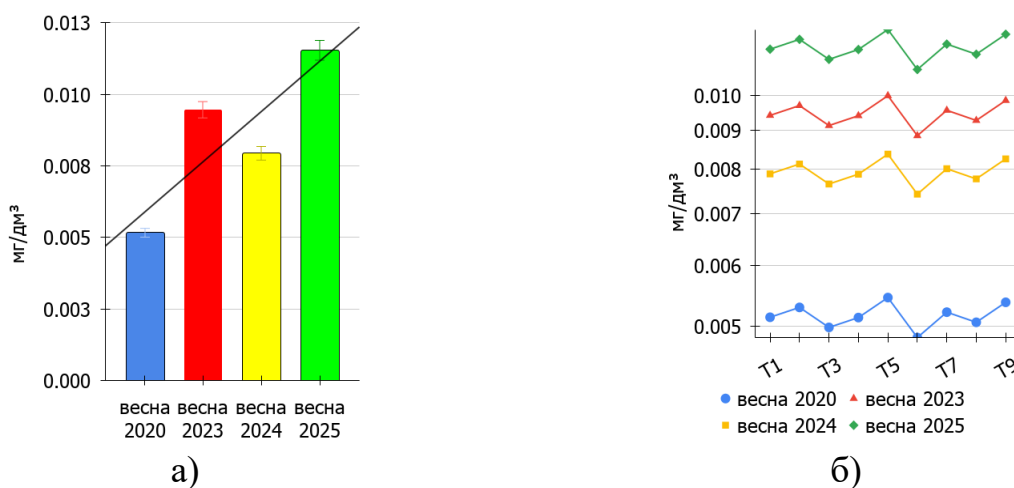


Рис. 3.32. Вміст йонів цинку (Zn^{2+}) у весняний період 2020, 2023-2025 рр.: а) по ставу; та б) у 9 точках

Аналіз динаміки цинку в першій половині літа зафіксував виражену тенденцію до накопичення металу в акваторії протягом останніх років (рис. 3.33 а), б). Якщо у фоновому 2020 році середня концентрація по ставу ($M \pm m$) становила $0,006 \pm 0,005$ мг/дм³, то у 2023 році спостерігалася статистично значуще зниження

показника до $0,003 \pm 0,003$ мг/дм³ ($p < 0,05$). Проте вже в наступні сезони 2024-2025 років зафіксовано різкий стрибок вмісту металу до $0,013 \pm 0,007$ мг/дм³ та $0,015 \pm 0,007$ мг/дм³ відповідно, що є достовірним відхиленням як від референтного 2020-го, так і від рівня 2023 року ($p < 0,05$). Лінія лінійного тренду на графіках чітко засвідчує загальний вектор на зростання присутності цинку в екосистемі за весь період досліджень.

Просторова мінливість розподілу у дев'яти точках контролю демонструвала високу синхронність змін, попри амплітудні коливання середніх значень. Найвищі значення традиційно фіксувалися у створах Т2, Т5 та Т9, тоді як у точці Т6 концентрації незмінно залишалися мінімальними по ставу незалежно від року відбору проб. Поступове вирівнювання гідрохімічного фону та стабільність похибки середнього вказують на врівноважений характер розподілу речовини в усіх частинах водойми. Така однорідність даних свідчить про те, що динаміка вмісту цинку в кожному окремому створі повністю відповідає загальносистемним змінам, зафіксованим для всієї акваторії в цей сезонний період.

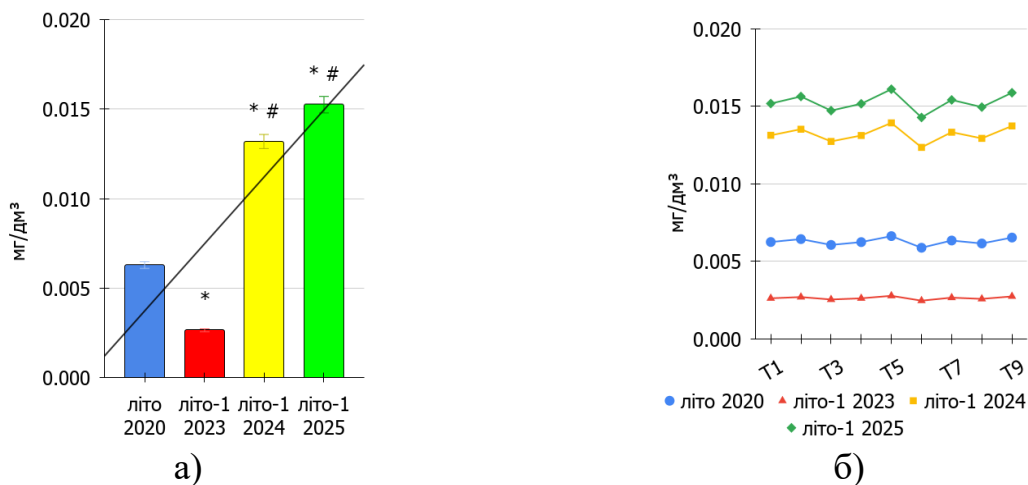


Рис. 3.33. Вміст йонів цинку (Zn^{2+}) в першій половині літа 2020, 2023-2025 рр.: а) по ставу; та б) у 9 точках

У другій половині літа, в умовах температурного максимуму, зафіксовано пікове значення $0,018$ мг/дм³ (2025 р.). Попри це, аналіз просторового розподілу між контрольними точками Т1-Т9 вказує на якісну зміну стану водойми: амплітуда коливань між «ударними» зонами (пляжу «Циганка», зливи з дренажної системи р. Рудка, Опілля) та фоновими ділянками суттєво зменшилася. Це підтверджує

гіпотезу, що сформований під впливом альголізації фітопланктон діє як єдиний біохімічний фільтр, що стабілізує гідрохімічні показники по всій акваторії.

Результати моніторингу кількості цинку в другій половині літа вказують на поступове зростання його присутності в акваторії, що особливо проявилось на фінальному етапі досліджень (рис. 3.34 а), б). Якщо у фоновому 2020 році середня концентрація металу по ставу ($M \pm m$) становила $0,006 \pm 0,005$ мг/дм³ ($p < 0,05$), то у період 2023-2024 років показники статистично значуще зросли до стабільного рівня $0,009 \pm 0,006$ мг/дм³ ($p < 0,05$). Під час останнього відбору в 2025 році зафіксовано максимальний вміст - $0,017 \pm 0,008$ мг/дм³, що є достовірно більшим відхиленням як від референтного 2020-го, так і від рівня 2023 року ($p < 0,05$). Лінія лінійного тренду чітко підтверджує вектор на накопичення металу в цей сезонний період протягом усього циклу спостережень.

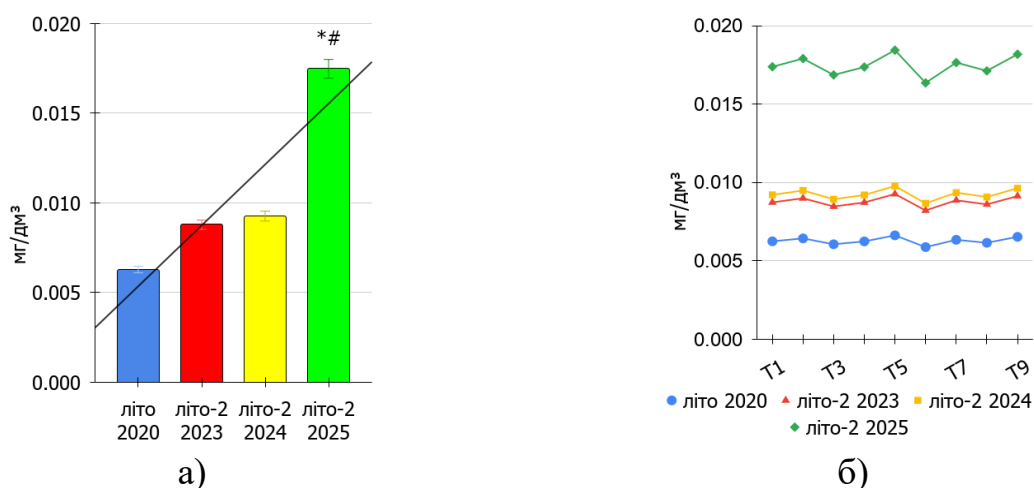


Рис. 3.34. Розподіл йонів цинку (Zn^{2+}) в другій половині літа 2020, 2023-2025 рр.: а) по ставу; та б) у 9 точках

Просторова мінливість розподілу у дев'яти точках контролю вирізнялася високою однорідністю та синхронністю змін. Найвищі цифри традиційно фіксувалися у створах T2, T5 та T9, тоді як у точці T6 концентрації незмінно залишалися мінімальними, незалежно від року дослідження. Синхронне зростання вмісту цинку в усіх частинах водойми супроводжувалося незначним збільшенням похибки середнього лише під час пікових значень 2025 року, що свідчить про збереження врівноваженого гідрохімічного фону. Така рівномірність даних

підтверджує, що динаміка в кожному окремому створі повністю відповідає загальному тренду, зафіксованому для всієї акваторії ставу.

Завершальний етап досліджень (осінь 2025 р.) демонструє тенденцію до відновлення екологічної рівноваги. Осінній моніторинг вмісту цинку в акваторії представив виражену амплітуду коливань показників (рис. 3.35 а), б). Якщо у фоновому 2020 році середнє значення по ставу ($M \pm m$) становило $0,013 \pm 0,007$ мг/дм³, то восени 2023 року зафіксовано статистично значуще зменшення концентрації до рівня межі виявлення - $0,005 \pm 0,004$ мг/дм³ ($p < 0,05$). Наступні роки відзначилися поверненням до вищих значень: у 2024 році вміст металу сягнув максимуму $0,016 \pm 0,007$ мг/дм³, а до 2025 року дещо стабілізувався на позначці $0,009 \pm 0,005$ мг/дм³, що не є достовірним відхиленням ні від референтного 2020-го, ні від показників 2023 року ($p < 0,05$). Попри ці міжрічні стрибки, лінія лінійного тренду вказує на загальну спрямованість до поступового зниження присутності цинку в осінній період за весь цикл спостережень.

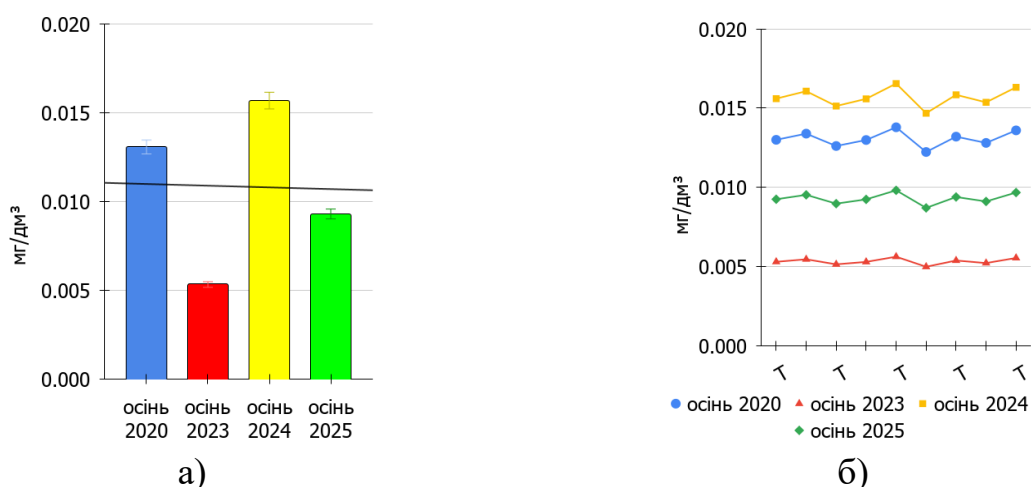


Рис. 3.35. Розподіл йонів цинку (Zn^{2+}) осінній період 2020, 2023-2025 рр.: а) по ставу; та б) у 9 точках

Просторова мінливість розподілу у дев'яти точках контролю зберігала стабільну структуру з високим ступенем синхронності змін по всій площі водойми. Традиційно вищі концентрації фіксувалися у створах Т5 та Т9, тоді як у точці Т6 значення незмінно залишалися мінімальними по ставу незалежно від року дослідження. Синхронна динаміка вмісту металу в усіх частинах акваторії супроводжувалася збереженням однорідного гідрохімічного фону, що

підтверджується відносно стабільною похибкою середнього в різні роки. Така рівномірність даних свідчить про врівноважений стан екосистеми, де показники в кожному окремому створі повністю відповідають загальним трендам, зафіксованим для всієї акваторії ставу. Підсумовуючи результати досліджень вмісту йонів заліза (Fe^{2+}), магнію та цинку в Тернопільському ставі за період 2020-2025 рр., можна констатувати стабілізацію гідрохімічного стану акваторії.

Загальною закономірністю для всіх трьох металів є виражена сезонна циклічність: пікові концентрації традиційно фіксувалися в зимовий період (через десорбцію з донних відкладів) та під час літнього температурного максимуму. Однак, якщо на початкових етапах моніторингу спостерігалися значні перевищення нормативів та нерівномірність розподілу між «ударними» зонами (пляжу «Циганка», р. Рудка, «Опілля») та фоновими точками, то до кінця 2025 року відбулася лінеаризація цих показників.

Отже, фактичні дані підтверджують, що частково завдяки заходам з біоремедіації екосистема ставу трансформувалася в цілісний біохімічний фільтр, здатний ефективно нівелювати зовнішні техногенні виклики та утримувати вміст металів у межах екологічно безпечних значень.

3.5. Просторово-часове поширення концентрацій біогенних речовин

3.5.1. Амонійні сполуки

Результати вимірювань концентрації амонійного азоту (NH_4^+) у водній товщі Тернопільського ставу протягом 2020-2025 рр. свідчать про виражену сезонну та просторову варіативність показників. Усі зафіксовані значення перебували в межах гранично допустимих концентрацій ($\text{ГДК}_{\text{рибг}} - 2,0 \text{ мгN/дм}^3$) (Додаток 9), проте демонстрували чітку динаміку залежно від точки відбору та періоду вегетації. Окрім зміни середніх значень, важливою характеристикою є динаміка варіативності даних у межах акваторії та напрямок ліній тренду для кожного сезону.

Найбільш виражений ефект трансформації азотного режиму зафіксовано у зимові сезони 2024 та 2025 років. У цей період концентрація амонійного нітрогену

достовірно знизилася не лише щодо фонового 2020-го, а й порівняно з початковим 2023 роком. Якщо раніше середні значення по акваторії трималися на пікових позначках 0,46-0,47 мгN/дм³, то до кінця дослідження вони стабілізувалися в межах 0,15-0,17 мгN/дм³.

Просторова диференціація під час льодоставу залишалася мінімальною, хоча локальні максимуми традиційно тяжіли до точок Т2, Т3 та Т6 (рис. 3.36 а, б). Така динаміка вказує на суттєве розвантаження водойми від мінеральних форм азоту в підлідний період, що свідчить про зміцнення механізмів самоочищення навіть за низьких температур.

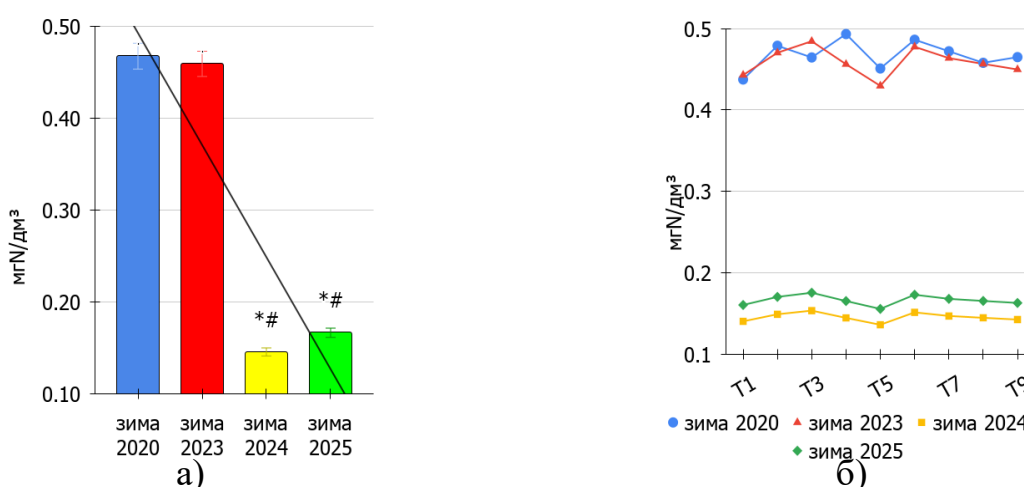


Рис. 3.36. Динаміка концентрації (середнє значення) амонійного азоту NH_4^+ мг/дм³ в зимовий період за 2020, 2023-2025 рр.: а) по ставу; та б) у 9 точках

Весняний період відзначився відносною стабільністю азотного режиму: у 2020, 2023 та 2024 роках показники амонійного нітрогену утримувалися в межах 0,21-0,23 мгN/дм³. У 2025 році зафіксовано певне зростання середнього значення до 0,35 мгN/дм³, проте ці коливання не набули характеру статистичної достовірності відносно базового чи початкового етапів досліджень (рис. 3.37 а).

Просторова мінливість у цей час (рис. 3.37 б) демонструє цікаву особливість: максимальна концентрація була зафіксована у точці Т3 (0,3 мгN/дм³), тоді як у точці Т5 спостерігався мінімум на рівні 0,32 мгN/дм³. Така стабільність гідрохімічних параметрів навесні свідчить про збалансованість процесів трансформації сполук азоту під час активізації поверхневого стоку та початку вегетаційного сезону.

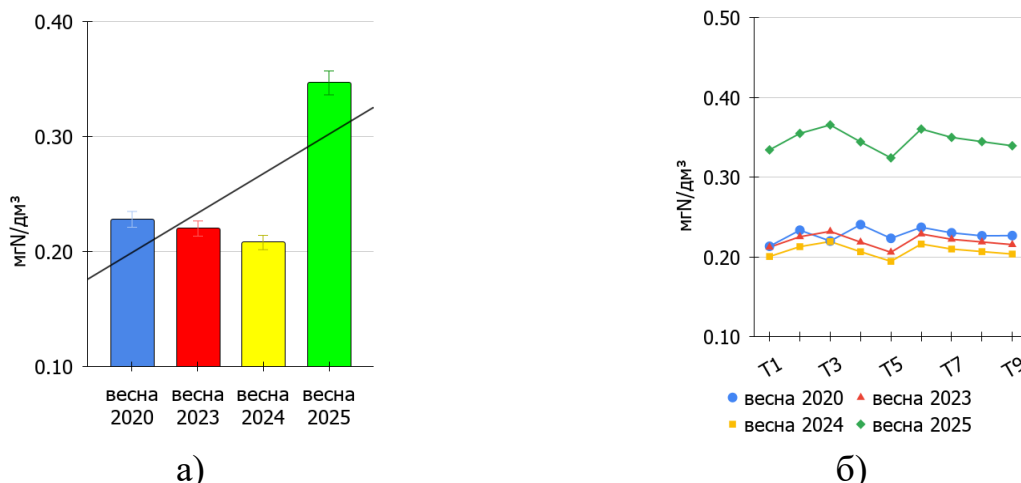


Рис. 3.37. Динаміка концентрації (середнє значення) амонійного азоту NH_4^+ mg/dm^3 у весняний період за 2020, 2023-2025 рр.: а) по ставу; та б) у 9 точках

У першій половині літнього сезону (період від моменту внесення хлорели до 15 липня) зафіксовано стійку тенденцію до зниження концентрації амонійного нітрогену. Найнижчий показник за весь час спостережень було зафіксовано у 2025 році - 0,12 mg/dm^3 . Просторова мінливість (рис. 3.38 а, б) демонструє рівномірність розподілу сполук азоту по акваторії з мінімальним значенням у точці T5 (0,11 mg/dm^3), що вказує на активне поглинання біогенів у пригреблевій зоні.

Попри виражене зниження показників у 2025 році, динаміка амонійного нітрогену у цій фазі літа залишалася в межах статистичної похибки. Розбіжності з результатами фонового 2020-го та початкового 2023 року виявилися математично недостовірними, що свідчить про збереження стабільного гідрохімічного фону на етапі адаптації внесеної альгокультури.

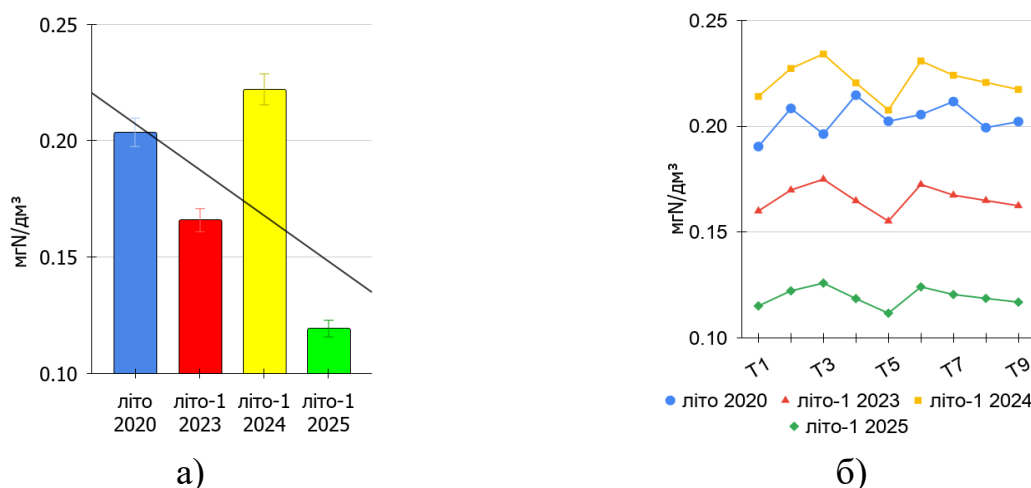


Рис. 3.38 Динаміка концентрації (середнє значення) амонійного азоту NH_4^+ mg/dm^3 у першій половині літа за 2020, 2023-2025 рр.: а) по ставу; та б) у 9 точках

У другій половині літа (після 15 липня) зафіксовано зворотну динаміку - поступове зростання концентрації амонійного нітрогену. Якщо у 2020, 2023 роках значення варіювали в межах 0,20-0,21 мгN/дм³, то у 2025 році середня концентрація сягнула 0,30 мгN/дм³. Найвищі амплітуди зафіксовані в точках Т3 (0,314 мгN/дм³) та Т6 (0,309 мгN/дм³), що наочно відображено на рис. 3.39 (а, б).

Попри тенденцію до зростання показників у цей період, розбіжності з результатами фонового 2020-го та 2023 років виявилися статистично недостовірними. Підвищення нітрогену амонію у другій половині 2025 року залишалася в межах статистичної похибки. Це свідчить про збереження відносної стабільності азотного режиму навіть у період пікових температур та інтенсивних вегетаційних процесів.

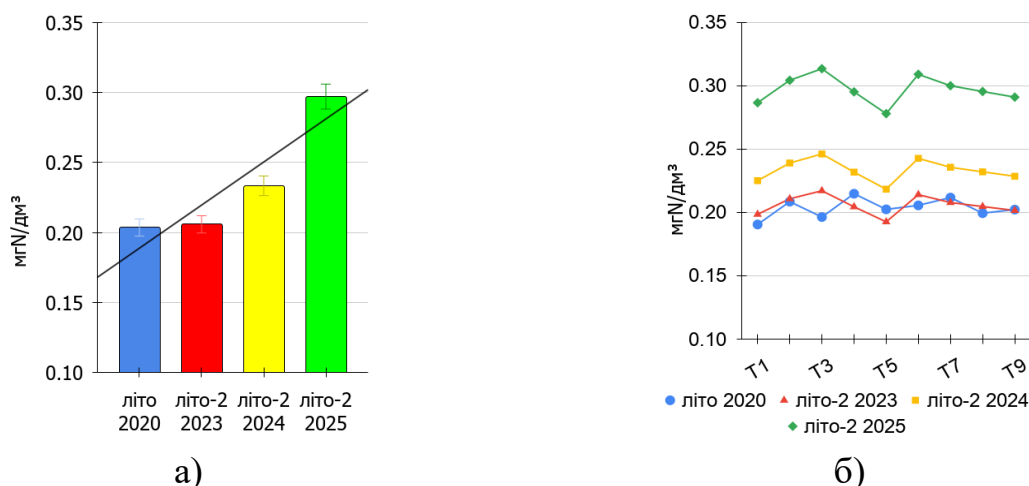


Рис. 3.39. Динаміка концентрації (середнє значення) амонійного азоту NH_4^+ мгN/дм³ у другій половині літа за 2020, 2023-2025 рр.: а) по ставу; та б) у 9 точках.

Осінь динаміка азотного режиму відзначилася поступовою стабілізацією показників та відсутністю статистично підтверджених змін (рис. 3.40 а). Після тимчасового зростання у 2024 році до 0,30 мгN/дм³, вже у 2025-му зафіксовано повернення концентрацій до рівня 0,20 мгN/дм³. Протягом усього періоду активних досліджень (2023-2025 рр.) значення амонійного нітрогену коливалися навколо фонових позначок, не демонструючи достовірних відхилень від вихідного стану водойми (2020 р.).

Просторова мінливість (рис. 3.40 б) вказує на виражене вирівнювання концентрацій між фоновими та антропогенно навантаженими точками. Амплітуда

коливань між створами Т1 та Т9 у цей період не перевищувала $0,01 \text{ мгN/дм}^3$, що свідчить про гомогенізацію середовища та ефективне розсіювання біогенів по всій акваторії ставу перед зимовим сезоном.

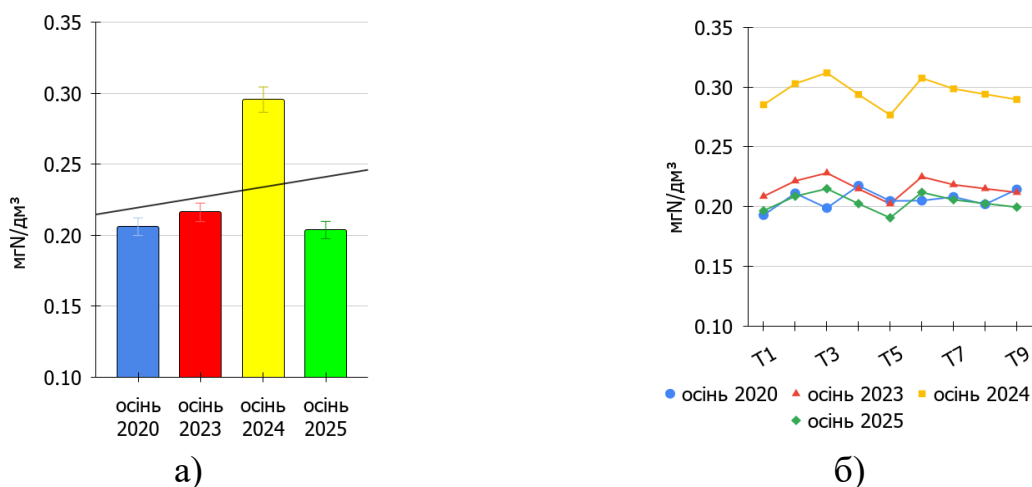


Рис. 3.40. Динаміка концентрації (середнє значення) амонійного азоту NH_4^+ мгN/дм^3 у осінній період за 2020, 2023-2025 рр.: а) по ставу; та б) у 9 точках.

3.5.2. Нітрити

Динаміка окиснених форм азоту - нітритів (NO_2^-) та нітратів (NO_3^-) - є ключовим індикатором завершеності процесів мінералізації органіки та загального рівня антропогенного навантаження на водойму. Протягом 2020-2025 рр. спостерігалася стійка тенденція до зниження концентрацій обох компонентів, що корелює із загальним оздоровленням екосистеми ставу.

Результати моніторингу нітритів в підлідний період свідчать, що протягом усіх років спостережень його концентрація залишалася нижчою за норматив ГДК_{рибг} ($0,02 \text{ мгN/дм}^3$) (Додаток 9), проте самі дані демонструють виразну динаміку середніх значень та певну неоднорідність розподілу по акваторії. У зиму 2020 року середній рівень нітритів становив $0,013 \text{ мгN/дм}^3$, а у 2023 році спостерігалася незначне зниження показника до $0,011 \text{ мгN/дм}^3$. У 2024 році відбувся помітний стрибок до $0,015 \text{ мг N/дм}^3$, що стало найвищим середнім значенням за весь період, проте вже наступного зимового сезону 2025 року зафіксовано суттєве падіння вмісту сполук до мінімальної позначки - $0,008 \text{ мг N/дм}^3$ (рис. 3.41 а).

Просторовий розподіл нітритів у межах кожної зими мав свої особливості: якщо у 2020 році показники стабільно трималися на рівні $0,012$ - $0,014 \text{ мгN/дм}^3$ з

невеликими піками в точках Т4 та Т6, то у 2023 році значення коливалися у вузькому діапазоні 0,011-0,012 мг N/дм³. Зима 2024 року відзначилася найвищими концентраціями по всьому ставу, досягаючи пікових 0,016 мг N/дм³ у точках Т2, Т3, Т6 та Т7, натомість сезон 2025 року продемонстрував загальне очищення води - у більшості точок зафіксовано лише 0,008 мг N/дм³, а мінімальне значення 0,007 мг N/дм³ спостерігалось у точці Т5 поблизу греблі (рис. 3.41 б).

Загальний тренд вказує на суттєве зменшення показників у 2024 та 2025 роках порівняно з доремедіаційним періодом. При цьому значення останніх років досліджень виявилися достовірно нижчими не лише за фоновий 2020 рік, а й відносно початкового етапу спостережень у 2023 році, що підтверджує закріплення позитивної динаміки наприкінці досліджуваного періоду (рис. 3.41 а).

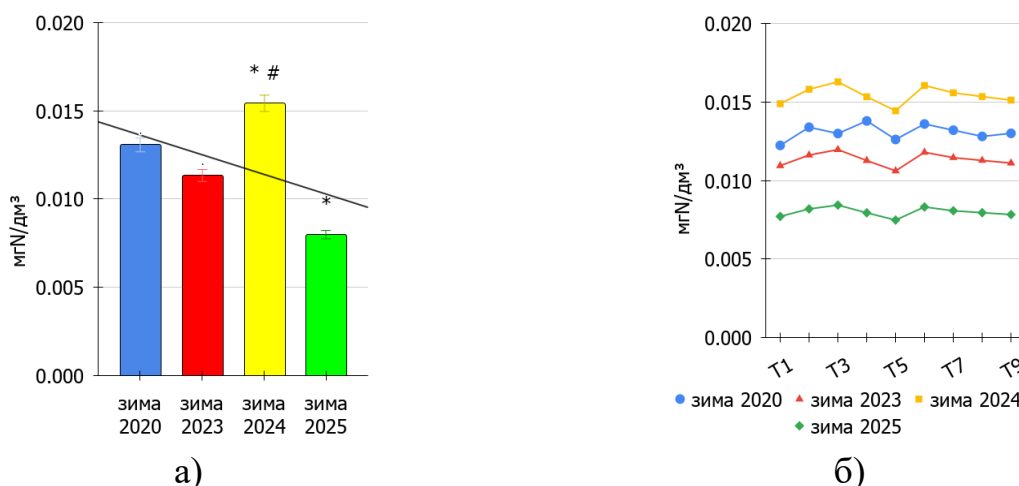


Рис. 3.41. Динаміка концентрації (середнє значення) нітритного азоту NO_2^- мгN/дм³ у зимовий період за 2020, 2023-2025 рр.: а) по ставу; та б) у 9 точках.

Весняний моніторинг нітритного нітрогену показав, що в усі роки досліджень його концентрація залишалася значно нижчою за межу ГДК_{рибг} (Додаток 9). найвищий рівень сполук зафіксували у фоновому 2020 році, коли середнє значення по акваторії становило 0,013 мгN/дм³ (рис. 3.42 а, б). Після цього, навесні 2023 року, відбулося різке зниження показника до мінімального значення 0,007 мгN/дм³. У наступні два роки спостерігалось поступове повернення показників до попередніх значень: у 2024 році середній вміст нітритів зріс до 0,011 мгN/дм³, а у 2025-му зупинився на рівні 0,012 мгN/дм³. Попри таке зростання наприкінці

періоду, показники останніх років залишаються достовірно нижчими за фоновий рівень 2020 року.

Розподіл нітритів по дев'яти контрольних точках весною вирізнявся високою стабільністю та рівномірністю. У 2023 році концентрація була однаково низькою у всіх створах без винятку, тримаючись на рівні 0,007 мгN/дм³. У 2024 та 2025 роках простежувалися лише незначні коливання - на фоні загальних значень 0,011-0,012 мгN/дм³ мінімальні цифри традиційно фіксували на вході у став (Т1) та біля греблі (Т5). Просторова мінливість на графіках підтверджує, що амплітуда між різними ділянками акваторії була мінімальною, а загальний тренд по всіх точках повторював сезонну динаміку середніх значень по всьому ставу.

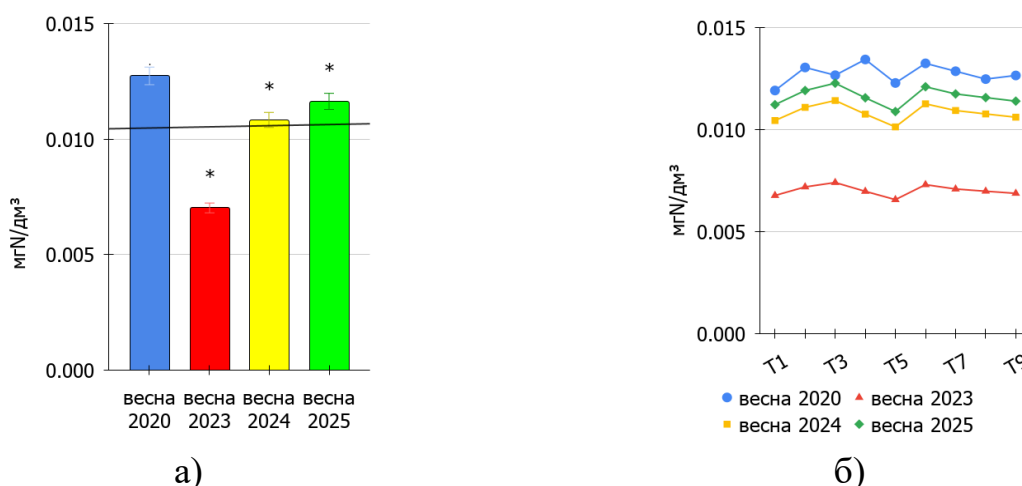


Рис. 3.42. Динаміка середніх значень нітритного азоту NO₂⁻ мгN/дм³ у воді Тернопільського ставу у весняний період протягом 2020, 2023-2025 років: а) по ставу; та б) у 9 точках.

Моніторинг нітритного нітрогену в першій половині літа зафіксував, що якщо у 2020 році середнє значення по акваторії було найвищим і становило 0,014 мгN/дм³, то з початком активних досліджень цифри стрімко пішли на спад (рис. 4.43 а, б). У першій фазі літа спостерігалось багаторазове і достовірне падіння концентрацій: у 2023 та 2024 роках вони стабілізувалися на рівні 0,005-0,006 мгN/дм³, а у 2025 році зафіксовано абсолютний мінімум - 0,004 мгN/дм³. Показники всіх років спостереження виявилися значно нижчими за вихідний рівень 2020 року, що чітко підтверджується графіками лінійного тренду.

Просторова мінливість в цей період вирізнялася максимальною гомогенністю та рівномірністю розподілу сполук по всій акваторії. У 2023 та 2025 роках концентрації були фактично ідентичними у всіх дев'яти точках контролю, тримаючись на позначках 0,005 та 0,004 мгN/дм³ відповідно. Лише у 2024 році зафіксовано поодинокі та незначні коливання до 0,006 мгN/дм³ у створах Т2, Т3, Т6 та Т7. Така відсутність локальних осередків накопичення нітритів свідчить про високу стабільність гідрохімічного фону на початкових етапах літньої вегетації.

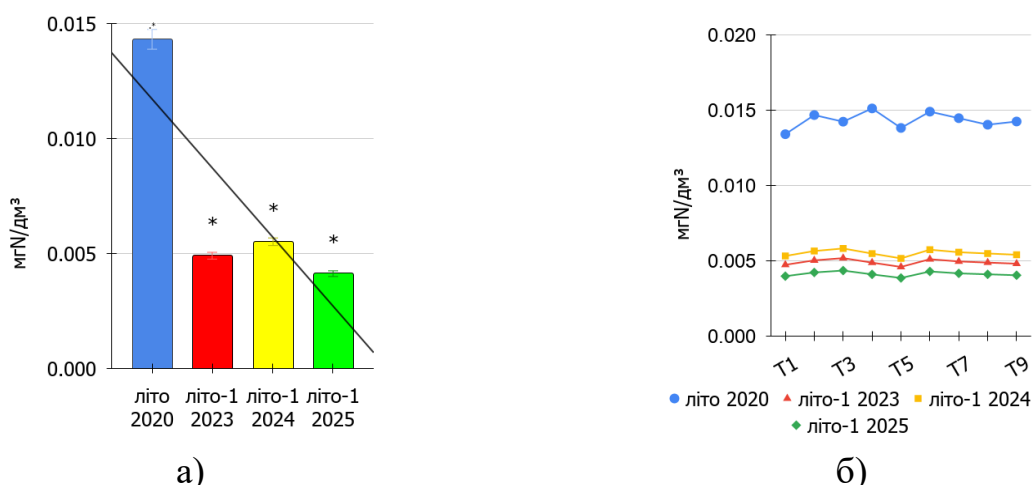


Рис. 3.43. Динаміка середніх значень нітритного азоту NO_2^- мгN/дм³ у воді Тернопільського ставу у першій половині літа протягом 2020, 2023-2025 років: а) по ставу; та б) у 9 точках

Аналіз вмісту нітритного нітрогену в другій половині літа показав, що попри загальне зниження показників відносно фоновому рівню, у цей період спостерігалася динаміка до поступового зростання цифр (рис. 4.44 а, б). Якщо у референтному 2020 році середній вміст сполук був найвищим і становив 0,014 мгN/дм³, то у 2023 році зафіксовано різке падіння до мінімальних 0,005 мг N/дм³. У наступні роки спостерігалася статистично значуще зростання концентрацій: у 2024 році середнє значення досягло 0,010 мгN/дм³, а у 2025-му - 0,011 мгN/дм³. Хоча показники останніх років виявилися достовірно вищими за початковий етап досліджень 2023 року, вони все одно залишаються нижчими за рівень доремедіаційного 2020 року.

Після 15 липня встановлено високу стабільність концентрації нітритів по всій акваторії з амплітудою коливань у межах лише 0,001 мгN/дм³. У 2023 році

концентрації були фактично ідентичними у всіх точках контролю, а у 2024 та 2025 роках виявлено лише незначне зниження показників у створах Т1 та Т5 на фоні загальних значень 0,010-0,011 мгN/дм³. Така рівномірність даних по дев'яти точках свідчить про гомогенний характер гідрохімічного стану ставу в пік літнього сезону, де динаміка кожної окремої ділянки повністю відповідає загальному тренду по всій водоймі.

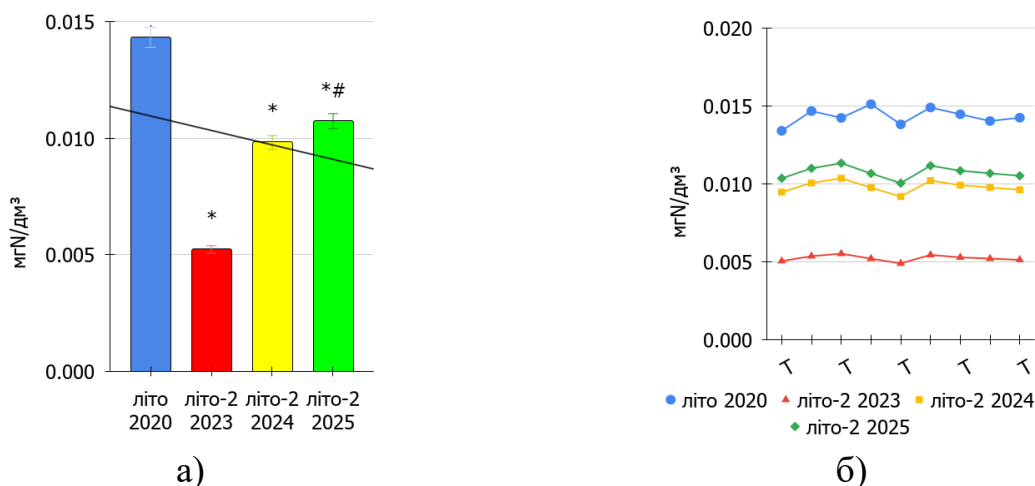


Рис. 3.44. Динаміка середніх значень нітритного азоту NO₂⁻ мгN/дм³ у воді Тернопільського ставу у другій половині літа протягом 2020, 2023-2025 років: а) по ставу; та б) у 9 точках

Осіння динаміка нітритного нітрогену продемонструвала зниження показників (рис. 3.45 а, б) : упродовж усього періоду спостережень (2023-2025 рр.) його концентрація залишалася достовірно нижчою за рівень референтного 2020 року. Якщо у фоновий період середнє значення по акваторії становило 0,016 мг N/дм³, то з початком активних досліджень зафіксовано суттєвий спад. У 2023 році показник сягнув мінімуму - 0,007 мг N/дм³, після чого спостерігалися незначні коливання: підняття до 0,011 мг N/дм³ у 2024 році та чергове зниження до 0,009 мг N/дм³ у 2025-му. Попри ці сезонні зміни, статистично значущі розбіжності виявилися між 2025 роком та 2023 роком.

Просторова мінливість в осінній сезон вирізнялася високою стабільністю та рівномірним розподілом сполук азоту по всіх дев'яти точках контролю. В межах кожного року амплітуда коливань між окремими створами не перевищувала 0,001 мг N/дм³, що вказує на гомогенність гідрохімічного стану ставу перед зимовим

періодом. У 2023 році найнижчі цифри ($0,006 \text{ мг N/дм}^3$) зафіксували у пригреблевій зоні (T5), тоді як у 2025 році аналогічний мінімум $0,008 \text{ мг N/дм}^3$ спостерігався також на вході у став (T1) та в точці T9. Загалом, динаміка в кожному конкретному створі повністю повторювала загальний тренд зниження нітритного навантаження порівняно з доремедіаційним рівнем.

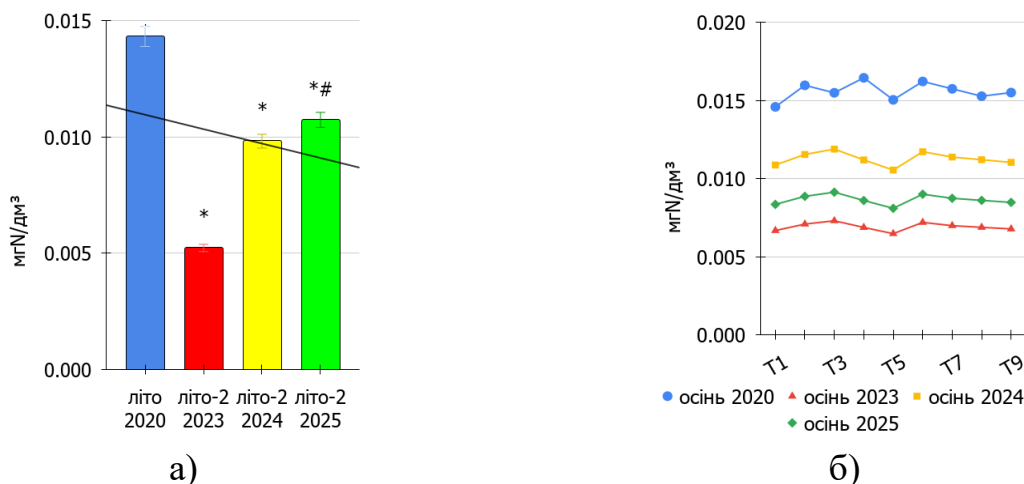


Рис. 3.45. Динаміка середніх значень нітритного азоту $\text{NO}_2^- \text{ мгN/дм}^3$ у воді Тернопільського ставу у осінній період протягом 2020, 2023-2025 років: а) по ставу; та б) у 9 точках

3.5.3. Нітрати

Аналіз динаміки нітратного нітрогену в зимовий період засвідчив суттєве зниження концентрацій протягом усього часу спостережень (рис. 3.46 а, б). Найвищий рівень сполук зафіксували у фоновому 2020 році, коли середній показник по акваторії становив $1,16 \text{ мг N/дм}^3$. У зиму 2023 року вміст нітратів почав поступово зменшуватися до $0,83 \text{ мг N/дм}^3$, а вже у 2024 році відбулося статистично значуще зниження до мінімальної позначки $0,24 \text{ мг N/дм}^3$, що стало найнижчим результатом за весь період досліджень. Попри певне зростання середнього значення у 2025 році до $0,40 \text{ мг N/дм}^3$, воно все одно залишалося достовірно нижчим як за початковий етап спостережень 2023 року, так і за доремедіаційний рівень.

Просторова диференціація нітратів у підлідний період була слабко вираженою, проте демонструвала стійку повторюваність у розподілі по дев'яти точках контролю. Традиційні максимуми спостерігалися у створах T4, T6 та T7, де концентрації дещо перевищували середньозважені цифри по ставу (наприклад, до

0,42 мгN/дм³ у 2025 році), тоді як мінімальні значення фіксували на вході у водойму (Т1) та біля греблі (Т5). Загалом, тренд до зниження нітратного навантаження виявився рівномірним для всієї акваторії, що підтверджується синхронним зменшенням показників у кожній точці моніторингу порівняно з базовим 2020 роком.

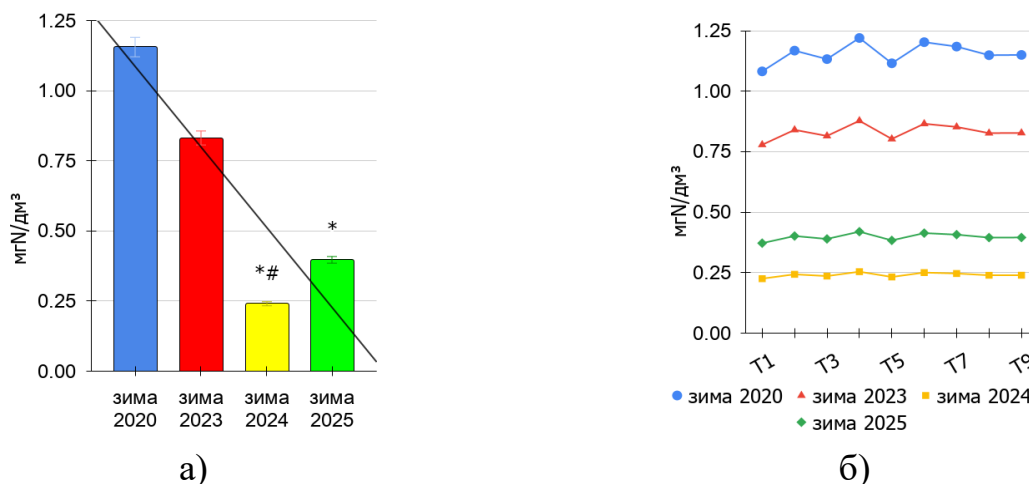
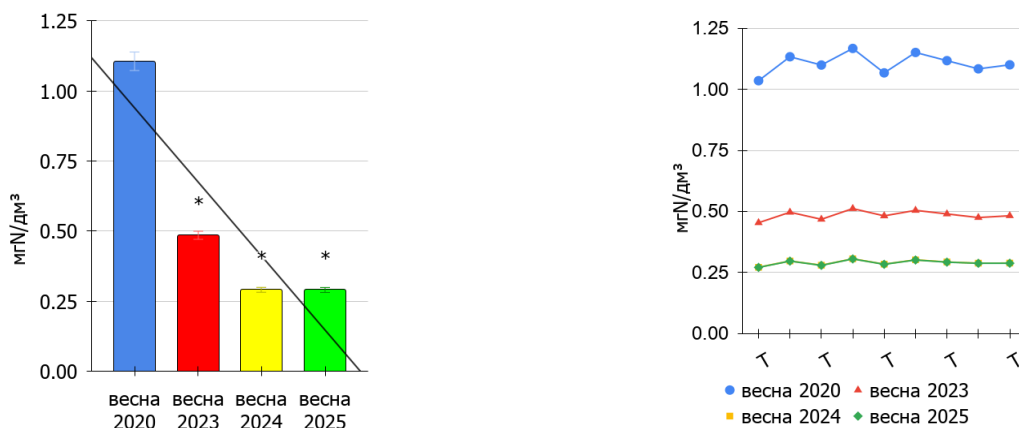


Рис. 3.46. Динаміка середніх значень нітратного азоту NO_3^- мгN/дм³ у воді Тернопільського ставу у зимовий період протягом 2020, 2023-2025 років: а) по ставу; та б) у 9 точках

Результати моніторингу нітратного нітрогену у весняну фазу вегетації свідчать про стале зниження його концентрацій упродовж усього циклу досліджень (рис. 3.47 а, б). Якщо у фоновому 2020 році середнє значення по акваторії становило 1,11 мг N/дм³, то з початком альголізації у 2023 році показник скоротився до 0,48 мг N/дм³. У наступні два роки (2024-2025 рр.) вміст нітратів стабілізувався на ще нижчій відмітці - 0,29 мгN/дм³, що вказує на достовірне зменшення азотного навантаження порівняно з вихідним станом водойми. Прикметно, що показники останніх двох весняних сезонів виявилися майже ідентичними, підтверджуючи закріплення досягнутого рівня, а показник 2024 рік був ще й достовірно нижчим від показника цього періоду 2023 року.

Просторовий розподіл нітратів навесні вирізнявся високою однорідністю, хоча й зберігав певну амплітуду коливань між контрольними точками. Максимуми вмісту NO_3^- фіксували у створах Т4 та Т6, де концентрації сягали 0,30-0,31 мг N/дм³, тоді як на вході у став (Т1) та у пригреблевій частині (Т5) значення були

мінімальними. Протягом 2023-2025 років по всій акваторії спостерігалася синхронне вирівнювання гідрохімічних параметрів, а відхилення від середніх значень поступово зменшувалися, що наочно демонструє стабільність тренду до зниження вмісту сполук азоту в усіх дев'яти точках моніторингу.



а)

б)

Рис. 3.47. Динаміка середніх значень нітратного азоту NO_3^- mgN/dm^3 у воді Тернопільського ставу у весняний період протягом 2020, 2023-2025 років: а) по ставу; та б) у 9 точках

Моніторинг нітратного нітрогену в першій половині літа зафіксував стрімке зниження концентрацій порівняно з фоновим рівнем (рис. 3.48 а, б). Якщо у 2020 році середнє значення по акваторії становило 1,26 mgN/dm^3 , то з початком досліджень у 2023 році воно впало до 0,24 mgN/dm^3 . У наступні два роки спостерігалася стабілізація показників на ще нижчих відмітках: 0,19 mgN/dm^3 у 2024 році та мінімальні 0,18 mgN/dm^3 у 2025-му. Дані вказують на достовірне зменшення вмісту нітратів по всьому ставу, що підтверджується відсутністю значущих відхилень між останніми роками спостережень.

Просторова мінливість в цей період вирізнялася винятковою рівномірністю розподілу сполук азоту. У 2023-2025 роках різниця між дев'ятьма контрольними точками стала мінімальною, коливаючись у межах лише 0,01-0,02 mg N/dm^3 . Навіть традиційні піки у створах Т4 та Т6, характерні для фонових 2020 року, практично нівелювалися, а значення у точці Т5 поблизу греблі та на вході у став (Т1) синхронно знизилися до загального рівня акваторії. Така гомогенність показників

свідчить про встановлення стабільного гідрохімічного фону в усіх частинах водойми на початкових етапах літньої вегетації.

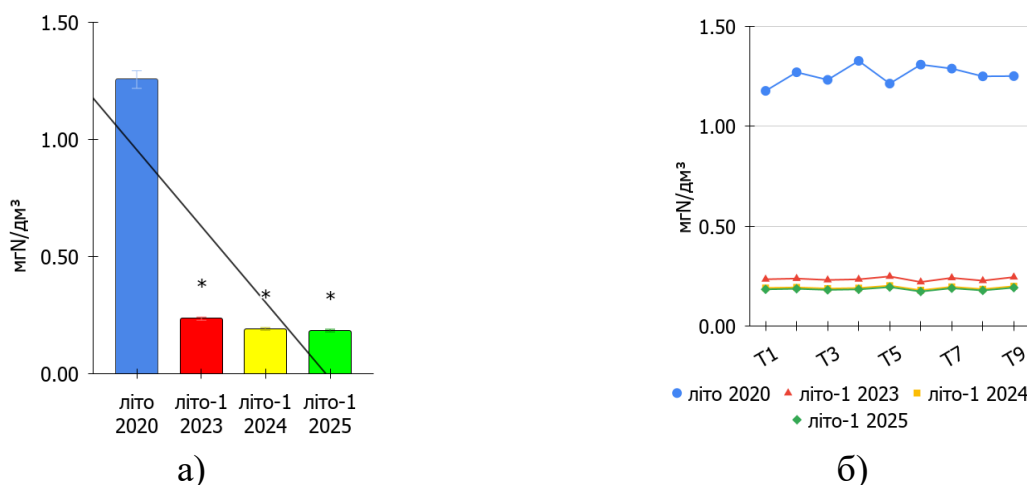
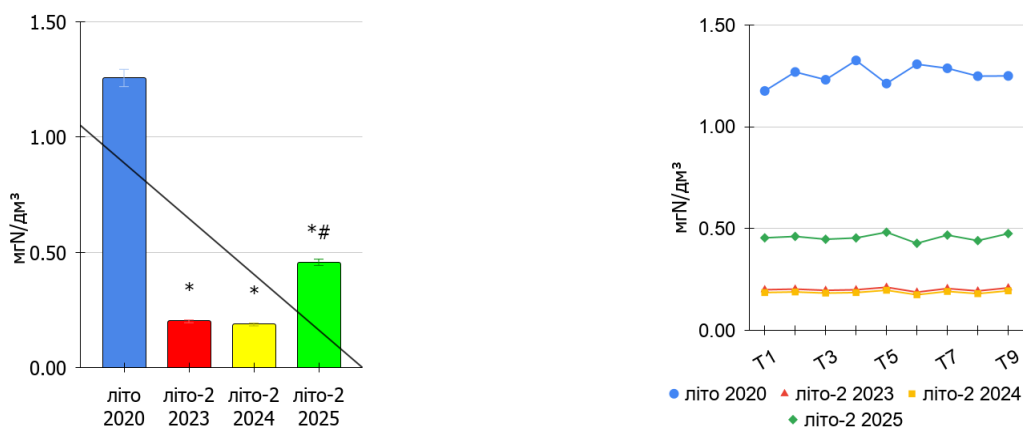


Рис. 3.48. Динаміка середніх значень нітратного азоту NO_3^- mgN/dm^3 у воді Тернопільського ставу у перший період літа протягом 2020, 2023-2025 років: а) по ставу; та б) у 9 точках

Результати моніторингу нітратного нітрогену в другій фазі літа вказують на суттєву трансформацію кількісних показників порівняно з фоновим періодом (рис. 3.49 а, б). Якщо у 2020 році середній рівень сполук по акваторії становив 1,26 mgN/dm^3 , то у 2023 та 2024 роках зафіксовано різке зниження концентрацій до 0,19-0,20 mgN/dm^3 . У сезоні 2025 року відбулося певне зростання середнього значення до 0,46 mgN/dm^3 , проте цей показник все одно залишається достовірно нижчим за доремедіаційний рівень 2020 року. Попри внутрішню динаміку активної фази досліджень, загальний тренд демонструє значне скорочення азотного навантаження відносно початкового стану водойми.

Щодо просторового розподілу нітратів після 15 липня, то він вирізнявся вираженою рівномірністю в усі роки спостережень. У 2023 та 2024 роках концентрації у дев'яти точках контролю були фактично ідентичними з мінімальною амплітудою коливань. Навіть у 2025 році, на фоні загального підвищення цифр, різниця між створами залишалася незначною: від мінімальних 0,43 mgN/dm^3 у точці Т6 до 0,48 mgN/dm^3 у точках Т5 та Т9. Така синхронність змін по всій акваторії свідчить про гомогенність гідрохімічних процесів у ставу в піковий літній період,

коли локальні особливості окремих ділянок майже не впливають на загальну картину розподілу сполук азоту.



а)

б)

Рис. 3.49. Динаміка середніх значень нітратного азоту NO_3^- mgN/dm^3 у воді Тернопільського ставу у другий період літа протягом 2020, 2023-2025 років: а) по ставу; та б) у 9 точках

Осіння динаміка нітратного нітрогену продемонструвала стійке та послідовне зниження концентрацій протягом усього періоду моніторингу (рис. 3.50 а, б). Якщо у фоновому 2020 році середній вміст сполук в акваторії був найвищим і становив 1,31 mg N/dm^3 , то з початком досліджень у 2023 році він різко впав до 0,31 mg N/dm^3 . У наступні роки зафіксовано подальшу стабілізацію показників на ще нижчих відмітках: 0,21 mg N/dm^3 у 2024 році та мінімальні 0,20 mg N/dm^3 у 2025-му, що є достовірно нижчими значеннями порівняно з доремедіаційним періодом. Дані вказують на те, що значення останніх двох років практично зрівнялися, залишаючись при цьому багаторазово нижчими за доремедіаційний рівень.

Просторова мінливість в осінній сезон вирізнялася однорідністю, що підтверджується мінімальними відхиленнями між усіма дев'ятьма точками контролю. У 2024 та 2025 роках амплітуда коливань між створами не перевищувала 0,02 mg N/dm^3 , фактично нівелюючи локальні особливості окремих ділянок ставу. На фоні загального гомогенного розподілу поодинокі мінімуми спостерігалися у точках Т6 та Т9, тоді як у створах Т5 та Т8 показники були на 0,01-0,02 mg N/dm^3 вищими за середньозважені. Така синхронність змін по всій водоймі свідчить про встановлення стабільного гідрохімічного фону перед початком зимового періоду.

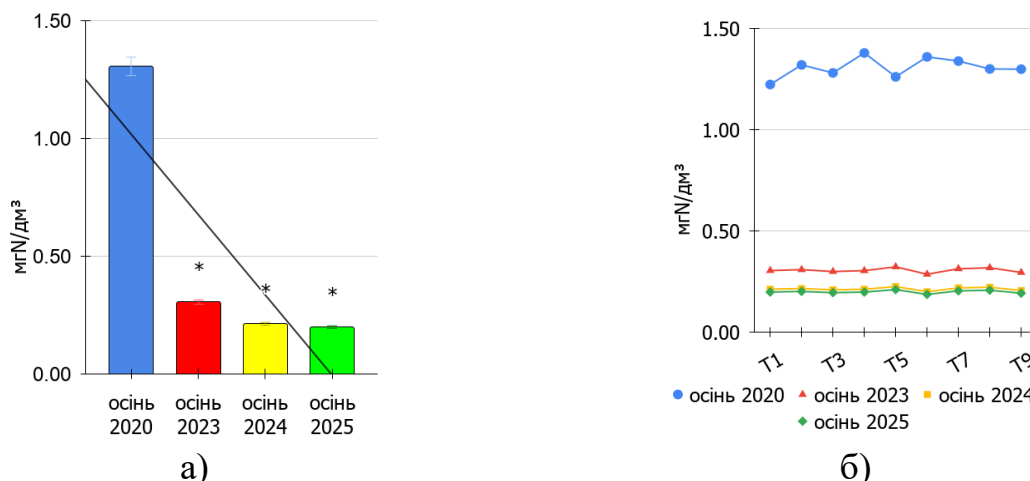


Рис. 3.50. Динаміка середніх значень нітратного азоту NO_3^- mgN/dm^3 у воді Тернопільського ставу у осінній протягом 2020, 2023-2025 років: а) по ставу; та б) у 9 точках

3.5.4. Просторово-часова трансформація фосфатного режиму та оцінка деєвтрофікації водойми

Аналіз динаміки фосфору фосфатів (PO_4^{3-}) у зимовий період виявив стабільну тенденцію до зниження його концентрації порівняно з фоновим станом водойми (рис. 3.51 а, б). Якщо у зиму 2020 року середній вміст сполук в акваторії становив $0,057 \pm 0,011$ mg P/dm^3 , то з початком активних досліджень у 2023 році показник різко впав до $0,008$ mg P/dm^3 ($P < 0,05$). У подальшому, впродовж 2024 та 2025 років, відбулася додаткова стабілізація на ще нижчих відмітках - відповідно $0,006$ mg P/dm^3 та $0,005$ mg P/dm^3 ($P < 0,05$). Дані свідчать про те, що рівень фосфатів у підлідний період наприкінці спостережень став на порядок нижчим відносно початкового доремедіаційного етапу.

Просторова мінливість розподілу фосфатів у зимові сезони вирізнялася високою повторюваністю та рівномірністю по всій площі ставу. Традиційні максимуми фіксувалися у створах Т4 та Т6, де показники дещо перевищували середньозважені цифри, досягаючи $0,0605$ mg P/dm^3 у 2020 році та $0,0053$ mg P/dm^3 у 2025 році. Водночас мінімальні значення стабільно спостерігалися на вході у водойму (Т1) та в точці Т9. Загальне вирівнювання концентрацій між дев'ятьма точками моніторингу супроводжувалося поступовим зменшенням амплітуди

відхилень, що вказує на формування однорідного гідрохімічного фону під час зимового спокою.

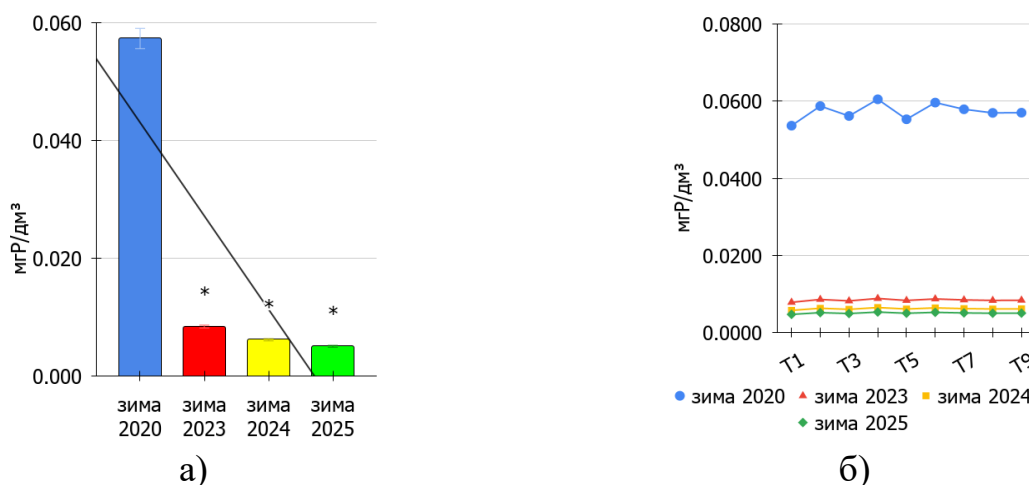


Рис. 3.51. Динаміка середніх значень фосфору фосфатів (PO_4^{3-}) мгР/дм³ у воді Тернопільського ставу у зимовий період протягом 2020, 2023-2025 років: а) по ставу; та б) у 9 точках

Результати весняного моніторингу фосфору фосфатів свідчать про суттєве зниження його концентрацій порівняно з фоновим станом акваторії (рис. 3.52 а, б). Якщо навесні 2020 року середній рівень сполук у водоймі становив $0,072 \pm 0,013$ мг Р/дм³, то з початком спостережень у 2023 та 2024 роках зафіксовано різке падіння значень до $0,009$ мг Р/дм³ та $0,005$ мг Р/дм³ ($P < 0,05$) відповідно. У сезоні 2025 року спостерігалось невелике зростання показника до $0,015$ мг Р/дм³ $\pm 0,006$, проте це значення все одно залишається багаторазово нижчим за референтні дані доремедіаційного періоду. Загалом, динаміка середніх величин демонструє стале скорочення фосфатного навантаження в усі роки активних досліджень.

Просторова мінливість розподілу фосфору у весняний період вирізнялася високою однорідністю в усіх дев'яти точках контролю. Традиційні максимуми вмісту сполук фіксувалися у створах Т4 та Т6, де показники дещо перевищували загальний фон по ставу, тоді як мінімальні значення стабільно спостерігалися на вході у водойму (Т1) та у пригреблевій частині (Т5). Протягом 2023-2025 років по всій акваторії відбулося синхронне вирівнювання концентрацій, а амплітуда відхилень між окремими ділянками поступово зменшувалася, що свідчить про формування стабільного гідрохімічного режиму під час весняного повноводдя.

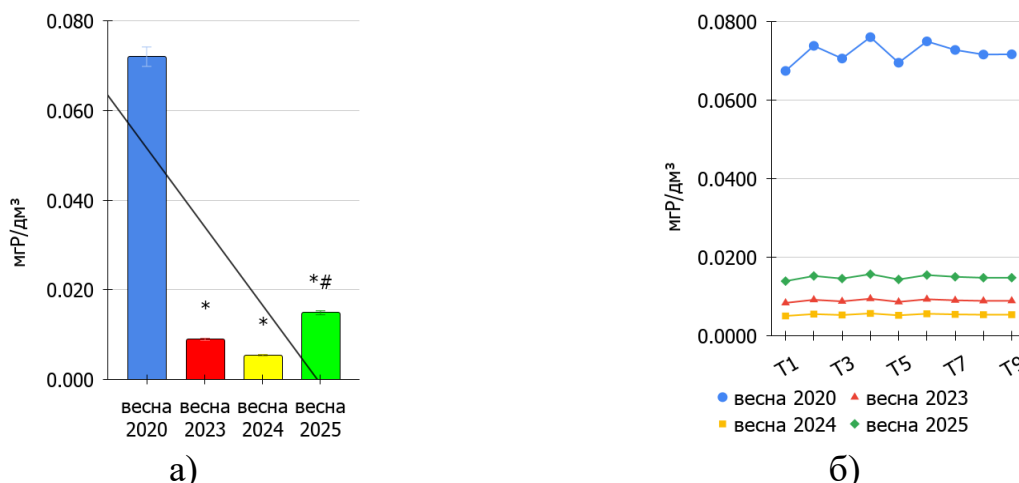


Рис. 3.52. Динаміка середніх значень фосфору фосфатів (PO_4^{3-}) mg P/dm^3 у воді Тернопільського ставу у весняний період протягом 2020, 2023-2025 років: а) по ставу; та б) у 9 точках

Результати моніторингу фосфору фосфатів у першій половині літа свідчать про суттєву трансформацію гідрохімічного стану водойми (рис. 3.53 а, б). У фоновому 2020 році середній вміст сполук в акваторії був найвищим і становив $0,065 \pm 0,012$ mg P/dm^3 . З початком спостережень у 2023 та 2024 роках зафіксовано різке падіння концентрацій до $0,005 \pm 0,003^*$ mg P/dm^3 та $0,006 \pm 0,004^*$ mg P/dm^3 відповідно, що є статистично значущим порівняно з вихідним рівнем ($p < 0,05$). У сезоні 2025 року показник дещо зріс до $0,021 \pm 0,007^{* \#}$ mg P/dm^3 , що відображає достовірні зміни не лише відносно 2020 року, а й порівняно з початковим етапом досліджень у 2023-му ($p < 0,05$). Попри це коливання, лінія лінійного тренду на графіках чітко вказує на загальну тенденцію до зниження фосфатного навантаження в усі роки активної фази робіт.

Просторова мінливість розподілу фосфору по дев'яти точках контролю у цей період вирізнялася високою стабільністю. Традиційні локальні максимуми вмісту сполук фіксувалися у створах Т4 та Т6, де показники перевищували середньозважені цифри, тоді як мінімальні значення стабільно спостерігалися на вході у став (Т1) та у точці Т5. Протягом 2023-2025 років по всій акваторії відбулося синхронне вирівнювання концентрацій, а амплітуда стандартного відхилення поступово зменшувалася, що свідчить про формування однорідного гідрохімічного фону. Така рівномірність даних підтверджує, що динаміка в

кожному окремому створі повністю відповідає загальному тренду зниження фосфатів, зафіксованому для всієї водойми.

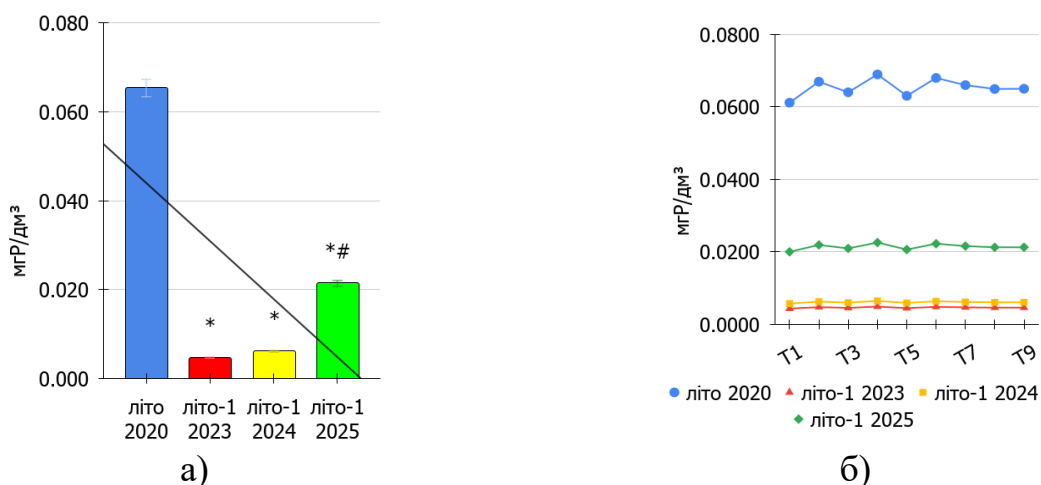


Рис. 3.53. Динаміка середніх значень фосфору фосфатів (PO_4^{3-}) мгР/дм³ у воді Тернопільського ставу у першій частині літа протягом 2020, 2023-2025 років: а) по ставу; та б) у 9 точках

Аналіз фосфору фосфатів у другій половині літа вказує на зменшення концентрацій порівняно з початковим станом водойми (рис. 3.54 а, б). У референтному 2020 році середній вміст сполук в акваторії був найвищим і становив $0,065 \pm 0,012$ мг Р/дм³. З початком активних досліджень у 2023 році зафіксовано різке падіння показника до $0,017 \pm 0,006$ мг Р/дм³, що є статистично значущим відносно фону ($p < 0,05$). У наступні роки спостерігалася динаміка до помірного зростання: до $0,021 \pm 0,007^*$ мг Р/дм³ у 2024-му та $0,022 \pm 0,007^{*#}$ мг Р/дм³ у 2025 році. Попри це поступове підвищення, результати останніх років залишаються достовірно нижчими за рівень доремедіаційного 2020 року, а лінія лінійного тренду підтверджує загальну спрямованість до зниження фосфатного навантаження.

Просторова диференціація показників по дев'яти точках контролю у цей період залишалася стабільною та рівномірною. Традиційні локальні максимуми вмісту фосфору стабільно спостерігалися у створах Т4 та Т6, тоді як на вході у став (Т1) та в точці Т5 значення були мінімальними. Протягом 2023-2025 років по всій акваторії зафіксовано синхронне вирівнювання концентрацій із незначною амплітудою стандартного відхилення. Така гомогенність даних свідчить про встановлення стійкого гідрохімічного фону в усіх частинах водойми, де зміни в

кожній окремій точці відбору повністю відповідають загальному сезонному тренду, зафіксованому для всього ставу.

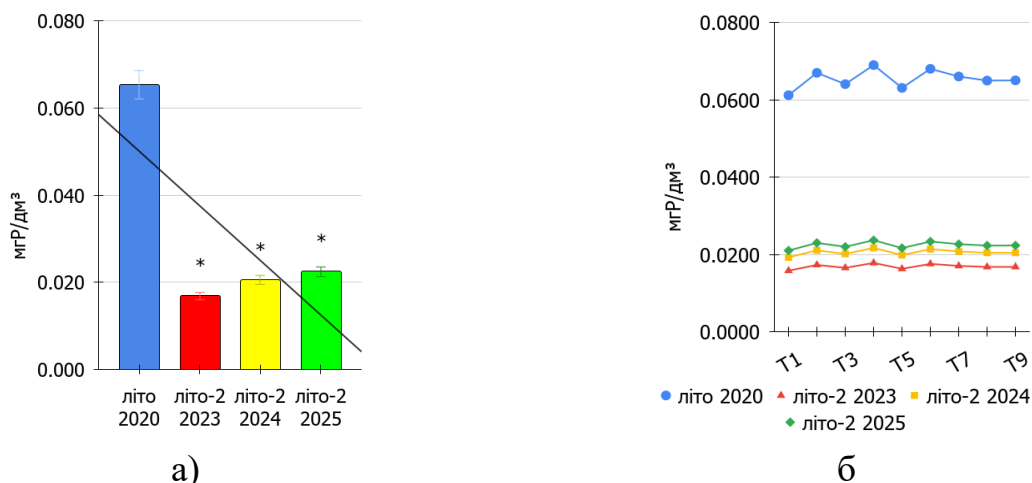


Рис. 3.54. Динаміка середніх значень фосфору фосфатів (PO_4^{3-}) мгР/дм³ у воді Тернопільського ставу у другій частині літа протягом 2020, 2023-2025 років: а) по ставу; та б) у 9 точках

Осіння динаміка фосфору фосфатів продемонструвала стійку тенденцію до зниження концентрацій у порівнянні з доремедіаційним етапом (рис. 3.55 а, б). Якщо у фоновому 2020 році середній вміст сполук в акваторії був найвищим і становив $0,076 \pm 0,013$ мг Р/дм³, то з початком активних досліджень у 2023 році зафіксовано статистично значуще падіння показника до $0,032 \pm 0,008$ мгР/дм³. У наступні роки спостерігалася стабілізація значень на ще нижчих відмітках: 0,024 мг Р/дм³ у 2024-му та 0,025 мгР/дм³ у 2025 році, що підтверджує достовірність змін як відносно 2020-го, так і відносно 2023 року ($p < 0,05$). Лінія лінійного тренду на графіках чітко засвідчує загальну спрямованість до розвантаження водойми від надлишку фосфатів протягом усього періоду спостережень.

Просторова мінливість розподілу біогенів по дев'яти точках контролю вирізнялася високою гомогенністю та повторюваністю. Максимуми вмісту фосфору стабільно фіксувалися у створах Т4 та Т6, де показники дещо перевищували середньозважені цифри (зокрема, до 0,0259 мг Р/дм³ у 2025 році), тоді як на вході у став (Т1) та в точці Т5 значення залишалися мінімальними. Протягом 2023-2025 років по всій акваторії спостерігалася синхронне вирівнювання концентрацій із незначною амплітудою стандартного відхилення.

Така рівномірність даних свідчить про встановлення стабільного гідрохімічного режиму, де динаміка в кожному окремому створі повністю відповідає загальному сезонному тренду, зафіксованому для всієї водойми.

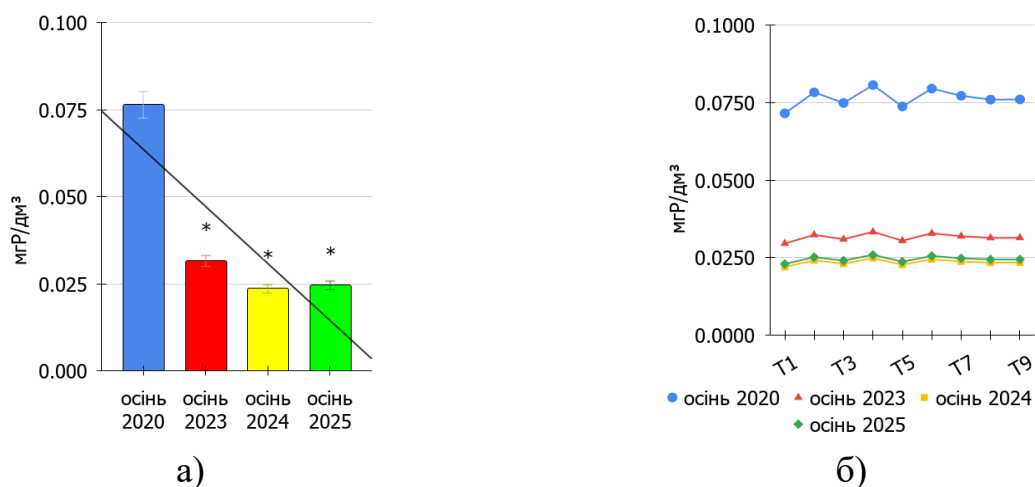


Рис. 3.55. Динаміка середніх значень фосфору фосфатів (PO₄³⁻) мгР/дм³ у воді Тернопільського ставу у осінній період протягом 2020, 2023-2025 років: а) по ставу; та б) у 9 точках

Узагальнюючи результати моніторингу фосфатного режиму, слід констатувати, що період 2023-2025 років став етапом спрямованої оліготрофізації водойми. Якщо вихідний стан 2020 року характеризувався прогресуючим евтрофуванням та непередбачуваним просторовим розподілом біогенів, то після впровадження заходів із альголізації спостерігається перехід до керованого гідрохімічного відновлення.

ВИСНОВКИ ДО ІІІ РОЗДІЛУ

На основі результатів проведеного моніторингу Тернопільського ставу у 2020-2025 роках можна зробити висновок, що гідрохімічне обличчя водойми за цей час пройшло шлях від вираженої дестабілізації до поступового вирівнювання основних показників. Ключовим регулятором цих перетворень став гідроТемпературний режим, який у 2023-2025 роках виявився дещо суворішим порівняно з фоновим періодом. Зокрема, зафіксоване взимку 2025 року зниження середньої температури води до $1,60 \pm 0,42$ °C створило специфічний фон для перебігу біохімічних реакцій, сповільнюючи внутрішньоводоймні процеси та

водночас виступаючи індикатором змін у загальному кліматичному навантаженні на екосистему.

Аналіз вмісту важких металів та заліза дозволив виявити важливу закономірність: початкова хаотичність і значна амплітуда коливань між трансформованими зонами (такими як гирло р. Рудка чи район Опілля) та чистими плесами до кінця дослідження практично нівелювалися. Ми спостерігаємо так звану лінеаризацію показників - стан, коли концентрації заліза, магнію та цинку по всій акваторії стають синхронними та прогнозованими. Це свідчить про те, що екосистема ставу почала працювати як єдиний злагоджений механізм, здатний ефективніше переробляти антропогенні навантаження.

Окремої уваги заслуговує поведінка цинку, концентрація якого в літні місяці знижувалася до мінімальних значень ($0,0026 \text{ мг/дм}^3$). Таке «просідання» показників у найтепліший період року є прямим наслідком інтенсивної біосорбції. Мікроводорості, активно розвиваючись у зоні мілководдя та місцях альголізації, фактично вилучали метал із водної товщі, переводячи його в органічно зв'язану форму. Отже, динаміка хімічних елементів у ставі перестала бути лише результатом зовнішнього стоку, а стала відображенням внутрішньої біологічної активності водойми.

Аналіз динаміки біогенних речовин у Тернопільському ставі протягом 2023-2025 рр. вказує на якісну трансформацію азотного та фосфатного режимів, що відображає перехід екосистеми до стадії функціонального відновлення.

Після пікових показників 2020 року та збереження високого фону на початку 2023 року, концентрації амонійних сполук почали стабільно знижуватися, досягнувши мінімальних значень у зимові сезони 2024-2025 рр. Така тенденція свідчить про активізацію внутрішніх механізмів самоочищення та збалансованість деструкційних процесів. Вміст нітритів протягом усього періоду спостережень не перевищував нормативних меж, а їхня стабілізація на низькому рівні після 2023 року підтверджує зменшення прямого антропогенного тиску на акваторію. Найбільш рельєфна динаміка характерна для нітратів: їхній послідовний спад від

максимуму 2020 року до мінімальних значень у 2024-2025 рр. є прямим індикатором ефективності впроваджених біоре mediaційних заходів.

Аналогічні закономірності простежуються і в розподілі фосфатів. Поступове зниження їх концентрацій та вирівнювання просторової картини по створах свідчать про інтенсивне залучення фосфору в продукційні процеси, що мінімізує його надлишкове накопичення у водній товщі. Гідрохімічний фон водойми набув ознак гомогенності та стабільності, що є необхідною умовою для підтримки екологічної рівноваги.

Підсумовуючи, можна стверджувати, що за період 2023-2025 років у Тернопільському ставі сформувався стійкий вектор до оздоровлення гідрохімічного середовища. Поступове розвантаження акваторії від надлишку металів та біогенів і стабілізація температурного фону підтверджують ефективність обраної стратегії моніторингу та вказують на реальний потенціал водойми до самовідновлення під впливом керованих біологічних чинників.

За результатами представленими в розділі IV опубліковані наступні роботи:

1. Грубінко В.В., Боднар О.І., Чвалюк Г.В., Омельченко Б.О., Галиняк О.В., Ткач Н.М. Альгологізація тернопільського водосховища хлорелою *in vivo* з метою очищення води і отримання біомаси фармацевтичного та кормового характеру. матеріали VI Міжнародної науково-практичної конференції «*Тернопільські біологічні читання - Ternopil Bioscience - 2023*», присвяченої 100-річчю від дня народження відомої вченої-ботаніка к.б.н., доц. Валентини Омелянівни Шиманської, 11-13 травня 2023 р. С.133-138. URL: http://dspace.tnpu.edu.ua/bitstream/123456789/29643/3/34_Grubinko_et_al.pdf

2. Корнієнко А. Ю., В. В. Грубінко, Чвалюк Г. В., Калінін І. В. Мікро- та рідкоземельні елементи у воді та водних організмах прісноводних екосистем. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка*. Серія: біологія. (2025. Т. 85, № 1-2. С. 73-81. URL: <https://doi.org/10.25128/2078-2357.25.1-2.10>.

3. Корнієнко А.Ю., Чвалюк Г.В., Грубінко В.В. Накопичення важких металів у воді та водних рослинах на прикладі Тернопільського водосховища. Матеріали XV Міжнародної іхтіологічної науково-практичної конференції «Сучасні проблеми теоретичної і практичної іхтіології» (до 25-річчя кафедри гідробіології та іхтіології НУБіП України). Київ 17-19 вересня 2025 року. Всі матеріали друкуються в авторській редакції. С. 82-84 URL: <https://drive.google.com/drive/u/0/folders/10uKKDj-mCGH87EANbr-L-gzZZhRu4xZY>

4. Чвалюк Г. В., Грубінко В. В. Азотфіксація у водних екосистемах за участю *Chlorella Vulgaris* в експерименті. Збірник матеріалів IX з'їзду Гідроекологічного товариства України: *Перспективи гідроекологічних досліджень в контексті локальних та глобальних наслідків ведення воєнних дій*. Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара. 18-20 вересня 2024 року. С. 101-103. URL: [https://www.dnu.dp.ua/docs/ndc/2024/materiali_konferenc/Hidrobiol_Zizd\(1\).pdf](https://www.dnu.dp.ua/docs/ndc/2024/materiali_konferenc/Hidrobiol_Zizd(1).pdf)

5. Чвалюк Г. В., Грубінко В. В. Зміни вмісту фосфатів і йонів амонію у Тернопільському водосховищі протягом року та роль *Chlorella Vulgaris* Beijer у його оптимізації. *Науковий вісник Чернівецького університету*. Біологія (Біологічні системи) Т. 16 Вип. 2. С. 249-252 URL: <https://doi.org/10.31861/biosystems2024.02.249>

6. Чвалюк Г. В., Грубінко В. В. Кореляція між впливом температури і вмістом амонію за сприяння *Chlorella vulgaris*. Матеріали VII Міжнародної наукової конференції: *Актуальні проблеми сучасної біохімії, клітинної біології та фізіології*. 3-4 жовтня 2024 р. Дніпро: видавництво «Ліра», 2024. С. 168-169. URL: <https://www.dnu.dp.ua/docs/ndc/materiali%20conf/21.pdf>

7. Чвалюк Г. В., Грубінко В. В. Кореляція між впливом температури і вмістом амонію за сприяння *Chlorella vulgaris*. Матеріали VII Міжнародної наукової конференції: *Актуальні проблеми сучасної біохімії, клітинної біології та фізіології*. 3-4 жовтня 2024 р. Дніпро: видавництво «Ліра», 2024. С. 168-169. URL: <https://www.dnu.dp.ua/docs/ndc/materiali%20conf/21.pdf>

8. Чвалюк Г. В., Грубінко В. В. Накопичення металів у мікроводорості *Chlorella vulgaris* in vivo та у воді Тернопільського ставу. Збірник тез доповідей XXI Міжнародної наукової конференції студентів та аспірантів: «Молодь і поступ біології», присвяченій 80-річчю кафедри фізіології людини і тварин біологічного факультету Львівського національного університету імені Івана Франка. Львів, 28 квітня - 01 травня 2025 року. С. 228-229. URL: <https://bioweb.lnu.edu.ua/wp-content/uploads/2025/05/pimb-tezi-2025-A5-2.pdf>

9. Чвалюк Г. В., Грубінко В. В. Трансформація сполук азоту за сприяння *Chlorella Vulgaris*. Матеріали XV З'їзду Українського ботанічного товариства. М. Івано-Франківськ. 30 вересня - 4 жовтня 2024 року. Одеса : Видавничий дім «Гельветика», 2024. С. 19. URL: https://www.botany.kiev.ua/doc/XV_UBT_proceedings.pdf

10. Чвалюк Г. В., Грубінко В. В., Тиха С.Я. Очищення Тернопільського ставу від важких металів за допомогою мікроводорості *Chlorella vulgaris*.: матеріали VII Міжнародної науково-практичної конференції присвяченої 95-річчю від дня народження відомого вченого-фізіолога, мікробіолога і популяризатора науки, професора Кузьми Миколайовича Векірчика «Тернопільські біологічні читання - Ternopil Bioscience - 2024» (18-19 квітня 2024 р.). Тернопіль: Вектор, 2024. С. 341-351 URL: <http://dspace.tnpu.edu.ua/handle/123456789/34155>

11. Чвалюк Г. В., Грубінко В. Досвід альголізації Тернопільського водосховища (Тернопільська область, Україна). *Альгологія*. 2026. 36(1). С. 55-66. URL: <https://doi.org/10.15407/alg36.01.055>

12. Чвалюк Г.В., Боднар О.І., Грубінко В.В. Альгологізація водосховища «Тернопільський став» *Chlorella vulgaris* як спосіб екологізації водойми та підвищення її продуктивності. Збірка наукових праць матеріали VI науково-практичної конференції молодих вчених «Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем». Київ: Інститут гідробіології НАН України. 10-11 жовтня 2023 р. С. 78-81. URL: https://hydrobio.kiev.ua/images/zbirka_confer2023.pdf

13. Чвалюк Г.В., Корнієнко А. Ю. Грубінко В.В. Використання мікроводоростей з метою біоремедіації водних екосистем. Матеріали II Міжнародної конференції: «Дністерські читання». Дністровський регіональний ландшафтний парк імені Сергія Дідича. Одеса: Олді+, 2025. 3 жовтня 2025 року, м. Тлумач, Івано-Франківська область, Україна). С. 196-199. URL: https://drive.google.com/file/d/1W6h0DYrQ9XVY_U6ecjMBReFA6nnKrgmg/view
[ISBN 978-617-8559-41-0](#)

14. Чвалюк Г.В., Корнієнко А.Ю., Грабовський В.-Д. М., Грубінко В.В., Калінін І.В. Вміст металів у воді та їх акумуляція у фітопланктоні (*Chlorella vulgaris* Beijer) Тернопільського ставу. Матеріали Міжнародної науково-практичної конференції «Тернопільські біологічні читання - Ternopil Bioscience - 2025», присвяченої 85-річчю хіміко-біологічного факультету ТНПУ. 1-2 травня 2025 року. С. 222-227. URL: <http://dspace.tnpu.edu.ua/handle/123456789/37432>

15. Chvaliuk H., Hrubinko V. Dynamika liczby komórek alg jednokomurkowych *Chlorella vulgaris* Beijer w warunkach naturalnych w zalewie „Staw Tarnopolski”. *Area Nauki*. V 2 (11) 2023. S. 27-41. URL: https://www.law.vnu.edu.ua/_files/ugd/65dd18_6a9713545f544e8dab1bf34749ccd05.pdf

РОЗДІЛ IV. СЕЗОННА ДИНАМІКА ФІТОПЛАНКТОНУ ТА ФУНКЦІОНУВАННЯ ЕКОСИСТЕМИ ТЕРНОПІЛЬСЬКОГО СТАВУ В СЕЗОННОМУ АСПЕКТІ

4.1. Динаміка чисельності і біомаси *Chlorella sp.* та *Cyanobacteria* у сезонному аспекті та за точками моніторингу

Алгоритм обчислень біомаси наведено у підпункті 2.4.1 опираючись на практикум методичні посібники та Хижняк і Романенко [1; 2].

4.1.1. Динаміка чисельності та біомаси фітопланктону у зимові періоди

Протягом зимових періодів 2020, 2023-2025 років (Додаток 10) у Тернопільському ставі спостерігалася динамічна зміна кількісних показників фітопланктону з чітким вектором на переважання хлорели. У порівнянні з вихідним 2020 роком, коли чисельність *Chlorella sp.* була мінімальною ($0,19 \pm 0,14 \times 10^6$ кл/дм³), у наступні роки зафіксовано статистично значуще її зростання ($p < 0,05$): до $0,78 \pm 0,29 \times 10^6$ кл/дм³ у 2023 році та максимальних $1,46 \pm 0,40 \times 10^6$ кл/дм³ у 2024 році. Паралельно з цим біомаса хлорели зросла з $0,02 \pm 0,05$ мг/дм³ до пікових $0,16 \pm 0,14$ мг/дм³ ($p < 0,05$). Натомість ціанобактерії продемонстрували стійке пригнічення: їхня чисельність достовірно зменшилася з $1,07 \pm 0,34 \times 10^6$ кл/дм³ (2020 р.) до мінімальних $0,19 \pm 0,15 \times 10^6$ кл/дм³ у 2024 році ($p < 0,05$ порівняно з 2020 та 2023 рр.). Лінія лінійного тренду підтверджує зміну структури альгоценозу - співвідношення біомас змістилося від 0,3 на користь синьо-зелених у 2020 році до 13,6 на користь хлорели у 2024 році.

У просторовому аспекті (Додаток 11) на всіх дев'яти точках відбору (Т1-Т9) простежується схожа тенденція, проте найбільш виражені зміни зафіксовані у створі Т4. Саме в цій точці біомаса *Chlorella sp.* у 2024 році досягла найвищого значення - $0,23$ мг/дм³, що є статистично значущим показником порівняно з іншими створами ($p < 0,05$). Достовірне збільшення концентрації хлорели відносно 2020 року спостерігалось також у точках Т2, Т6 та Т8. Щодо розвитку ціанобактерій, то найбільш відчутне їх кількісне зниження відбулося у створах Т4, Т6 та Т7, де

показники впали з 0,07 - 0,08 мг/дм³ до мінімальних меж 0,01 - 0,02 мг/дм³ ($p < 0,05$). Попри певну локальну неоднорідність цифр, загальна картина по всій акваторії ($n = 9$) свідчить про стабільне витіснення небажаних видів фітопланктону введеною культурою, що зберігається навіть у несприятливий для вегетації зимовий період.

4.1.2. Динаміка чисельності та біомаси фітопланктону у весняні періоди

Аналіз результатів моніторингу Тернопільського ставу у весняні періоди (Додаток 12) 2020, 2023-2025 років засвідчив поступову перебудову структури фітопланктону з домінуванням введеної культури хлорели. Порівняно з референтним 2020 роком, коли чисельність *Chlorella sp.* становила $2,40 \pm 0,52 \times 10^6$ кл/дм³, у 2023 році спостерігалось несуттєве її зростання, проте вже у 2024-2025 роках зафіксовано статистично значуще збільшення цього показника майже вдвічі - до $4,93 \pm 0,74 \times 10^6$ кл/дм³ та $4,64 \pm 0,72 \times 10^6$ кл/дм³ відповідно ($p < 0,05$). Аналогічна динаміка характерна і для біомаси, яка зросла з $0,27 \pm 0,17$ мг/дм³ до $0,56 \pm 0,25$ мг/дм³ ($p < 0,05$). Водночас розвиток ціанобактерій демонстрував зворотну тенденцію: порівняно з показниками 2020 року ($3,56 \pm 0,63 \times 10^6$ кл/дм³), у весняні сезони 2023 та 2024 років відмічено їх достовірне пригнічення ($p < 0,05$), що підтверджується лінією лінійного тренду. Співвідношення біомас хлорели до ціанобактерій за п'ять років зросло з 1,1 до 6,5, що вказує на зміну домінантних груп у весняному альгоценозі акваторії.

У просторовому аспекті на дев'яти точках відбору (Т1-Т9) (Додаток 13) спостерігалася певна неоднорідність розподілу мікроводоростей, проте загальний вектор змін залишався стабільним. Найвищі кількісні показники хлорели традиційно фіксувалися у створі Т4, де її чисельність у 2024 році сягнула максимуму - $6,50 \times 10^6$ кл/дм³, а біомаса становила 0,73 мг/дм³, що статистично значуще перевищує середні значення інших точок ($p < 0,05$). Достовірне збільшення концентрації хлорели відносно показників 2023 року зафіксовано також у створах Т2, Т6 та Т9. Щодо ціанобактерій, то найбільш виражене їх кількісне зниження у порівнянні з 2020 роком простежувалося у точках Т1, Т4 та

T5, де показники біомаси впали до 0,07 - 0,10 мг/дм³. Навіть за умови певного коливання цифр у 2025 році, результати по всій акваторії (n = 9) демонструють стійку просторову присутність хлорели, яка ефективно стримує масовий розвиток синьо-зелених водоростей у період весняного прогріву води.

4.1.3. Динаміка чисельності та біомаси фітопланктону у першу половину літніх періодів

Динаміка кількісних показників фітопланктону в літні періоди 2020, 2023-2025 років демонструє перебудову структури та функціонування альгоценозу Тернопільського ставу (Додаток 14). У порівнянні з контрольним 2020 роком, коли середня чисельність *Chlorella sp.* становила лише $1,14 \pm 0,36 \times 10^6$ кл/дм³, у наступні літні сезони зафіксовано її статистично значуще зростання ($p < 0,05$): до $12,44 \pm 1,18 \times 10^6$ кл/дм³ у 2023 році з подальшим утриманням на рівні $9,61 \pm 1,03 \times 10^6$ кл/дм³ у 2025 році. Відповідно, середня біомаса хлорели достовірно збільшилася з $0,13 \pm 0,12$ мг/дм³ до пікових $1,41 \pm 0,40$ мг/дм³ у 2023 році ($p < 0,05$). Натомість ціанобактерії, що домінували у 2020 році з показниками чисельності $9,71 \pm 1,04 \times 10^6$ кл/дм³ та біомаси $0,65 \pm 0,27$ мг/дм³, у період 2023-2025 років продемонстрували достовірне зниження ($p < 0,05$ порівняно з 2020 р.), стабілізувавшись на рівні $0,33 \pm 0,19$ мг/дм³. Лінія лінійного тренду та зміна співвідношення біомас від 0,2 до 3,3-5,2 чітко вказують на домінування хлорели в літньому аспекті протягом останніх трьох років досліджень.

Аналіз просторового розподілу на дев'яти станціях моніторингу засвідчив певну неоднорідність вегетації, проте зі спільним для всіх точок вектором змін (Додаток 15). Найбільш інтенсивний розвиток *Chlorella sp.* традиційно спостерігався у створі T4, де її біомаса у 2023 році сягнула максимуму - 1,70 мг/дм³, що є статистично значущим результатом порівняно з іншими локаціями ($p < 0,05$). Достовірне збільшення кількісних показників хлорели відносно 2020 року зафіксовано також у точках T3, T5 та T7. Що стосується ціанобактерій, то найвиразніше їх пригнічення порівняно з початком спостережень відбулося у створах T1, T2 та T9: тут показники біомаси знизилися з початкових 0,61 - 0,80

мг/дм³ до мінімальних меж 0,08 - 0,29 мг/дм³ у 2025 році ($p < 0,05$). Навіть у точці Т8, де влітку 2025 року зафіксовано локальний сплеск біомаси синьо-зелених (0,62 мг/дм³), цей показник залишається достовірно нижчим за рівень 2020 року ($p < 0,05$). Загалом дані по всій акваторії ($n = 9$) підтверджують стійку тенденцію до стабілізації екосистеми ставу за рахунок переважання хлорели в усіх функціональних зонах водойми.

4.1.4. Динаміка чисельності та біомаси фітопланктону у другу частину літніх періодів

Аналіз багаторічних даних за літні періоди (друга половина сезону) засвідчив глибоку трансформацію кількісних показників фітопланктону в Тернопільському ставі (Додаток 16). Порівняно з референтним 2020 роком, коли середня чисельність *Chlorella sp.* становила лише $1,14 \pm 0,36 \times 10^6$ кл/дм³, у наступні роки зафіксовано її стрімке та статистично значуще зростання ($p < 0,05$): до пікових $14,46 \pm 1,27 \times 10^6$ кл/дм³ у 2023 році з подальшою стабілізацією на рівні $9,44 \pm 1,02 \times 10^6$ кл/дм³ у 2025 році. Відповідно, середня біомаса хлорели достовірно збільшилася з $0,13 \pm 0,12$ мг/дм³ до $1,63 \pm 0,43$ мг/дм³ у 2023 році ($p < 0,05$). Натомість ціанобактерії продемонстрували зворотну динаміку: їхня чисельність достовірно зменшилася з $7,42 \pm 0,74 \times 10^6$ кл/дм³ (2020 р.) до $3,50 \pm 0,92 \times 10^6$ кл/дм³ у 2023 році та $4,78 \pm 0,62 \times 10^6$ кл/дм³ у 2025 році ($p < 0,05$ порівняно з 2020 р.). Лінія лінійного тренду та різка зміна співвідношення біомас (з 0,3 у 2020 р. до 7,8 у 2023 р. та 3,7 у 2025 р.) підтверджують стійке домінування зелених мікродоростей над синьо-зеленими протягом усього періоду спостережень.

У просторовому аспекті на дев'яти моніторингових створах (Т1-Т9) простежується відносна неоднорідність розподілу біомаси, проте зі збереженням загального вектора змін (Додаток 17). Найбільш інтенсивний розвиток *Chlorella sp.* в усі роки після 2020-го фіксувався у створі Т4, де біомаса у 2023 році сягнула максимуму - 2,06 мг/дм³, що є статистично значущим результатом на фоні інших точок ($p < 0,05$). Достовірне збільшення кількісних показників хлорели порівняно з 2020 роком спостерігалось у всіх дев'яти створах. Щодо ціанобактерій, то

найвиразніше їх пригнічення зафіксовано у точках Т1, Т2 та Т9, де показники біомаси впали з 0,27 - 0,47 мг/дм³ до мінімальних меж 0,07 - 0,17 мг/дм³ у 2025 році ($p < 0,05$). Навіть у точці Т8, де влітку 2025 року відмічено локальний підйом біомаси синьо-зелених до 0,49 мг/дм³, цей показник не перевищує значень 2020 року. Отримана картина свідчить про те, що хлорела успішно інтегрувалася в екосистему ставу, забезпечуючи стабільно низькі показники вегетації ціанобактерій по всій акваторії водойми.

4.1.5. Динаміка чисельності та біомаси фітопланктону у осінні періоди

Результати моніторингу Тернопільського ставу в осінні періоди 2020-2025 років демонструють виразну перебудову структури фітопланктону з домінуванням введеної культури хлорели (Додаток 18). Порівняно з вихідним 2020 роком, коли чисельність *Chlorella sp.* становила $2,82 \pm 0,56 \times 10^6$ кл/дм³, у наступні роки зафіксовано статистично значуще її зростання ($p < 0,05$): до пікових $11,07 \pm 1,11 \times 10^6$ кл/дм³ у 2023 році та стабільно високих значень у подальшому. Середня біомаса хлорели також достовірно збільшилася з $0,32 \pm 0,19$ мг/дм³ до $1,25 \pm 0,37$ мг/дм³ у 2023 році ($p < 0,05$). Натомість ціанобактерії продемонстрували стійку тенденцію до пригнічення: їх чисельність достовірно зменшилася з $13,98 \pm 1,25 \times 10^6$ кл/дм³ у 2020 році до мінімальних $4,40 \times 10^6$ кл/дм³ у 2023 році та $5,54 \pm 0,55 \times 10^6$ кл/дм³ у 2025 році ($p < 0,05$). Лінія лінійного тренду та зміна співвідношення біомас від 0,6 до 7,0 підтверджують зміни в структурі та функціонуванні фітопланктону у водоймі протягом осіннього сезону.

У просторовому аспекті на всіх дев'яти точках відбору (Т1-Т9) простежується схожа картина, хоча кількісні показники дещо варіюють (Додаток 19). Найвищий рівень вегетації *Chlorella sp.* стабільно фіксувався у створі Т4, де її біомаса у 2023 році сягнула максимуму - 1,60 мг/дм³, що є статистично значущим показником порівняно з іншими точками ($p < 0,05$). Достовірне збільшення концентрації хлорели відносно 2020 року спостерігалось також у створах Т3, Т6 та Т8. Щодо ціанобактерій, то найбільш відчутне їх кількісне зниження відбулося у точках Т4, Т7 та Т8, де показники біомаси впали з початкових 0,73 - 1,22 мг/дм³ у

2020 році до мінімальних 0,12 - 0,14 мг/дм³ у 2025 році ($p < 0,05$). Попри певне коливання цифр у 2024 році, дані по всій акваторії ($n = 9$) свідчать про стабільне витіснення небажаних видів фітопланктону введеною культурою, що підтверджується порівнянням показників 2025 року з даними 2023 року ($p < 0,05$).

4.2. Продукційно-деструкційні процеси та біогенне навантаження водойми

Аналіз продукційно-деструкційних процесів у водоймі показав виразну сезонну та багаторічну динаміку (Додаток 20 рис. 1 і 2). У зимові періоди 2020, 2023-2025 років спостерігалось підвищення концентрації розчиненого кисню (9,2-12,7 мгО₂/дм³) при низькій біомасі фітопланктону, що свідчить про домінування фізико-хімічних факторів у підтриманні кисневого режиму. Водночас значення БСК₅ і ХСК залишалися відносно високими, що вказує на помітне навантаження органічними речовинами та активні процеси їх розкладання.

Весняні сезони характеризувалися стабільно високим вмістом кисню (10,1-11,9 мгО₂/дм³) і зростанням біомаси *Chlorella sp.* та ціанобактерій, що відображає активізацію первинної продукції. При цьому показники БСК₅ і ХСК залишалися помірними, а концентрації амонійного та нітритного азоту були нижчими за гранично допустимі значення, що свідчить про відносно сприятливий стан водойми.

У літні періоди простежувалося різке зростання біомаси фітопланктону, особливо *Chlorella sp.* (до 1,6 мг/дм³ у 2023 році), що супроводжувалося зниженням концентрації кисню у воді та підвищенням навантаження на систему за рахунок органічних сполук. Це відображає інтенсивні продукційні процеси, які поступово переходили у фазу деструкції, про що свідчать підвищені значення БСК₅ і ХСК.

Восени у всі роки відзначалося помірне зниження концентрації розчиненого кисню (7,8-9,6 мгО₂/дм³) та поступове скорочення біомаси фітопланктону. Незважаючи на це, кисневий режим залишався сприятливим для водойми. Показники БСК₅ і ХСК зберігалися на підвищеному рівні, а концентрації фосфатів і нітратів зростали, що свідчить про переважання процесів розкладання органічної речовини та повернення біогенних елементів у воду. На відміну від весняного

періоду, коли спостерігалось перенасичення води киснем, осінні умови характеризувалися стабільним, але менш інтенсивним кисневим режимом.

Загалом співвідношення продукції та деструкції (A/R) демонструє, що у весняні та ранньолітні періоди переважають продукційні процеси, тоді як восени й узимку домінує деструкція. Біогенне навантаження за азотом і фосфором у більшості випадків не перевищувало гранично допустимих концентрацій, однак у літньо-осінні сезони простежувалося його зростання, що створює ризик розвитку евтрофікації. Таким чином, водойма перебуває у стані сезонної рівноваги, де весняно-літня продукція компенсується осінньо-зимовою деструкцією, а коефіцієнт A/R виступає чутливим індикатором цих змін.

ВИСНОВКИ ДО IV РОЗДІЛУ

Узагальнення показників метаболізму водойми через співвідношення продукційно-деструкційних процесів (A/R) демонструє домінування продукційної активності у літньо-осінні періоди при одночасному зниженні деструктивного навантаження взимку. Фактично, запуск біоре mediaційних заходів у 2021 році ініціював перебудову нутрієнтного циклу, результати якої стали статистично достовірними у 2023 році та остаточно закріпилися протягом 2024-2025 рр.

Отримані результати підтверджують здатність екосистеми до відновлення біологічної стійкості за умов адекватного біотехнологічного втручання. Формування збалансованого гідрохімічного режиму та зниження біогенного навантаження мають вирішальне значення для сталого управління якістю води в урбанізованих водоймах. Виявлені закономірності є науковою основою для подальшої розробки стратегій екологічної реабілітації подібних об'єктів.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ:

1. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод /Арсан О. М., Давидов О.А., Дьяченко Т. М. та ін., За редакцією академіка НАН України В. Д. Романенка. - К., 2006. - 408 с. - іл.
2. Хижняк М.І., Євтушенко М.Ю., Рудик-Леуська Н.Я. 2017. Гідробіологія. Практикум. Ч. 1. Київ: Центр уч. літ. 516 с. <https://files.znu.edu.ua/files/Bibliobooks/Inshi56/0042283.pdf> (дата звернення: 20.03.2023)

За результатами представленими в розділі IV, опубліковані наступні роботи:

1. Грубінко В.В., Боднар О.І., Чвалюк Г.В., Омельченко Б.О., Галиняк О.В., Ткач Н.М. Альгологізація тернопільського водосховища хлорелою *in vivo* з метою очищення води і отримання біомаси фармацевтичного та кормового характеру. матеріали VI Міжнародної науково-практичної конференції «Тернопільські біологічні читання - Ternopil Bioscience - 2023», присвяченої 100-річчю від дня народження відомої вченої-ботаніка к.б.н., доц. Валентини Омелянівни Шиманської, 11-13 травня 2023 р. С.133-138. URL: http://dspace.tnpu.edu.ua/bitstream/123456789/29643/3/34_Grubinko_et_al.pdf
2. Спосіб оптимізації екологічного стану води у водосховищах: пат. 162855 Україна: С02F 3/34 (2023.01) А61К 36/05 (2006.01) / Чвалюк Галина Василівна (UA), Хоменчук Володимир Олександрович (UA), Боднар Оксана Ігорівна (UA), Грубінко Василь Васильович (UA), Калінін Ігор Васильович (UA), Томчук Віктор Анатолійович (UA); володілець Національний університет біоресурсів і природокористування України. - № u2025 05563, заявл.13.11.2025, опубл. 30.04.2026, Бюл. № 17. URL: <https://iprop-ua.com/inv/pdf/zx185zd0-description.pdf>
3. Чвалюк Г. В., Грубінко В. В. Біотехнологічні механізми очищення вод за допомогою мікроводоростей: екологічна альтернатива традиційним технологіям і перспективи використання (огляд). *Гідробіологічний журнал*. 2026. Т. 62, № 2. С.

https://hydrobiolog.com.ua/2026/pdf_2026_2/chvaliuk_6.pdf

4. Чвалюк Г.В. Екологічні аспекти очищення води у природних водоймах за допомогою культивування зелених водоростей. Збірник матеріалів II Міжнародної науково-технічної конференції: *«Якість води: біомедичні, технологічні, агропромислові і екологічні аспекти»*. ТНТУ імені І. Пулюя. Тернопіль 24-25 травня 2023 року. С. 85-87. URL: <https://elartu.tntu.edu.ua/handle/lib/42082>

5. Чвалюк Г.В., Боднар О.І., Грубінко В.В. Альгологізація водосховища «Тернопільський став» *Chlorella vulgaris* як спосіб екологізації водойми та підвищення її продуктивності. Збірка наукових праць матеріали VI науково-практичної конференції молодих вчених *«Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем»*. Київ: Інститут гідробіології НАН України. 10-11 жовтня 2023 р. С. 78-81. URL: https://hydrobio.kiev.ua/images/zbirka_confer2023.pdf

6. Чвалюк Г.В., Грубінко В.В. Використання хлорели для очищення води та як кормової бази в екосистемі прісної водойми. - XIV Всеукраїнська науково-практична конференція *«Біологічні дослідження – 2023»*, 10-11 жовтня 2023 р. м. Житомир. С. 78-81. URL: <https://eprints.zu.edu.ua/38167/1/%D0%91%D1%96%D0%BE%D0%BB%D0%BE%D0%B3%D1%96%D1%87%D0%BD%D1%96%20%D0%B4%D0%BE%D1%81%D0%BB%D1%96%D0%B4%D0%B6%D0%B5%D0%BD%D0%BD%D1%8F%20-%202023.pdf>

7. Чвалюк Г.В., Грубінко В.В. Мікроводорості як кормова база для риб та інших гідробіонтів. Матеріали VII-ої Міжнародної науково-практичної конференції: *Екологічний стан навколишнього середовища та раціональне природокористування в контексті сталого розвитку*, до дня пам'яті доктора сільськогосподарських наук, професора Юрію Пилипенко (24-25 жовтня 2024 року, м. Херсон) / ХДАЕУ. - Одеса : Олді+, 2024. С. 289-291. URL: https://www.ksau.kherson.ua/files/konferencii/2023/12/mater_eco_new.pdf

8. Чвалюк Г.В., Грубінко В.В. Очищення вод в Тернопільському ставі мікроводоростю *Chlorella vulgaris* як засіб оздоровлення довкілля. *Збірник матеріалів XXIII Всеукраїнської науково-практичної конференції з міжнародною участю «Довкілля і здоров'я», присвяченій 170-й річниці з дня народження І.Я. Горбачевського*, за редакцією проф. Вадзюка С. Н. Тернопіль: Укрмедкнига, 2024. С.76-77. 25-27 квітня 2024 року. URL:

<https://repository.tdmu.edu.ua/bitstream/handle/123456789/17908/%d0%97%d0%b1%d1%96%d1%80%d0%bd%d0%b8%d0%ba%20%d0%ba%d0%be%d0%bd%d1%84%d0%b5%d1%80%d0%b5%d0%bd%d1%86%d1%96%d1%97%20%d0%94%d0%be%d0%b2%d0%ba%d1%96%d0%bb%d0%bb%d1%8f%20%d1%96%20%d0%b7%d0%b4%d0%be%d1%80%d0%be%d0%b2%27%d1%8f%202024.pdf?sequence=2&isAllowed=y>

9. Чвалюк Г.В., Корнієнко А. Ю. Грубінко В.В. Використання мікроводоростей з метою біоремедіації водних екосистем. Матеріали II Міжнародної конференції: «Дністерські читання». Дністровський регіональний ландшафтний парк імені Сергія Дідича. Одеса: Олді+, 2025. 3 жовтня 2025 року, м. Тлумач, Івано-Франківська область, Україна). С. 196-199. URL: https://drive.google.com/file/d/1W6h0DYrQ9XVY_U6ecjMBReFA6nnKrgmg/view ISBN 978-617-8559-41-0

10. Chvaliuk H., Hrubinko V. Dynamika liczby komórek alg jednokomurkowych *Chlorella vulgaris* Beijer w warunkach naturalnych w zalewie „Staw Tarnopolski”. *Area Nauki*. V 2 (11) 2023. S. 27-41. URL: https://www.law.vnu.edu.ua/_files/ugd/65dd18_6a9713545f544e8dab1bf34749ccdc05.pdf

РОЗДІЛ V. УЗАГАЛЬНЕННЯ ТА ІНТЕРПРЕТАЦІЯ РЕЗУЛЬТАТІВ РЕВІТАЛІЗАЦІЇ ВОДОСХОВИЩА «ТЕРНОПІЛЬСЬКИЙ СТАВ»

5.1. Трансформація кисневого режиму та кислотно-лужного балансу як результат активної вегетації *Chlorella sp.* у температурних циклах водойми

Результати аналізу гідрохімічного стану Тернопільського ставу за період 2023-2025 рр. свідчать про системну трансформацію екосистеми, що виявилось у стабілізації газового режиму та оптимізації показників рН. Порівняно з референтним 2020 роком, характерним станом якого була антропогенна деградація, впровадження методу керованої альголізації штамом *Chlorella sp.* забезпечило зміну домінуючих процесів: від деструкції органічної речовини шляхом гниття до інтенсивної біологічної аерації.

Ефективність ревіталізаційних заходів була зумовлена врахуванням температурного чинника. Внесення суспензії мікроводоростей здійснювалося в періоди прогріву водної товщі до діапазону 18-24°C, що сприяло виходу введеного штаму у фазу експоненціального росту та забезпечило йому конкурентні переваги над аборигенними видами ціанобактерій. Температурна синхронізація в поєднанні з інтенсивною інсоляцією є критичною умовою для домінування хлорококових водоростей, оскільки ці абіотичні фактори безпосередньо модулюють швидкість фотосинтетичних реакцій та інтенсивність накопичення хлорофілу [15; 18; 25; 29].

Використання сезонного прогрівання води як каталізатора продуктивності *Chlorella sp.* дозволило сформувати стійку популяцію, яка на початкових етапах вегетації забезпечила первинне споживання доступних енергетичних ресурсів водойми, обмежуючи масовий розвиток токсичних видів фітопланктону.

Ключовим індикатором успішної ревіталізації стало зростання концентрації розчиненого кисню. У 2024-2025 рр. у створах Т4 (район готелю «Галичина») та Т6 (центральна частина акваторії) рівні насичення O₂ досягали значень 10,0-12,5 мгО₂/дм³. Зазначені показники суттєво перевищують мінімальний гігієнічний норматив (4,0 мгО₂/дм³), встановлений Наказом МОЗ №721, та можна трактувати як «добрий екологічний стан» згідно з Директивою 2000/60/ЕС [1; 2; 7].

Для порівняння, у 2020 році в аналогічних локаціях фіксувалися зони глибокої гіпоксії (вміст кисню $< 3,0 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$), що було зумовлено масовою деструкцією біомаси ціанобактерій. Встановлено, що стабільно високий вміст кисню в зонах альголізації є прямим наслідком фотосинтетичної активності хлорели, спроможної за оптимальних умов забезпечувати надлишкове насичення водного середовища киснем [7; 18; 25]. Подібні ефекти фотосинтетичної активності *Chlorella vulgaris* та її роль у стабілізації кисневого режиму описані у досвіді альголізації Тернопільського ставу [12].

Підтримка високих концентрацій O_2 у придонних горизонтах сприяла інгібуванню процесів анаеробного розпаду та мінералізації осадів. Це перевело водойму в режим активного самоочищення, де надлишковий кисень стимулює аеробну мікрофлору до деструкції органічних забруднювачів.

Паралельно з оксигенацією зафіксовано зміщення водневого показника (рН) у бік лужних значень (8,2-8,8). Тимчасове перевищення верхньої межі нормативного діапазону (6,5-8,5 згідно з Наказом МОЗ №721 [1]) у періоди інтенсивної вегетації хлорели є індикатором поглинання розчиненого вуглекислого газу та бікарбонатів. Такий «лужний зсув» слугує маркером високої фотосинтетичної активності введеного штаму та його здатності до швидкої трансформації хімічного складу води [18; 25; 29].

Трансформація показника рН створила додатковий біологічний бар'єр: лужне середовище у поєднанні з високою оксигенацією є несприятливим для більшості видів синьо-зелених водоростей. У такий спосіб *Chlorella sp.* виступила регулятором хімічного складу середовища, автоматично обмежуючи розвиток конкурентних груп мікроводоростей.

Важливим наслідком покращення кисневого режиму стало припинення внутрішнього біогенного навантаження. Згідно з гідрохімічними моделями, за вмісту кисню $\leq 4 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$ відбувається інтенсивна міграція фосфатів та амонію з донних відкладів у товщу води. Стабілізація високих концентрацій кисню внаслідок альголізації сформувала окислювальний бар'єр на межі «вода-донні відклади», що забезпечило консервацію нутрієнтів у сорбційних комплексах осадів

[4; 7; 22]. Роль *Chlorella vulgaris* у регуляції вмісту амонію та фосфатів у водоймах підтверджена у дослідженні [11].

Отже, стабілізація газового режиму дозволила змінити вектор функціонування Тернопільського ставу від накопичення органічних та біогенних забруднень до їх активної біологічної утилізації, що є необхідною умовою формування стійкої екологічної рівноваги.

5.2. Трансформація нутрієнтного режиму та відгук біогенного фону на активну вегетацію міководоростей

Трансформація азотного та фосфорного циклів у Тернопільському ставі протягом дослідного періоду 2023-2025 років стала фундаментальним етапом комплексної ревіталізації, що забезпечило розрив ланцюга антропогенного евтрофування. У порівнянні з референтним 2020 роком, коли екстремальний надлишок біогенних елементів (середні концентрації азоту амонійного сягали 2,8-3,4 мгN/дм³, а фосфатів - 1,8-2,1 мгP/дм³) слугував невичерпним ресурсом для гіперпродукції токсичних ціанобактерій, впровадження методу керованої альголізації штамом *Chlorella sp.* дозволило перевести ці сполуки з розчиненої, біологічно агресивної форми у безпечну органічно зв'язану біомасу.

Аналіз динаміки азотної групи свідчить про детоксикацію водного середовища. У найбільш навантажених створах, зокрема Т4 (район готелю «Галичина») та Т6 (центральна частина), де в доревіталізаційний період (2020 р.) фіксувалися пікові значення амонію на рівні 3,6-4,2 мгN/дм³ (що вдвічі перевищувало норматив), після інтенсивної альголізації у 2024-2025 рр. концентрації стабілізувалися у діапазоні 0,6-0,9 мгN/дм³. Така стрімка деградація азотистих сполук (середнє зниження склало 75-80%) зумовлена винятковою метаболічною лабільністю *Chlorella vulgaris*. Механізми оптимізації азотного та фосфатного балансу за участю *Chlorella vulgaris* детально розглянуті у статті [11]. Характерні «провали» концентрацій у точках введення суспензії підтверджують здатність даного штаму асимілювати значні обсяги розчиненого нітрогену, трансформуючи його в протеїнові комплекси власної клітинної структури [18; 25;

26]. Це дозволило нівелювати ризик аміачного отруєння гідробіонтів, що було хронічною проблемою ставу у минулі десятиліття.

Не менш важливою складовою стала докорінна переорієнтація фосфорного обміну. Якщо у 2020 році вміст фосфору фосфатів у періоди літньої стагнації перевищував $2,5 \text{ мгР/дм}^3$, що робило спалахи «цвітіння» біологічно неминучими, то за результатами моніторингу 2024-2025 років у зонах впливу *Chlorella sp.* зафіксовано зниження показників до $0,4\text{--}0,7 \text{ мгР/дм}^3$. Таке скорочення на 68-72% повністю відповідає параметрам «доброго екологічного стану» за Директивою 2000/60/ЕС (межа $1,14 \text{ мгР/дм}^3$ згідно з Наказом МОЗ №721). Даний ефект базується на механізмі «надлишкового споживання», за якого хлорела акумулює фосфор у формі поліфосфатів навіть за його дефіциту у воді. Створення ситуації штучного дефіциту ресурсів дозволило виграти конкурентну боротьбу у ціанобактерій, буквально «перехопивши» фосфорну базу живлення [7; 13; 18; 22].

Динамічний перехід до біологічної утилізації нутрієнтів став найбільш репрезентативним у створі Т8 (район пивзаводу «Опілля»). До початку досліджень тут спостерігалася значна просторова неоднорідність із локальними накопиченнями фосфатів до $3,1 \text{ мгР/дм}^3$. Після системної ревіталізації зафіксовано вирівнювання біогенного фону по всій акваторії із середнім значенням $0,55 \text{ мгР/дм}^3$, що свідчить про формування потужного біологічного бар'єра. Здатність хлорели до інтенсифікації метаболізму у відповідь на високі навантаження узгоджується з сучасними біотехнологічними концепціями відновлення природних ресурсів [7; 10; 26].

Кінцевим вектором трансформації стало зміщення співвідношення азоту до фосфору (N:P). Якщо раніше баланс сприяв домінуванню синьо-зелених водоростей, то корекція цього трофічного показника у 2025 році заблокувала можливість реверсії екосистеми до гіпертрофного стану. Отримані дані підтверджують перехід ставу до фази стійкої біологічної рівноваги, де вилучення надлишку біогенів не лише забезпечило відповідність європейським стандартам якості води, а й фактично усунуло першопричину багаторічної деградації водойми

[7]. Отже, керована альголізація довела свою ефективність як інструмент радикального оздоровлення екосистеми Тернопільського ставу.

5.3. Детоксикація водного середовища та біосорбційний відгук на металеве навантаження в зонах антропогенного впливу

Системна ревіталізація Тернопільського ставу протягом 2023-2025 років супроводжувалася докорінною трансформацією металевого профілю водойми, що стало результатом цілеспрямованої біосорбційної активності введеного штаму *Chlorella sp.* У порівнянні з референтним 2020 роком, коли специфічні ділянки акваторії - зокрема створ Т7 (гирло р. Рудка) та Т8 (район пивзаводу «Опілля») - характеризувалися стійким накопиченням заліза та магнію, впровадження керованої альголізації дозволило активувати складні механізми біологічного вилучення металів. Науково доведено, що мікроводорості роду *Chlorella* володіють унікальною архітектурою клітинної стінки, яка містить розгалужену мережу функціональних груп (карбоксильних, гідроксильних, аміно- та фосфатних). Ці групи виступають як специфічні ліганди, що здатні ефективно зв'язувати іони важких металів через процеси іонного обміну та комплексоутворення навіть за умов їх відносно низьких концентрацій у водному середовищі [19; 34].

Особливої уваги в контексті екологічного оздоровлення акваторії заслуговує динаміка йонів заліза (Fe^{2+}) у найбільш навантажених, так званих «ударних» локаціях. У 2020 році в районі створу Т7 спостерігалися регулярні випадки перевищення нормативу ($0,3 \text{ мг/дм}^3$ згідно з Наказом МОЗ №721), де концентрації заліза коливалися в межах $0,45\text{-}0,58 \text{ мг/дм}^3$. Це було зумовлено як природним вимиванням металів із водозбірної площі, так і інтенсивним антропогенним тиском через стік річки Рудка. Після проведення планової альголізації у 2024-2025 роках зафіксовано стійку тенденцію до зниження вмісту заліза до значень $0,15\text{-}0,22 \text{ мг/дм}^3$, що свідчить про ефективність біологічного очищення на рівні 60-65%. Такий результат пояснюється не лише пасивною адсорбцією на поверхні клітин, а й активною біоаккумуляцією: залізо є критично важливим мікроелементом для біосинтезу хлорофілу та стабільного функціонування фотосинтетичного апарату

хлорели [5; 14; 32; 215]. Очищення води від надлишку сполук заліза призвело до візуального покращення стану водойми - суттєво знизилася каламутність та припинилося формування іржавих колоїдних нальотів у зонах стагнації.

Аналогічна динаміка стабілізації гідрохімічних показників спостерігалася і за вмістом магнію (Mg). Незважаючи на те, що його концентрації у ставі переважно утримувалися в межах гігієнічної норми (50,0 мг/дм³), у створі Т8, що знаходиться під впливом промислових скидів, у 2020 році фіксувалася підвищена мінералізація на рівні 42,0-48,5 мг/дм³. Введення *Chlorella sp.* зумовило плавне, проте стабільне зниження концентрації магнію до 28,0-32,0 мг/дм³ у 2025 році. Це підтверджує активне залучення магнію в метаболічні процеси водоростей, оскільки він виступає центральним атомом у структурі молекули хлорофілу [20; 31]. Формування такого «біологічного бар'єра» у 2025 році забезпечило збалансований іонний склад води та запобігло вторинному виходу металів із донних відкладів завдяки позитивному зсуву окисно-відновного потенціалу середовища [7].

Ефективність біосорбційних процесів в умовах Тернопільського ставу була значно підсилена специфікою гідрологічного режиму у визначених створах. Локації Т7 та Т8 характеризуються уповільненим водообміном, що створило умови для тривалого експозиційного контакту живої біомаси з металовмісними забруднювачами. Це повністю узгоджується з сучасними науковими висновками про те, що в умовах зростаючого техногенного навантаження та ризиків «військового» забруднення саме біотехнологічні методи із застосуванням живих культур мікрководоростей є найбільш перспективними для локалізації металевих аномалій та детоксикації складних водних систем [4; 5; 8].

Загальним результатом впливу *Chlorella sp.* на металевий профіль Тернопільського ставу стала не лише механічна демінералізація товщі води, а й якісна трансформація потенційно небезпечних іонів у біологічно інертні форми. Створення зон активної вегетації у найбільш навантажених ділянках забезпечило суворе виконання вимог Водної Рамкової Директиви 2000/60/ЄС щодо недопущення погіршення хімічного стану поверхневих вод (Додаток 9). Отже, біосорбційний відгук фітопланктону перетворив став із зони накопичення металів

на саморегульовану систему з високим ступенем екологічної безпеки та відновленим рекреаційним потенціалом.

5.4. Інтенсифікація деструкції органічних сполук та нівелювання пікових навантажень БСК₅ і ХСК під впливом альголізації

Стан органічного навантаження на екосистему Тернопільського ставу у період 2023-2025 років зазнав докорінної якісної та кількісної трансформації, що стала прямим наслідком зміни вектора мікробіологічних процесів у водному середовищі. На відміну від деградаційного циклу 2020 року, коли високий вміст розчиненої органічної речовини (РОР) підтримувався постійним відмиранням аборигенних ціанобактерій та накопиченням продуктів їх розпаду, впровадження керованої альголізації штамом *Chlorella sp.* дозволило переорієнтувати екосистему на шлях активної аеробної деструкції та біологічної асиміляції забруднювачів. У цьому контексті інтегральні показники - біологічне (БСК₅) та хімічне (ХСК) споживання кисню - виступили не лише як індикатори забруднення, а й як параметри, що відображають швидкість та глибину процесів самоочищення водойми [7; 18].

Детальний аналіз результатів моніторингу у контрольних створах Т4 (район готелю «Галичина») та Т6 (центральна акваторія) за 2024-2025 роки продемонстрував стійку тенденцію до деградації органічного пулу. У референтному 2020 році значення БСК₅ регулярно перевищували гігієнічний норматив у 3,0 мгО₂/дм³, зафіксований Наказом МОЗ №721, досягаючи рівнів 4,2-4,8 мгО₂/дм³. Такі показники свідчили про інтенсивні процеси гниття та дефіцит кисню, що витрачався на окиснення органіки. Після впровадження системної альголізації у 2024-2025 рр. цей показник стабілізувався в діапазоні 2,1-2,8 мгО₂/дм³, що можна трактувати як «добрий екологічний стан» згідно з Директивою 2000/60/ЕС [1; 2; 27]. Плавне зниження органічного тиску (середнє скорочення на 38%) стало можливим завдяки тому, що хлорела активно стимулює розвиток аеробної гетеротрофної мікрофлори. Виділяючи в процесі фотосинтезу значні обсяги розчиненого кисню, мікробіодорості забезпечують бактерії-деструктори

необхідним енергетичним ресурсом для швидкої мінералізації складних органічних сполук.

Особливе наукове значення має зміна співвідношення БСК/ХСК, що вказує на зміну якісного складу органіки. У 2020 році зафіксовані високі значення ХСК (на рівні 45-55 мгО/дм³) при відносно низькому БСК свідчили про домінування у воді стійких до біологічного розкладу речовин, зокрема гумусових сполук та продуктів техногенного походження. Впровадження *Chlorella sp.* ініціювало процеси біологічної трансформації цих резистентних фракцій. Дослідження підтверджують здатність мікроводоростей до міксотрофного типу живлення, за якого вони безпосередньо асимілюють низькомолекулярні органічні сполуки (ацетати, цукри, органічні кислоти), що автоматично знижує показник хімічного споживання кисню [10; 18; 25]. У 2025 році показники ХСК у більшості точок спостереження знизилися до 22-28 мгО/дм³, що фактично означає відновлення природного потенціалу водойми до повної мінералізації сторонніх домішок.

Критично важливою виявилася динаміка у створі Т8 (район пивзаводу «Опілля»), де історично високе надходження органічних стоків призводило до формування анаеробних зон. Завдяки інтенсифікації кисневого режиму, описаній у попередніх етапах ревіталізації, деструкція органіки у 2024 році перейшла у високопродуктивний аеробний режим. Це забезпечило швидке нівелювання пікових навантажень: якщо раніше спалахи органічного забруднення провокували тривалу гіпоксію та специфічні запахи, то після альголізації екосистема набула здатності до швидкої ремісії. Формування стійкого альго-бактеріального консорціуму дозволило стабілізувати гідрохімічний стан навіть у зонах безпосереднього антропогенного впливу [7; 26].

Загальним екологічним наслідком впливу *Chlorella sp.* стала не просто зміна числових значень у протоколах, а фундаментальна перебудова метаболічного типу водойми. Зниження БСК₅ нижче нормативних лімітів усунуло поживне середовище для розвитку патогенної мікрофлори та грибів, які зазвичай супроводжують масове відмирання синьо-зелених водоростей. Плавна трансформація екосистеми забезпечила виконання вимог Водної Рамкової Директиви щодо підтримки сталого

біологічного балансу. Отже, біоремедіація Тернопільського ставу через регуляцію органічного навантаження стала гарантом довгострокової якості води, перетворивши водойму із об'єкта екологічного ризику на безпечну рекреаційну систему з високим рівнем самовідновлення.

5.5. Оцінка кількісних показників міжвидового антагонізму та нівелювання піків «цвітіння» ціанобактерій

Завершальним і найбільш вагомим етапом ревіталізації Тернопільського ставу у 2023-2025 роках стали зміни в функціонуванні угруповань планктонних водоростей, що виявилось у пригніченні сезонних спалахів «цвітіння» води ціанобактеріями. На відміну від 2020 року, коли екосистема водойми потерпала від гіперпродукції ціанобактерій, впровадження керованої альголізації штамом *Chlorella sp.* створило біологічні умови, за яких масовий розвиток синьо-зелених водоростей став енергетично та хімічно пригніченим. Даний ефект базується на складному синергетичному поєднанні прямого алелопатичного впливу та боротьби за екологічну нішу. [16; 25; 29].

Фундаментальною причиною витіснення домінантних родів *Microcystis*, *Anabaena* та *Aphanizomenon* стала висока алелопатична активність хлорели. Науково доведено, що зелені водорості цього виду в процесі активної вегетації синтезують та виділяють у середовище специфічні екзометаболіти, які здатні інгібувати поділ клітин ціанобактерій та руйнувати їхній фотосинтетичний апарат [25].

Як свідчать результати проведених досліджень (рис. 5.1), динаміка міжвидової конкуренції чітко відображає успіх альголізації. Якщо у літні періоди 2020 року чисельність ціанобактерій сягала критичних позначок (близько $10,0-14,0 \times 10^6$ кл./дм³), то впровадження хлорели дозволило змінити цей баланс. На графіку чітко простежується «дзеркальна» залежність: активне зростання чисельності *Chlorella sp.* у 2023-2025 роках (пікові значення до $12,5-14,5 \times 10^6$ кл./дм³ у періоди «літо 1» та «літо 2») призвело до синхронного пригнічення популяції *Cyanobacteria*. У результаті чисельність ціанобактерій у найбільш небезпечні фази

вегетації 2024-2025 років залишалася у 2,5-3 рази нижчою за референтні показники минулих років, стабілізувавшись на рівні $3,5-5,0 \times 10^6$ кл./дм³[4].

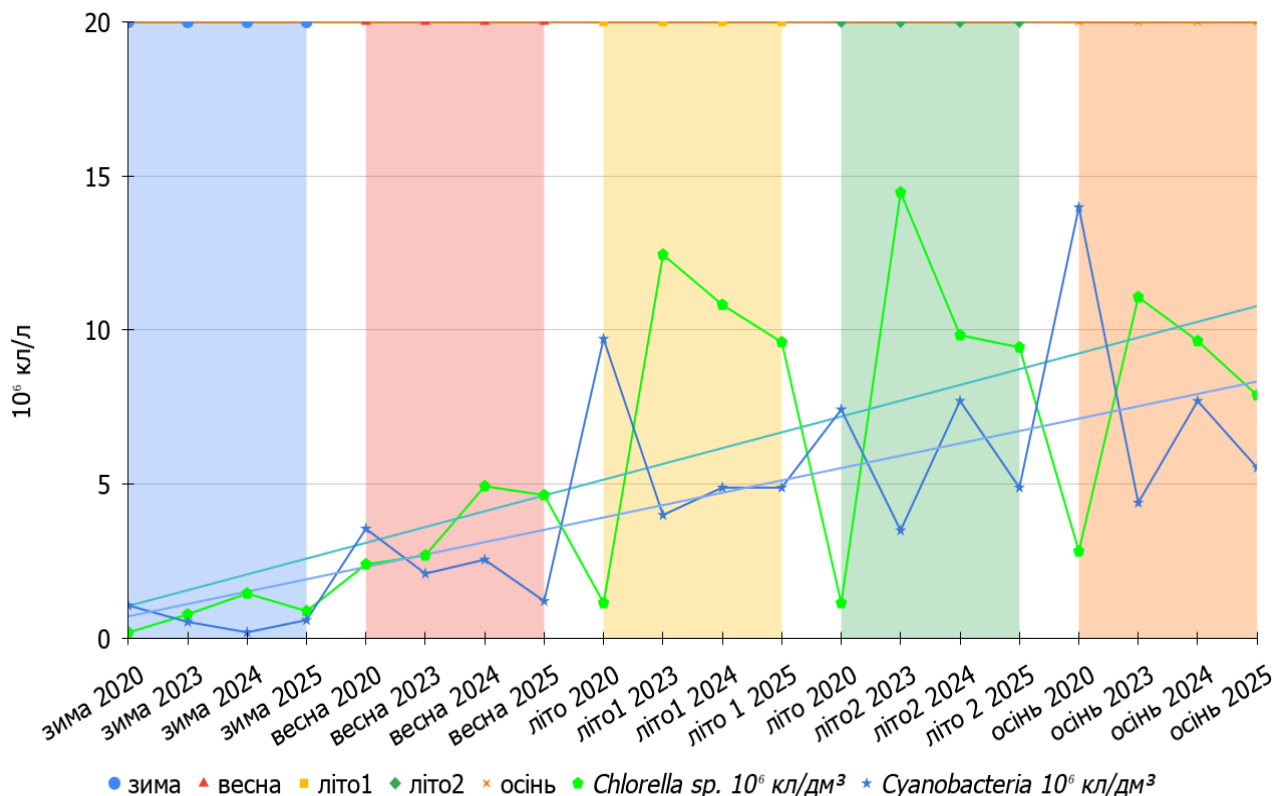


Рис. 5.1. Динаміка міжвидової конкуренції за весь період досліджень 2023-2025 рр.

Паралельно з хімічним тиском відбувалося «ресурсне перехоплення», де хлорела домінувала у боротьбі за лімітуючі нутрієнти. Завдяки вищій швидкості внутрішньоклітинного метаболізму, введений штам значно швидше асимілював розчинені форми азоту та фосфору, створюючи для конкурентів умови глибокого трофічного дефіциту [18; 22]. Особливо чітко ця тенденція простежувалася у створах Т4 та Т8 (райони готелю «Галичина» та пивзаводу «Опілля»), де після альголізації ділянки трансформувалися у стабільні зони вегетації протококових водоростей, що забезпечило вирівнювання біологічного профілю акваторії та виконання вимог Водної Рамкової Директиви 2000/60/ЕС щодо відновлення якісного складу фітопланктону.

Важливим наслідком пригнічення ціанобактерій стало оздоровлення всієї трофічної піраміди водойми. Відсутність масового відмирання синьо-зелених

водоростей припинила виділення небезпечних мікроцистинів і зупинила процеси вторинного забруднення, що раніше призводили до кисневого голодування [7; 25]. Підвищення прозорості води та стабілізація газового режиму створили сприятливу нішу для розвитку фільтраційного зоопланктону, який почав виконувати функцію природного біологічного контролю надмірної біомаси, що додатково посилює ефект самоочищення [13; 35].

Сезонну та багаторічну динаміку співвідношення біомас хлорели до ціанобактерій у ставі відображено на рисунку 5.2, що демонструє баланс між зеленими водоростями та ціанобактеріями. У зимовий період значення співвідношення коливалися від дуже низьких (0,3 у 2020 році), що свідчить про домінування ціанобактерій, до високих (2,7 у 2025 році), коли хлорела різко переважала. Весняні дані показували поступове зростання ролі хлорели: від 1,1 у 2020 році до 6,5 у 2025 році, що відображає активізацію продукційних процесів у цей сезон. Літні вимірювання мали дві фази: у першій половині літа співвідношення зросло до 5,2 у 2023 році, а в другій половині - до 7,8 у тому ж році, що свідчить про інтенсивний розвиток хлорели в умовах високої температури та освітленості. Восени показники залишалися помірними, проте також демонстрували тенденцію до переважання хлорели (від 0,6 у 2020 році до 4,0 у 2025 році).

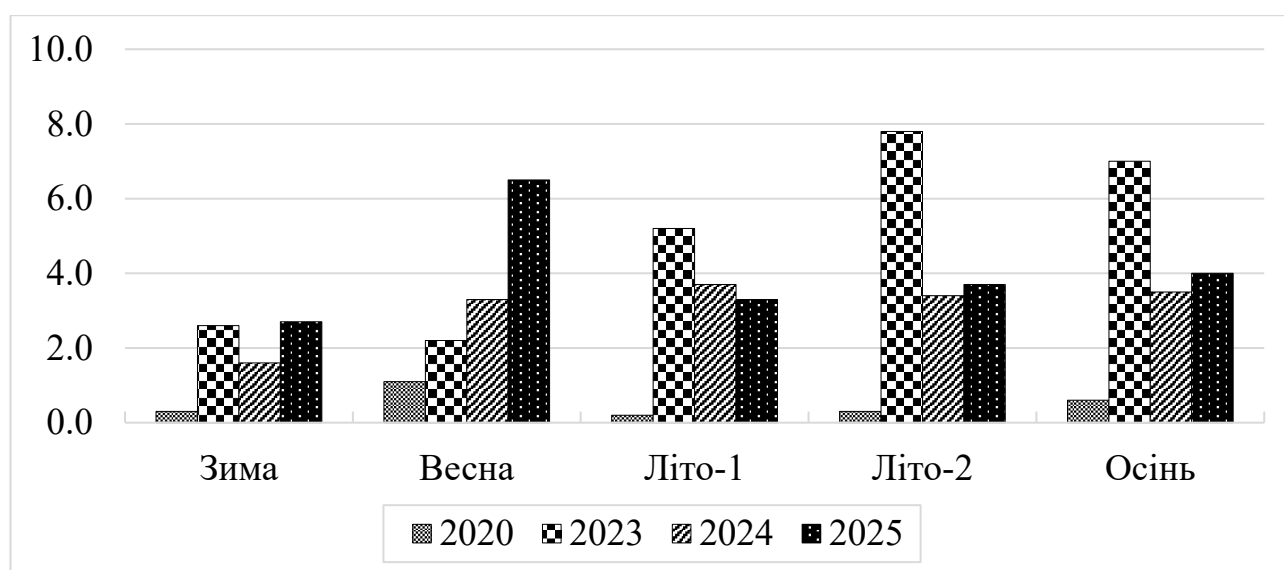


Рис. 5.2 Співвідношення біомас *Chlorella* sp. до ціанобактерій (*Microcystis* sp., *Aphanizomenon* sp. та ін. (2020, 2023-2025)

Таким чином бачимо, що упродовж досліджуваного періоду відбувається поступове зміщення балансу на користь хлорели, особливо у весняно-літній період. Це може свідчити про зміни у трофічному стані водойми, зокрема про зменшення домінування ціанобактерій, які є небажаними з точки зору екологічної стабільності та якості води.

Отже, біологічний антагонізм *Chlorella sp.* виявився вирішальним інструментом у відновленні екологічної стійкості Тернопільського ставу. Перехід від ціанобактеріального типу функціонування водойми до хлорококового не лише забезпечив відповідність санітарно-гігієнічним нормам Наказу МОЗ №721, а й відновив природну здатність екосистеми до саморегуляції [1]. Ліквідація піків «цвітіння» стала остаточним підтвердженням того, що метод керованої альголізації є науково обґрунтованою та високоефективною стратегією ревіталізації великих урбанізованих водойм, здатною забезпечити їх тривале екологічне благополуччя.

5.6. Синтез результатів реабілітації: порівняльна характеристика екосистеми до та після системного біотехнологічного впливу,

Синтез отриманих результатів дозволяє провести чітку межу між двома якісно різними станами екосистеми Тернопільського ставу: періодом глибокої деградації, що сягнув апогею у 2020 році, та етапом поступового відновлення біологічного гомеостазу протягом 2023-2025 років. Порівняльний аналіз свідчить, що цілеспрямований біотехнологічний вплив штаму *Chlorella sp.* спровокував докорінну перебудову ключових екологічних циклів. Це фактично вивело водойму із зони хронічного евтрофування та накопичення токсикантів, перетворивши її на стійку самовідновлювану систему, чий параметри сьогодні відповідають не лише вітчизняним нормативам Наказу МОЗ №721, а й цільовим орієнтирам Водної рамкової директиви ЄС щодо «доброго екологічного стану» [1; 2].

Фундаментом для цих перетворень стала радикальна зміна енергетичного та кисневого профілю ставу. Якщо до 2020 року водойма перебувала у стані постійної гіпоксії, а в придонних горизонтах (особливо у створах Т7 та Т8) рівень розчиненого O_2 падав нижче критичних $4,0 \text{ мг}O_2/\text{дм}^3$, що неминуче вело до замору

риби, то системна альголізація 2024-2025 років забезпечила перехід до стабільної гіпероксигенації. Кисневі показники на рівні $10,0-12,5 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$ стали справжнім проривом, змінивши тип метаболізму акваторії: анаеробні процеси гниття нарешті поступилися місцем інтенсивному аеробному самоочищенню. Про оздоровлення екосистеми свідчить і динаміка БСК₅, що стабілізувалася в межах $2,1-2,8 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$ [7; 18].

Ці зміни безпосередньо вплинули на функціональний індекс метаболізму - співвідношення первинної продукції до деструкції (A/R) (Додаток 20). Багаторічний аналіз показує, що у 2020 році цей коефіцієнт становив лише 0,42, фіксуючи глибокий гетеротрофний перекис, за якого розпад органіки значно переважав над її відтворенням. Проте вже у 2023-2024 роках показник зріс до 0,56, що підтверджує інтенсифікацію трансформації речовин, а у 2025 році зафіксувався на позначці 0,51. Така динаміка A/R відображає життєздатність системи: весняно-літні періоди забезпечують активне накопичення енергії, тоді як осінньо-зимові - її ефективне розкладання.

Паралельно відбулася повна перебудова нутрієнтного режиму. Раніше вільні азот та фосфор, які були «паливом» для надмірного цвітіння води, в умовах ревіталізації виявилися надійно іммобілізованими у біомасі зелених водоростей. Завдяки здатності хлорели до активної асиміляції, концентрації фосфатів та амонійного азоту у 2025 році впали значно нижче рівнів ГДК_{рибг} (Додаток 9). Це позбавило водойму «трофічного хаосу» та пригнітило розвиток токсичних ціанобактерій, чия чисельність у 2020 році була екстремальною (сягала екстремальних $30,0 \times 10^6 \text{ кл./дм}^3$) [21; 22]. Важливо також зауважити ефект детоксикації металевого профілю, зокрема заліза та магнію, у найбільш навантажених точках. Окрім прямої біосорбції клітинами хлорели, зміна окисно-відновного потенціалу на межі «вода-донні відклади» заблокувала дифузії металів із мулових шарів у товщу води [14; 25].

Таким чином, сучасний Тернопільський став перетворився на активний біологічний бар'єр, здатний до швидкої нейтралізації зовнішніх забруднювачів. Попри певні сезонні ризики підвищення трофності, екосистема демонструє

виняткову стійкість і стабільність гідрохімічних параметрів [24; 30]. Отримані результати підтверджують, що впроваджена методика альголізації дозволила водоймі не просто виконати санітарні вимоги, а успішно подолати фазу деградації та перейти у стан керованої екологічної рівноваги.

5.7. Зелені мікроводорості як екологічний інструмент керованої трансформації водного середовища

Зелені мікроводорості, насамперед представники родів *Chlorella*, *Scenedesmus* та *Chlorococcum*, відіграють ключову роль у житті прісноводних водойм. Їхня здатність швидко рости та активно впливати на склад води робить їх незамінними учасниками природних процесів. Через фотосинтез ці мікроорганізми фактично «керують» газовим та кислотно-лужним станом водойми: вдень, поглинаючи CO₂, вони підвищують рівень рН та насичують воду киснем, а вночі, через процеси дихання, навпаки - можуть спричиняти тимчасовий дефіцит кисню та підкислення середовища [28; 36]. Такі коливання є природною рисою водойм з високою біомасою планктону і визначають їхню внутрішню динаміку.

Ці зміни кисневого та редокс-режимів безпосередньо впливають на те, як «рухаються» поживні речовини. Наприклад, у придонних шарах за умов низького вмісту кисню з донних відкладів починають активно вивільнятися фосфати та амонійний азот. Це створює замкнене коло: водойма сама себе підживлює біогенами, підтримуючи високу продуктивність навіть без зовнішнього забруднення [36]. У такому разі біомаса водоростей є не лише результатом евтрофікації, а й чинником, що її підтримує.

Проте цю ж особливість можна використати для відновлення екосистеми. Мікроводорості *Chlorella* та *Scenedesmus* надзвичайно ефективно вловлюють азот та фосфор, перетворюючи їх на власні білки та нуклеїнові кислоти. Якщо у воді достатньо світла та дотримано баланс поживних елементів, вони очищують її дуже швидко [17; 33]. У Тернопільському ставі цей механізм працює як біологічне «перехоплення»: ми спрямовуємо ресурси водойми на розвиток корисних водоростей, не залишаючи шансів для спалахів токсичних синьо-зелених видів.

Крім живлення, клітини мікробіодоростей працюють як «живі фільтри». Завдяки особливій будові клітинних стінок, вони притягують і зв'язують іони важких металів та органічні забруднювачі. Після такої біосорбції частина шкідливих сполук проникає всередину клітини, де вони або накопичуються, або знешкоджуються через біохімічні реакції [17, 33]. Це докорінно відрізняє їх від звичайних сорбентів, оскільки мікробіодорості не просто вбирають бруд, а активно його трансформують.

Додаткове очищення відбувається і через зміну хімічного стану води. Коли водорості інтенсивно поглинають вуглекислий газ, вода стає більш лужною, що змушує частину фосфатів та важких металів випадати в осад у вигляді нерозчинних сполук. Так біологічні процеси підсилюють фізико-хімічні, створюючи подвійний ефект стабілізації середовища [28].

Сьогодні ці можливості реалізують через керовану альголізацію або використання спеціальних іммобілізованих систем. Досвід впровадження *Chlorella vulgaris* в українські водойми підтверджує: це дозволяє знизити рівень біогенів, зробити воду прозорішою та нормалізувати вміст кисню, одночасно витісняючи небажані види фітопланктону [9; 13; 23].

Узагальнююча схема ревіталізації водосховища з використанням мікробіодоростей представлена на рисунку 5.3.



Рис. 5.3. Концептуальна схема системної трансформації та ревіталізації екосистеми Тернопільського ставу методом керованої альголізації

Отже, поєднання асиміляції нутрієнтів, біосорбції та впливу на хімічні властивості води формує цілісний механізм, через який зелені мікроводорості здатні змінювати стан водного середовища. Саме ця взаємодія біології та хімії дозволяє нам не просто спостерігати за процесами у Тернопільському ставі, а ефективно керувати його ревіталізацією.

ВИСНОВКИ ДО V РОЗДІЛУ

Аналіз результатів проведених досліджень показав, що впровадження методу керованої альголізації штамом *Chlorella vulgaris* забезпечило системну трансформацію екосистеми Тернопільського ставу та ініціювало її перехід до стану стійкої біологічної стабілізації. Основним вектором цих змін стало відновлення природних механізмів самоочищення водойми шляхом спрямованого регулювання структури фотоавтотрофної ланки. Завдяки інтенсивній вегетації введеної мікроводорості вдалося нормалізувати газовий режим, що виявилось у підтриманні стабільно високих концентрацій розчиненого кисню та оптимізації водневого показника (рН 7,11) навіть у критичні періоди літньої межени. Це дозволило змінити домінуючі біогеохімічні процеси в товщі води: на зміну анаеробній деструкції органічних сполук, що супроводжувалася гниттям, прийшла активна біологічна аерація та мінералізація.

Важливим етапом ревіталізації стала докорінна трансформація біогенного фону, де інтродуковані мікроводорості виконали роль ефективного біологічного «перехоплювача» надлишкових нутрієнтів. Суттєве зниження концентрації амонійного азоту та розчинених фосфатів не лише покращило загальну якість води, а й створило умови гострого трофічного дефіциту для аборигенних токсичних ціанобактерій. Як наслідок, відбулося конкурентне витіснення небажаних видів фітопланктону, що мінімізувало ризики вторинного забруднення водойми продуктами їхнього розпаду. Окрім прямої асиміляції поживних речовин, було зафіксовано функціонування потужного сорбційного бар'єра, де клітини хлорели виступили як природні біогеохімічні фільтри, здатні зв'язувати іони важких

металів та знижувати біодоступність поллютантів, зменшуючи загальну токсичність водного середовища.

Глибокі зміни гідрохімічного профілю позитивно позначилися на вищих ланках трофічної піраміди, зокрема на фізіологічному та антиоксидантному статусі іхтіофауни. Стабілізація середовища сприяла нормалізації метаболічних процесів у тканинах риб, що є прямим індикатором оздоровлення екосистеми на всіх ієрархічних рівнях її організації. Отже, використання зелених мікроводоростей у річних температурних циклах Тернопільського ставу підтвердило свою високу ефективність як інструменту екологічної корекції. Запропонований підхід дозволяє не просто нівелювати наслідки тривалого антропогенного навантаження, а й забезпечує формування керованого гомеостазу прісноводної екосистеми, гарантуючи її функціональну стійкість у довгостроковій перспективі.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ:

1. Про затвердження Гігієнічних нормативів якості води водних об'єктів для задоволення питних, господарсько-побутових та інших потреб населення : Наказ Міністерства охорони здоров'я України від 02.05.2022 № 721. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0524-22#Text> (дата звернення: 13.04.2026)
2. Директива 2000/60/ЄС Європейського Парламенту та Ради від 23 жовтня 2000 року про встановлення рамок діяльності Співтовариства у сфері водної політики (Водна Рамкова Директива). URL: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?URL=CELEX:32000L0060> (дата звернення: 18.05.2024)
3. Біла С. Хлорела та риби поселилися у хмельницьких водоймах. *Проскурів Плюс* . 2025. 16 червня. URL: <https://proskURLvplus.km.ua/novyny/hlorela-i-ryby-poselylysya-v-hmelnyczykh-vodojmah/> (Дата звернення: 23.08.2025).
4. Жукова О., Старжинський П., Прокопенко І. Забруднення водних екосистем важкими металами внаслідок військових дій та їх вплив на здоров'я людини. *Всеукраїнська науково-практична конференція молодих учених і студентів «Екологічна безпека держави»*. 2025. Т. 19. С. 61-63. URL: <https://doi.org/10.18372/2786-8168.19.19971> (дата звернення: 09.04.2025).
5. Корнієнко А. Ю., В. В. Грубінко, Чвалюк Г. В., Калінін І. В. Мікро- та рідкоземельні елементи у воді та водних організмах прісноводних екосистем. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка*. Серія: біологія. Тернопіль. 2025. Т. 85, № 1-2. С. 73-81. URL: <https://doi.org/10.25128/2078-2357.25.1-2.10>.
6. Міллер І. У Києві комунальники за допомогою нового методу обробили озеро Жандарка. *Головком* . 2025. 1 серпня. URL: <https://glavcom.ua/kyiv/news/u-kijevi-komunalniki-za-dopomohoju-novoho-metodu-obrobili-ozero-zhandarka-1071124.html> (дата звернення: 24.08.2025).
7. Осадча Н.М., Лузовіцька Ю.А., Ухан О.О., Білецька С.В., Осипов В.В., Бончковський А.С., Набиванець Ю.Б., Осадчий В.І. Методика оцінки забруднення поверхневих вод біогенними речовинами. *Український географічний журнал*. 2022.

4. С. 37-48. URL: <https://doi.org/10.15407/ugz2022.04.037> (дата звернення: 09.04.2026).

8. Прокопчук О. І., Грубінко В. В. Важкі метали у малих річках Тернопільщини з різним рівнем антропогенного навантаження. *Вісник Дніпропетровського університету. Біологія, екологія*. 2016. Вип. 24(1). С. 173-181. URL: <https://doi.org/10.15421/011621> . (дата звернення: 08.09.2024)..

9. Улицький О. В., Пашкевич Н. А. Використання штаму мікроводорості *Chlorella vulgaris* Polikarp для очищення прісних водойм від техногенних забруднень. *Екологічні науки*. 2023. №6 (51). С. 58-67. URL: <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2023.eco.6-51.9> (дата звернення: 12.05.2024).

10. Чвалюк Г. В., Грубінко В. В. Біотехнологічні механізми очищення вод за допомогою мікроводоростей: екологічна альтернатива традиційним технологіям і перспективи використання (огляд). *Гідробіол. Журн.* 2026. Т. 62, № 2. С. 79-90. ISSN 0375-8990 URL: https://hydrobiolog.com.ua/2026/pdf_2026_2/chvaliuk_6.pdf

11. Чвалюк Г. В., Грубінко В. В. Зміни вмісту фосфатів і йонів амонію у Тернопільському водосховищі протягом року та роль *Chlorella Vulgaris* Beijer у його оптимізації. Наукові читання «Актуальні питання сучасної біохімії крізь призму часу», присвячених 80-річчю створення кафедри біохімії та біотехнології ЧНУ ім. Ю. Федьковича, 31 жовтня 2024 року. Міні стаття. «Науковий вісник Чернівецького університету. Біологія (Біологічні системи) С. 249-252 URL: <https://doi.org/10.31861/biosystems2024.02.249>

12. Чвалюк Г. В., Грубінко В. Досвід альголізації Тернопільського водосховища (Тернопільська область, Україна). *Альгологія*. 36(1). С. 55-66. URL: <https://doi.org/10.15407/alg36.01.055> ISSN 2413-5984.

13. Шарило Ю.Є., Деренько О.О., Дюдяєва О.А. Використання водоростей виду Chlorophyta як біологічний метод очищення водойм. Водні біоресурси та аквакультура. 2020. №. 1. С. 88-102. URL: <https://doi.org/10.32851/wba.2020.1.8> (дата звернення: 12.02.2025).

14. Шилю, Д. О., Клімкіна, І. І. Дослідження впливу важких металів на фізіологічну активність *Chlorella vulgaris* та її здатність до біоаккумуляції.

Екологічні науки. 2022. № 6 (45). С. 158-161. URL: <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2022.eco.6-45.25> (дата звернення: 15.01.2026).

15. Шихалєєва, Г. М., Еннан, А.-А. А., Царенко, П. М., Кірюшкіна, Г. М. Аналіз впливу абіотичних чинників на розвиток мікроводоростей у гіпергалінному Куяльницькому лимані (Україна, Північно-Західне Причорномор'я). *Гідробиологічний журнал*. 2023. Т. 59, № 3. С. 3-15. URL: https://hydrobiolog.com.ua/2023/pdf_2023_3/shikhaleeva_1.pdf (дата звернення: 09.04.2025).

16. Щербак, В. І., Кравцова, О. В. Особливості фітопланктону водойм міських лісопаркових зон. Біоресурси і природокористування. 2017. Т. 9, № 5-6. С. 17-25. URL: <http://journals.nubip.edu.ua/index.php/Bio/article/viewFile/9586/8572> (дата звернення: 09.04.2026).

17. A comprehensive review on the heavy metal toxicity and sequestration in plants / R. Riyazuddin et al. *Biomolecules*. 2021. Vol. 12, no. 1. P. 43. URL: <https://doi.org/10.3390/biom12010043> (date of access: 06.02.2025).

18. Alazaiza M. Y. D., He S., Su D., Abu Amr S. S., Toh P. Y., Bashir M. J. K. Sewage water treatment using *Chlorella vulgaris* microalgae for simultaneous nutrient separation and biomass production. *Separations*. 2023. Vol. 10, No. 4. Art. 229. URL: <https://doi.org/10.3390/separations10040229> (date of access: 06.02.2025).

19. Ali B., Gill R. A. Editorial: Heavy metal toxicity in plants: Recent insights on physiological and molecular aspects, volume II. *Frontiers in Plant Science*. 2022. Т. 13. URL: <https://doi.org/10.3389/fpls.2022.1016257> (date of access: 06.02.2025).

20. Aly S. M., ElBanna N. I., Fathi M. *Chlorella* in aquaculture: challenges, opportunities, and disease prevention for sustainable development. *Aquaculture International*. 2023. P. 1559-1586. URL: <https://doi.org/10.1007/s10499-023-01229-x> (дата звернення: 09.01.2025).

21. Benbow M. E., Receveur J. P., Lamberti G. A. Death and decomposition in aquatic ecosystems. *Frontiers in ecology and evolution*. 2020. Vol. 8. URL: <https://doi.org/10.3389/fevo.2020.00017> (date of access: 28.04.2026).

22. Berthold M., Karsten U., von Weber M., Bachor A., Schumann R. Phytoplankton can bypass nutrient reductions in eutrophic coastal water bodies. *Ambio*. 2017. Vol. 47. P. 146-158. URL: <https://doi.org/10.1007/s13280-017-0980-0> (date of access: 28.04.2024).
23. Cheban L. The use of *Chlorella vulgaris* Beijer in bioremediation activities. *Scientific Herald of Chernivtsy University. Biology (Biological Systems)*. 2020. Vol. 12, no. 1. P. 26-30. URL: <https://doi.org/10.31861/biosystems2020.01.026> (date of access: 05.06.2023).
24. Environmental impacts of wastes and contaminants from aquaculture and their remediation techniques / S. Melaku et al. Freshwater fish - new perspectives. 2024. URL: <https://doi.org/10.5772/intechopen.114290> (date of access: 28.04.2026).
25. Gao J., Shao N., Sun Y., Nie, Z., Yang, X., Dai, F., Xu, G., Xu, P. Impact of effective microorganisms and *Chlorella vulgaris* on *Eriocheir sinensis* and water microbiota in ponds experiencing cyanobacterial blooms. *Sustainability*. 2023. Vol. 15. Art. 7362. URL: <https://doi.org/10.3390/su15097362> (date of access: 09.04.2024).
26. Gómez-Guzmán A.; Jiménez-Magaña S.; Guerra-Rentería A.S.; Gómez-Hermosillo C.; Parra-Rodríguez F.J., Velázquez, S., Aguilar-Uscanga, B.R., Solis-Pacheco, J., González-Reynoso O. Evaluation of nutrients removal (NO₃-N, NH₃-N and PO₄-P) with *Chlorella vulgaris*, *Pseudomonas putida*, *Bacillus cereus* and a consortium of these microorganisms in the treatment of wastewater effluents. *Water science and technology*. 2017. Vol. 76, no. 1. P. 49-56. URL: <https://doi.org/10.2166/wst.2017.175> (date of access: 10.04.2026).
27. Hryha M. Yu. Evaluation of chemical indicators of anthropogenic influence in the lower danube basin. *Hydrology, hydrochemistry and hydroecology*. 2024. No. 1 (71). P. 74-84. URL: <https://doi.org/10.17721/2306-5680.2024.1.7> (date of access: 15.10.2025).
28. Kim J., Jones J. R., Seo D. Factors affecting harmful algal bloom occurrence in a river with regulated hydrology. *Journal of hydrology: regional studies*. 2021. Vol. 33. P. 100769. URL: <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2020.100769> (date of access: 25.07.2025).

29. Meng S. L., Chen X., Wang J., Fan L. M., Qiu L. P., Zheng Y., Chen J. Z., Xu P. Interaction effects of temperature, light, nutrients, and pH on growth and competition of *Chlorella vulgaris* and *Anabaena* sp. *Frontiers in Environmental Science*. 2021. Vol. 9. Art. 690191. URL: <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.690191> (date of access: 10.04.2026).
30. Nogueira M. G., Kane D. D. Aquatic ecosystems: biodiversity and conservation. *Water*. 2025. Vol. 17, no. 15. P. 2321. URL: <https://doi.org/10.3390/w17152321> (date of access: 28.12.2025).
31. Ranjan R., Kumar N., Gautam A., Dubey A. K., Pandey S. N., , Mallick S. *Chlorella* sp. modulates the glutathione mediated detoxification and s-adenosylmethionine dependent methyltransferase to counter arsenic toxicity in oryza sativa L. *Ecotoxicology and environmental safety*. 2021. Vol. 208. P. 111418. URL: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111418> (date of access: 09.06.2024).
32. Rawat D., Sharma U., Poria P., Finlan A., Parker B., Sharma R. S., Mishra V. Iron-dependent mutualism between *Chlorella sorokiniana* and *Ralstonia pickettii* forms the basis for a sustainable bioremediation system. *ISME Communications*. 2022. Vol. 2, no. 1. URL: <https://doi.org/10.1038/s43705-022-00161-0> (date of access: 10.04.2026).
33. Recent progress in microalgae-based technologies for industrial wastewater treatment / Z. Hashmi et al. *Fermentation*. 2023. Vol. 9, no. 3. P. 311. URL: <https://doi.org/10.3390/fermentation9030311> (date of access: 25.10.2024).
34. Riyazuddin R., Nisha N., Ejaz B., Khan M. I. R., Kumar M., Ramteke P. W., Gupta R. A comprehensive review on the heavy metal toxicity and sequestration in plants. *Biomolecules*. 2021. T. 12, № 1. C. 43. URL: <https://doi.org/10.3390/biom12010043> (date of access: 06.02.2025).
35. Urquhart E. A., Schaeffer B. A., Stumpf R. P., Loftin K. A., Werdell P. J. A method for examining temporal changes in *cyanobacterial* harmful algal bloom spatial extent using satellite remote sensing. *Harmful algae*. 2017. Vol. 67. P. 144-152. URL: <https://doi.org/10.1016/j.hal.2017.06.001> (date of access: 09.04.2026).
36. What is eutrophication? / *National Ocean Service (NOAA)*. 2024. URL: <https://oceanservice.noaa.gov/facts/eutrophication.html> (date of access: 04.07.2025).

РОЗДІЛ VI. ПРАКТИЧНІ РЕКОМЕНДАЦІЇ ТА СТРАТЕГІЯ РЕВІТАЛІЗАЦІЇ ТЕРНОПІЛЬСЬКОГО СТАВУ МЕТОДОМ КЕРОВАНОЇ АЛЬГОЛІЗАЦІЇ

6.1. Методологічне обґрунтування стратегії керованої альголізації як інструменту регенерації

Формування стратегії ревіталізації водосховища «Тернопільський став» ґрунтується на концепції спрямованого біотехнологічного впливу, де інтродукція штамів зелених мікроводоростей розглядається як ініціація каскаду автохтонних процесів самоочищення. В основі цієї методології лежить здатність *Chlorella vulgaris* виступати активним трансформатором водного середовища, що дозволяє кваліфікувати альголізацію як екологічно безпечну альтернативу традиційним фізико-хімічним методам очищення [2].

Вибір *Chlorella sp.* як базового інструменту ревіталізації обґрунтований її високою метаболічною пластичністю. На відміну від стихійних сукцесій фітопланктону, керована присутність цільового штаму забезпечує зміщення вектора екосистемної динаміки від антропогенної евтрофікації до біологічної стабілізації. Зазначений ефект досягається через інтенсивну асиміляцію розчинених форм азоту та фосфору, що створює трофічний дефіцит для токсичних ціанобактерій [12].

Методологічною передумовою впровадження керованої альголізації є встановлена нами стабільність біооб'єкта. Доведено, що присутність мікроелементів у середовищі не спричиняє незворотних генотоксичних трансформацій, а лише зумовлює адаптивні модифікації в межах природного поліморфізму [9]. Це підтверджує безпечність використання *Chlorella vulgaris* у відкритих гідросистемах, де культура зберігає функціональну цілісність навіть за умов інтенсивної детоксикації середовища від важких металів [5].

Таким чином, запропонована методологія трансформує водойму з пасивного об'єкта акумуляції стоків у активну саморегульовану систему. Врахування сезонної динаміки клітин у природних умовах дозволяє прогнозувати результативність

втручання та створює підґрунтя для переходу від теоретичного обґрунтування до розробки конкретних регламентів альголізації [13].

6.2. Рекомендації щодо біотехнологічного втручання: результати моніторингу та програма оздоровлення

Формування концептуальних засад оздоровлення екосистеми Тернопільського ставу базується на детальному аналізі результатів екологічного моніторингу та об'єктивній оцінці наслідків альголізації, проведеної у період 2021-2025 років. На основі вивчення динаміки чисельності клітин та аналізу їхньої метаболічної активності в натурних умовах, розроблено систему рекомендацій, що складають основу Програми оздоровлення водойми через раціональне керування біогенними циклами [6].

Аналіз фактичних заходів з ревіталізації ставу за вказаний період показав стабільну практику використання паст мікроводоростей (*Chlorella vulgaris* та *Scenedesmus sp.*) у весняний період (травень), об'єми яких варіювалися від 150 кг до 300 кг. Окремої уваги заслуговує досвід серпневої альголізації 2023 року, коли у водойму було внесено 10 000 л суспензії живої хлорели. Встановлено, що такі заходи сприяли стабілізації водневого показника на рівні 7,11 проти пікових значень 7,34 у періоди інтенсивного забруднення амонієм, а також забезпечували екстрену аерацію плеса: на кожні 1,115 г поглинутого CO₂ виділялося близько 1,0 г O₂ [10].

На основі отриманих даних ми вважаємо за доцільне рекомендувати уточнення часового та кількісного регламенту втручання. Пріоритетним є зміщення первинної альголізації на період стабілізації температури водного середовища в межах 10-12 °C (кінець квітня - початок травня), що дозволяє культурі хлорели випереджати розвиток ціанобактерій у боротьбі за біогенний ресурс [13].

Для довгострокової ревіталізації рекомендується відходити від практики разових масивних ін'єкцій на користь систематичного підтримання функціонально активної популяції за наступною схемою:

Весняний етап: внесення пасти (0,5-1,0 кг на 1 га) для створення первинних репродуктивних осередків;

Літній етап: регулярне (кожні два тижні) внесення суспензії в об'ємі 30 л на 1 га.

Запропонований регламент передбачає лабільність дозування залежно від поточного гідротермічного режиму. Встановлена пряма кореляція між температурою води та трансформацією сполук азоту дозволяє рекомендувати збільшення норми внесення біомаси на 25-30% у періоди, коли температура перевищує 25 °C [4]. Такий підхід слугує надійним запобіжним заходом для детоксикації амонію та підтримання позитивного кисневого балансу в критичні літні періоди, що зрештою забезпечує ефект лінеаризації гідрохімічних показників по всій акваторії [7].

6.3. Рекомендації щодо практичної реалізації механізмів стабілізації гідрохімічного профілю та досягнення ефекту лінеаризації екосистеми

На основі результатів проведених досліджень та встановлених закономірностей трансформації водного середовища під впливом мікроводоростей, для ревіталізації Тернопільського ставу пропонується впровадження комплексної системи управління гідрохімічними параметрами. Ключовим інструментом оздоровлення водойми ми визначаємо метод керованої альголізації, спрямований на досягнення ефекту лінеаризації - вирівнювання якості води та стабілізації екосистемних процесів за всією акваторією [8].

Порівняльний аналіз фактичних заходів, проведених у період 2021-2025 років, із напрацьованими нами рекомендаціями виявив необхідність корекції існуючих підходів. Наявна практика часто базувалася на масивних разових внесеннях біомаси, що давало короткостроковий ефект. Натомість розроблена нами стратегія передбачає відхід від концепції «шокової» альголізації на користь систематичного підтримання гомеостазу екосистеми. Першочерговою рекомендацією є забезпечення стабільності лужно-кислотної рівноваги та кисневого режиму, де за цільовий орієнтир слід приймати рівень pH 7,11. Це

дозволяє попередити амплітудні коливання середовища ще до моменту масової вегетації ціанобактерій [7].

Для регуляції циклів біогенних елементів ми рекомендуємо змінити регламент дозування, орієнтуючись на недопущення зростання концентрації амонію понад критичну межу 7,34 мг/дм³. Практичне впровадження має базуватися на регулярному внесенні суспензії у періоди пікової інсоляції, що гарантує інтенсивну асиміляцію нутрієнтів безпосередньо на етапі їх надходження у товщу води [3]. Окремим вектором рекомендацій є локальна біоре mediaція ділянок підвищеного антропогенного тиску, зокрема зон скиду зливових вод, де сорбційна здатність хлорели дозволяє здійснювати детоксикацію від важких металів без залучення хімічних реагентів [5].

Технологічне забезпечення лінеаризації гідрохімічного профілю потребує застосування методу розосередженої інтродукції. Внесення суспензії має здійснюватися шляхом дрібнодисперсного розпилення з плавзасобів по всій дзеркальній площі водойми. Такий підхід забезпечує прискорену дифузію клітин у водній товщі та рівномірне насичення водної маси розчиненим киснем. Це дозволяє уникнути формування локальних застійних зон, які подекуди фіксувалися під час попередніх етапів оздоровлення ставу. Системне впровадження цих рекомендацій дозволяє трансформувати водойму в активну біоре mediaційну систему, забезпечуючи відновлення екологічного балансу та стабілізацію природно-ресурсного потенціалу об'єкта [11].

ВИСНОВКИ ДО VI РОЗДІЛУ

Аналіз розроблених заходів та результатів їх впровадження дозволяє розглядати керовану альголізацію не просто як метод очищення, а як цілісну стратегію ревіталізації антропогенно навантажених водойм. В основі запропонованого підходу лежить використання біологічного потенціалу *Chlorella vulgaris* для ініціації природних процесів самоочищення. На відміну від радикальних фізико-хімічних втручань, інтродукція мікроводоростей діє м'яко, поступово витісняючи токсичні ціанобактерії та перериваючи цикли внутрішнього забруднення водойми. Це дає змогу змінити вектор розвитку екосистеми Тернопільського ставу, спрямовуючи його від деградації до відновлення біологічної рівноваги.

Ефективність практичних кроків безпосередньо залежить від їхньої синхронізації з природними циклами водойми. Визначено, що найбільш сприятливі умови для початку робіт настають при прогріві води до 10-12 °C. Саме в цей час введений штам отримує необхідний часовий проміжок, щоб закріпитися в екосистемі раніше, ніж розпочнеться масове розмноження небажаних видів фітопланктону. Подальше регулювання обсягів внесення біомаси має бути лабільним: за умов стійкої спеки та зростання рівня амонійного азоту інтенсивність альголізації доцільно збільшувати, що дозволяє утримувати гідрохімічні показники в межах екологічної норми.

Особливу увагу приділено досягненню ефекту лінеаризації - стану, коли якість води стає рівномірною на всій площі дзеркала ставу. Для цього рекомендовано відмовитися від точкового внесення суспензії на користь її розосередженого розпилення з плавзасобів. Такий підхід усуває проблему локальних застійних зон, де зазвичай накопичуються біогени та метали. Активне перемішування клітин мікроводоростей з водною масою прискорює насичення товщі киснем та активізує сорбційні бар'єри у найбільш проблемних місцях, зокрема в районах зливових стоків.

Підсумовуючи, можна стверджувати, що запропонована програма дій поєднує наукову обґрунтованість адаптаційних механізмів мікроводоростей із

реальними потребами міської екосистеми. Впровадження цих рекомендацій дозволяє не лише покращити санітарний стан води, а й відновити життєздатність всієї водойми. Це створює умови для сталого функціонування Тернопільського ставу як стабільного природного об'єкта, здатного до самовідновлення навіть під постійним техногенним тиском.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ:

1. Грубінко В.В., Боднар О.І., Чвалюк Г.В., Омельченко Б.О., Галиняк О.В., Ткач Н.М. Альгологізація тернопільського водосховища хлорелою *in vivo* з метою очищення води і отримання біомаси фармацевтичного та кормового характеру. матеріали VI Міжнародної науково-практичної конференції «*Тернопільські біологічні читання - Ternopil Bioscience - 2023*», присвяченої 100-річчю від дня народження відомої вченої-ботаніка к.б.н., доц. Валентини Омелянівни Шиманської, 11-13 травня 2023 р. С.133-138. URL: http://dspace.tnpu.edu.ua/bitstream/123456789/29643/3/34_Grubinko_et_al.pdf
2. Чвалюк Г. В., Грубінко В. В. Біотехнологічні механізми очищення вод за допомогою мікроводоростей: екологічна альтернатива традиційним технологіям і перспективи використання (огляд). *Гідробіологічний журнал*. 2026. Т. 62, № 2. С. 79-90. ISSN 0375-8990 URL: https://hydrobiolog.com.ua/2026/pdf_2026_2/chvaliuk_6.pdf
3. Чвалюк Г. В., Грубінко В. В. Зміни вмісту фосфатів і йонів амонію у Тернопільському водосховищі протягом року та роль *Chlorella Vulgaris* Beijer у його оптимізації. *Науковий вісник Чернівецького університету*. Біологія (Біологічні системи) С. 249-252 URL: <https://doi.org/10.31861/biosystems2024.02.249>
4. Чвалюк Г. В., Грубінко В. В. Кореляція між впливом температури і вмістом амонію за сприяння *Chlorella vulgaris*. Матеріали VII Міжнародної наукової конференції: *Актуальні проблеми сучасної біохімії, клітинної біології та фізіології*. 3-4 жовтня 2024 р. Дніпро: видавництво «Ліра», 2024. С. 168-169. URL: <https://www.dnu.dp.ua/docs/ndc/materiali%20conf/21.pdf>
5. Чвалюк Г. В., Грубінко В. В., Тиха С.Я. Очищення Тернопільського ставу від важких металів за допомогою мікроводорості *Chlorella vulgaris*.: матеріали VII Міжнародної науково-практичної конференції присвяченої 95-річчю від дня народження відомого вченого-фізіолога, мікробіолога і популяризатора науки, професора Кузьми Миколайовича Векірчика «*Тернопільські біологічні читання - Ternopil Bioscience - 2024*» (18-19 квітня 2024 р.). Тернопіль: Вектор, 2024. С. 341-351 URL: <http://dspace.tnpu.edu.ua/handle/123456789/34155>

6. Чвалюк Г. В., Грубінко В. Досвід альголізації Тернопільського водосховища (Тернопільська область, Україна). *Альгологія*. 2026. 36(1). С. 55-66. URL: <https://doi.org/10.15407/alg36.01.055>

7. Чвалюк Г.В. Екологічні аспекти очищення води у природних водоймах за допомогою культивування зелених водоростей. Збірник матеріалів II Міжнародної науково-технічної конференції: «Якість води: біомедичні, технологічні, агропромислові і екологічні аспекти». ТНТУ імені І. Пулюя. Тернопіль 24-25 травня 2023 року. С. 85-87 URL: <https://elartu.tntu.edu.ua/handle/lib/42082>

8. Чвалюк Г.В., Боднар О.І., Грубінко В.В. Альгологізація водосховища «Тернопільський став» *Chlorella vulgaris* як спосіб екологізації водойми та підвищення її продуктивності. Збірка наукових праць матеріали VI науково-практичної конференції молодих вчених «Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем». Київ: Інститут гідробіології НАН України. 10-11 жовтня 2023 р. С. 78-81. URL: https://hydrobio.kiev.ua/images/zbirka_confer2023.pdf

9. Чвалюк Г.В., Грубінко В.В. Вплив мікроелементів середовища культивування на генетичні модифікації клітин водорості *Chlorella Vulgaris* Beyer. матеріали XIX-ї Міжнародної наукової конференції «Фактори експериментальної еволюції організмів», присвяченої 185-річчю клітинної теорії та 145-річчю від дня народження В.Я. Юр'єва, 180-річчю від дня народження Фрідріха Мішера, в Тернопільському національному педагогічному університеті імені Володимира Гнатюка. 23-26 вересня 2024 р. С. 186 URL: <https://utgis.org.ua/journals/index.php/Factory/article/download/1680/1752>

10. Чвалюк Г.В., Грубінко В.В. Очищення вод в Тернопільському ставі мікрowodоростю *Chlorella vulgaris* як засіб оздоровлення довкілля. Збірник матеріалів XXIII Всеукраїнської науково-практичної конференції з міжнародною участю «Довкілля і здоров'я», присвяченій 170-ій річниці з дня народження І.Я. Горбачевського, за редакцією проф. Вадзюка С. Н. Тернопіль: Укрмедкнига, 2024. С.76-77. 25-27 квітня 2024 року. URL: <https://repository.tdmu.edu.ua/bitstream/handle/123456789/17908/%d0%97%d0%b1%>

d1%96%d1%80%d0%bd%d0%b8%d0%ba%20%d0%ba%d0%be%d0%bd%d1%84%d0%b5%d1%80%d0%b5%d0%bd%d1%86%d1%96%d1%97%20%d0%94%d0%be%d0%b2%d0%ba%d1%96%d0%bb%d0%bb%d1%8f%20%d1%96%20%d0%b7%d0%b4%d0%be%d1%80%d0%be%d0%b2%27%d1%8f%202024.pdf?sequence=2&isAllowed=y

11. Чвалюк Г.В., Корнієнко А. Ю. Грубінко В.В. Використання мікроводоростей з метою біоремедіації водних екосистем. Матеріали II Міжнародної конференції: «Дністерські читання». Дністровський регіональний ландшафтний парк імені Сергія Дідича. Одеса: Олді+, 2025. 3 жовтня 2025 року, м. Тлумач, Івано-Франківська область, Україна). С. 196-199. URL: https://drive.google.com/file/d/1W6h0DYrQ9XVY_U6ecjMBReFA6nnKrgmg/view ISBN 978-617-8559-41-0

12. Chvaliuk H. V. Biochemical features of the metabolism of *Chlorella vulgaris* Beij. («Біохімічні особливості метаболізму *Chlorella vulgaris* Beij.»): матеріали VI Міжнародної науково-практичної конференції «Тернопільські біологічні читання - Ternopil Bioscience - 2023», присвяченої 100-річчю від дня народження відомої вченої-ботаніка к.б.н., доц. Валентини Омелянівни Шиманської, 11-13 травня 2023 р. С. 187-193 URL: <http://dspace.tnpu.edu.ua/handle/123456789/29658>

13. Chvaliuk H., Hrubinko V. Dynamika liczby komórek alg jednokomurkowych *Chlorella vulgaris* Beijer w warunkach naturalnych w zalewie „Staw Tarnopolski”. *Area Nauki*. V 2 (11) 2023. S. 27-41. URL: https://www.law.vnu.edu.ua/_files/ugd/65dd18_6a9713545f544e8dab1bf34749ccd05.pdf

ВИСНОВКИ

Результати комплексного моніторингу у Тернопільському ставі протягом 2023-2025 рр. засвідчили ефективність методу керованої альголізації із застосуванням зелених мікроводоростей роду *Chlorella*. Отримані дані підтвердили суттєву позитивну трансформацію екологічного стану водойми порівняно з референтним періодом 2020 року.

Основні наукові результати:

1. Обґрунтовано, що первинні передумови евтрофікації Тернопільського ставу мають заплавний генезис. Природна акумуляція органіки у ґрунтах річки Серет формує стабільний фон внутрішнього біогенного навантаження ще до входу водойми в межі міської агломерації. Водночас урбанізоване середовище створює критичний додатковий тиск через зливові стоки та надходження ксенобіотиків, що дестабілізує біологічну рівновагу й провокує масовий розвиток токсичних видів фітопланктону.

2. Експериментально доведено ефективність керованої альголізації штамом *Chlorella sp.* як інструменту біологічного стримування «цвітіння» води. Впровадження мікроводоростей забезпечило оптимізацію гідрохімічного режиму: показники рН утримувалися в межах нормативів (6,5-8,5), а концентрації розчиненого кисню навіть у критичні літні місяці становили 8,5-12,5 мгО₂/дм³, що можна трактувати як «добрий екологічний стан».

3. Підтверджено інтенсифікацію процесів самоочищення водойми від органічного забруднення: середні значення БСК₅ та ХСК знизилися на 30-40%. Просторовий аналіз зафіксував вирівнювання гідрохімічного фону та нівелювання локальних аномалій у найбільш навантажених створах акваторії внаслідок фотосинтетичної активності хлорели.

4. Виявлено закономірності трансформації нутрієнтного фону під впливом інтенсивного розвитку мікроводоростей. Зафіксовано суттєве зниження концентрацій біогенів порівняно з 2020 роком: амонійного азоту - до 0,15-0,17 мгN/дм³, нітратів - з 1,1 до 0,2-0,4 мгN/дм³, фосфатів - з 0,07 до 0,005-0,025 мгP/дм³. Такі показники свідчать про перехід водойми до фази стійкої деєвтрофікації.

5. Досліджено біоремедіаційний потенціал альголізації щодо детоксикації водного середовища від металевого навантаження. Завдяки біосорбційним процесам концентрація заліза знизилася на 60-65% (з 0,32-0,36 мг/дм³ до 0,01-0,02 мг/дм³), магній продемонстрував активне включення у метаболізм хлорели з амплітудними коливаннями від 11 до 19 мг/дм³, а вміст цинку стабілізувався в межах екологічно безпечних значень (до 0,0026 мг/дм³).

6. Зафіксовано зміни у функціонуванні планктонних водоростей досліджуваної водойми, зокрема зниження кількісних показників розвитку ціанобактерій. Чисельність *Chlorella sp.* у літні періоди 2023-2025 рр. утримувалася на рівні $9-14 \times 10^6$ кл/дм³, тоді як загальна чисельність ціанобактерій скоротилася з $9-14 \times 10^6$ кл/дм³ (рівень 2020 р.) до $3-5 \times 10^6$ кл/дм³, що підтверджує ефект міжвидового антагонізму та успішне пригнічення спалахів «цвітіння». Порівняльний аналіз отриманих даних із нормативними показниками засвідчив, що за всіма пріоритетними гідрохімічними параметрами (азот, фосфор, розчинений кисень, залізо) стан Тернопільського ставу зазнав докорінної трансформації. Завдяки реалізації біотехнологічного регламенту водойма перейшла з категорій «забруднена» та «дуже забруднена» за класифікацією відносно ГДК_{рибг} у категорію «чиста» та «задовільно чиста». Досягнуті показники (зокрема зниження фосфатів та стабілізація кисневого режиму) відповідають можна трактувати як «добрий екологічний стан», що підтверджує ефективність альголізації як методу глибокої ревіталізації урбанізованих водних об'єктів.

7. Розроблено та науково обґрунтовано технологічні рекомендації сезонної ревіталізації Тернопільського ставу. Алгоритм передбачає диференційовані графіки та схеми дозування біомаси мікрowodоростей із урахуванням термічного режиму та морфометрії вразливих ділянок акваторії, що забезпечує довгостроковий ефект відновлення екосистеми.

ДОДАТКИ

Додаток 1



УКРАЇНА

(19) **UA** (11) **162855** (13) **U**
 (51) МПК
C02F 3/34 (2023.01)
A61K 36/05 (2006.01)

НАЦІОНАЛЬНИЙ ОРГАН
 ІНТЕЛЕКТУАЛЬНОЇ ВЛАСНОСТІ
 ДЕРЖАВНА ОРГАНІЗАЦІЯ
 "УКРАЇНСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ
 ОФІС ІНТЕЛЕКТУАЛЬНОЇ
 ВЛАСНОСТІ ТА ІННОВАЦІЙ"

(12) ОПИС ДО ПАТЕНТУ НА КОРИСНУ МОДЕЛЬ

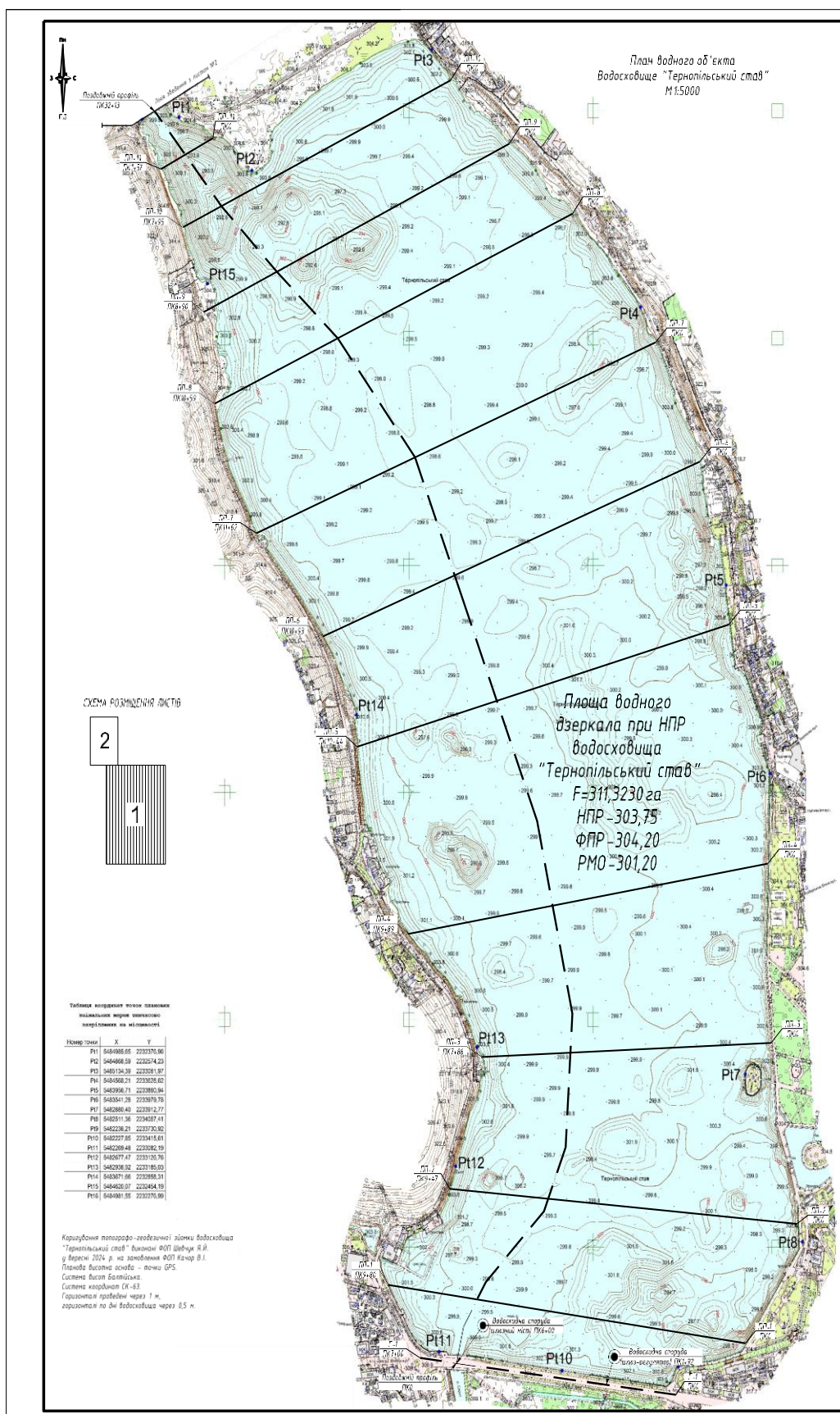
(21) Номер заявки: u 2025 05563 (22) Дата подання заявки: 13.11.2025 (24) Дата, з якої є чинними права інтелектуальної власності: 30.04.2026 (46) Публікація відомостей про державну реєстрацію: 29.04.2026, Бюл.№ 17	(72) Винахідник(и): Чвалюк Галина Василівна (UA), Хоменчук Володимир Олександрович (UA), Боднар Оксана Ігорівна (UA), Грубінко Василь Васильович (UA), Калінін Ігор Васильович (UA), Томчук Віктор Анатолійович (UA) (73) Володілець (володільці): НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ БІОРЕСУРСІВ І ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ УКРАЇНИ, вул. Героїв Оборони, 15, м. Київ, 03041 (UA)
---	---

(54) СПОСІБ ОПТИМІЗАЦІЇ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ВОДИ У ВОДОСХОВИЩАХ**(57) Реферат:**

Спосіб оптимізації екологічного стану води у водосховищах, за яким використовують консорцію зелених мікроводоростей *Chlorella vulgaris* та *Scenedesmus acutus* у співвідношенні 1:1, яку вносять у кількості 30 літрів на 1 га водосховища.

U
UA 162855

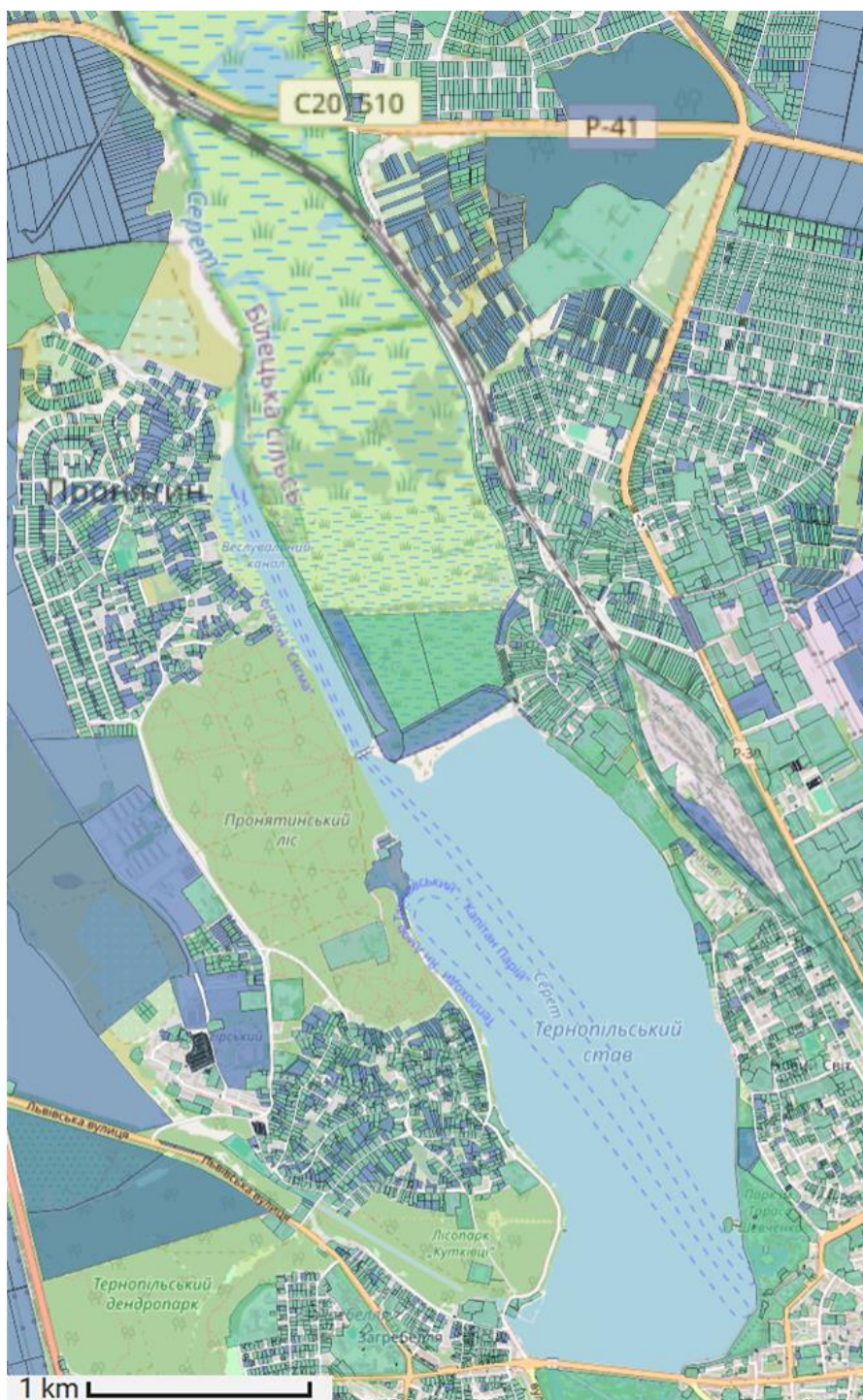
Карта дна водосховища «Тернопільський став»



Карта-схема водосховища «Тернопільський став»



Фрагмент кадастрового плану прилеглих територій до Тернопільського ставу,
з ознаками урбанізаційного пресу



⚠️ АКТУАЛЬНІСТЬ ДАНИХ

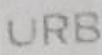
Дані на сайті містять відомості про кадастрові ділянки та адреси, що були у відкритому доступі до 24 лютого 2022 року.

У період дії воєнного стану оновлення цих даних обмежене відповідно до чинного законодавства.

Дякуємо за розуміння та бажаємо комфортного користування платформою!

Програма Тернопільської міської ради (зелена кімната)

«Міське озеро - візит до міста Тернополя»

  Co-funded by the European Union	
МІСЬКЕ ОЗЕРО – ВІЗИТ до МІСТА ТЕРНОПОЛЯ Тернопільська міська рада (зелена кімната), 27 квітня 2026 ПРОГРАМА	
ДАТА: 27 квітня 2024	
ЧАС	Теми та проблемні питання
10:15-10:20	Початок зустрічі. Представлення групи впровадження проєкту та зацікавлених сторін Модератор: Дмитро Федоришин, Місцевий координатор багатосторонньої групи зацікавлених осіб Трансферної мережі «Міське озеро»
10:20-10:40	Вітальні слова: Ігор Крисоватий, заступник міського голови Тернополя з питань діяльності виконавчих органів ради; Владислав Стемковський, заступник міського голови Тернополя з питань діяльності виконавчих органів ради; Северіна Брессо, експертка програми URBACT; Олена Чіарло, координаторка проєкту від Головного партнера муніципалітету Боргоманеро
10:40-11:00	Презентація основних етапів реалізації проєкту «Трансфер мережі «Міське озеро» Спікер: Северінф Брессо, експертка програми URBACT
11:00-11:20	Презентація кращої практики «Контракт щодо озера Кузіо» Спікер: Джованні Де Бернарді, місцевий координатор проєкту муніципалітету Боргоманеро
11:20-11:30	Презентація Тернопільського озера: виклики та проблеми Спікер: Дмитро Федоришин, Місцевий координатор багатосторонньої групи зацікавлених осіб Трансферної мережі «Міське озеро»
11:30-11:40	Презентація Стратегії розвитку Тернопільської міської територіальної громади до 2027 року (із перспективою дії до 2034 року) Спікер: Юрій Дейнека, начальник управління стратегічного розвитку міста Тернопільської міської ради
11:40-11:50	Реалізація заходів місцевої програми охорони навколишнього природного середовища з метою покращення екологічного стану Тернопільського ставу Спікер: Людмила Гринчишина, головний спеціаліст відділу благоустрою та екології УЖКГБЕ Тернопільської міської ради
11:50-12:10	Альгологізація Тернопільського водосховища хлорелою як засіб боротьби з синьо-зеленими водоростями та покращення екологічного стану водойми. Спікер: Василь Грубінко, доктор біологічних наук, професор, завідувач кафедри загальної біології та методики навчання природничих дисциплін
12:10-13:10	Питання/відповіді, відгуки
13:15	Завершення зустрічі

Інформаційна довідка КП «Об'єднання парків культури і відпочинку м. Тернополя» щодо впровадження заходів з альголізації Тернопільського водосховища.



КОМУНАЛЬНЕ ПІДПРИЄМСТВО
**ОБ'ЄДНАННЯ ПАРКІВ КУЛЬТУРИ І ВІДПОЧИНКУ
М. ТЕРНОПІЛЯ**

46003 м. Тернопіль, вул. Білецька, 11. Тел./факс: (0352) 52-72-14, 52-58-25, 25-17-65.
Р/р UA583204780000000002600163813 в АБ «Укргазбанк» МФО 320478. Інд. код 02220059

«21» 08 2025 р.
№ 150/04

Проректору з наукової роботи
та міжнародного співробітництва
Тернопільського національного
педагогічного університету
імені Володимира Гнатюка
Ірині ЗАДОРЖНІЙ

На Ваше звернення від 21.08.2025 стосовно внесення суспензії хлорели та пасти водоростей хлорели та сценедесмуса в Тернопільський став повідомляємо наступне:

- суспензія хлорели
17.08.2023р. – 10 000 л.
- пасти водоростей хлорели та сценедесмуса:
31.05.2021р. – 150 кг.
12.05.2022р. – 300 кг.
12.05.2023р. – 192 кг.
27.05.2024р. – 186 кг.
29.05.2025р. – 165 кг.

Додатково інформуємо, що вищевказані водорості вносилися у Тернопільський став на таких локаціях: вздовж берегової лінії від відпочинково-прогулянкової зони Циганка до Церкви Воздвиження Чесного Хреста, точково поблизу готелю «Галичина» та у малу водойму навколо острівця «Чайка».

З повагою, директор
КП «ОПКіВ м.Тернополя»

Микола ТКАЧ

Висновок державної санітарно-епідеміологічної експертизи щодо відповідності пасти протококових водоростей вимогам санітарного законодавства.

	
МІНІСТЕРСТВО ОХОРОНИ ЗДОРОВ'Я УКРАЇНИ ДЕРЖАВНА САНІТАРНО-ЕПІДЕМІОЛОГІЧНА СЛУЖБА	
Головне управління Держсанепідслужби у Вінницькій області (назва установи) 21100, м.Вінниця, вул.Маліновського, 11 (місцезнаходження) (0432) 56-22-78, ф. 35-51-63	ЗАТВЕРДЖУЮ Головний державний санітарний лікар Вінницької області (посада) Зайцева В.Г. (прізвище, ім'я, по батькові) (підпис)



Висновок державної санітарно-епідеміологічної експертизи	
від 05.02.2014р.	№ 05.03.02-07/7686

Зміни №2 до ТУ 10.18.47 УССР 103-90 Паста протококових водоростей. (об'єкт експертизи, виготовлений у відповідності ТУ, ДСТУ, ГОСТ)	
код за ДКПП: 03.00.69-00.00 (код за ДКПП, артикул)	
нормативний документ (сфера застосування та реалізації об'єкта експертизи)	
філія Барського ВП "Цукорпромводоналадка" ПАТ АК "Сатер", Україна, м.Бар, вул.Марата,74., тел.: 097 195 57 62, код ЄДРПОУ: 03566481 (країна, розробник, адреса, місцезнаходження, телефон, факс, E-mail, WWW)	
філія Барського ВП "Цукорпромводоналадка" ПАТ АК "Сатер", Україна, м.Бар, вул.Марата,74., тел.: 097 195 57 62, код ЄДРПОУ: 03566481 (заявник експертизи, адреса, місцезнаходження, телефон, факс, E-mail, WWW)	

За результатами державної санітарно-епідеміологічної експертизи Зміни №2 до ТУ 10.18.47 УССР 103-90 Паста протококових водоростей. відповідає вимогам діючого санітарного законодавства України і може бути погоджений (затверджений)

Висновок дієний до: На термін дії ТУ 10.18.47 УССР 103-90 "Паста протококових водоростей." або внесення змін до нього.

При внесенні змін до нормативного документа щодо сфери застосування, умов застосування об'єкта експертизи даний висновок втрачає силу.

Головне управління Держсанепідслужби у Вінницькій області	21100, м.Вінниця, вул.Маліновського, 11, тел.: (0432) 56-22-78, ф. 35-51-63 (найменування, місцезнаходження, телефон, факс, E-mail, WWW)
Протокол експертизи	№ 55 від 04.02.2014р. (№ протоколу, дата його затвердження)

Керівник експертної комісії
**ЗГІДНО З
ОРИГІНАЛОМ**

Хитрук В.О.

Систематизована таблиця нормативів для досліджуваних показників якості
води водосховища «Тернопільський став»

Показник	Нормативне значення (ГДК _{рибг})	Джерело
Температура води, °C	Літня температура не повинна підвищуватись >3°C від середньомісячної найтеплішого місяця	[Наказ МОЗ №721, Додаток 1, с. 67]
Водневий показник (pH)	6,5 - 8,5	[Наказ МОЗ №721, Додаток 1, с. 67]
Розчинений кисень, мгО ₂ /дм ³	≥ 4,0	[Наказ МОЗ №721, Додаток 1, с. 67]
БСК ₅ , мгО ₂ /дм ³	≤ 3,0	[Наказ МОЗ №721, Додаток 1, с. 67]
ХСК, мгО ₂ /дм ³	≤ 30,0	[Наказ МОЗ №721, Додаток 1, с. 67]
Нітроген амонійний, мгN/дм ³	≤ 2,0	[Наказ МОЗ №721, Додаток 2, поз. 3]
Нітроген нітритний, мгN/дм ³	~1,0 (еквівалент 3,3 мг/дм ³ по NO ₂ ⁻)	[Наказ МОЗ №721, Додаток 2, поз. 43]
Нітроген нітратний, мгN/дм ³	≤ 10,0 (еквівалент 45 мг/дм ³ по NO ₃ ⁻)	[Наказ МОЗ №721, Додаток 2, поз. 42]
Фосфор фосфатів, мгP/дм ³	≤ 1,14	[Наказ МОЗ №721, Додаток 2, поз. 56]
Магній (Mg), мг/дм ³	≤ 50,0	[Наказ МОЗ №721, Додаток 2, поз. 33]
Залізо (Fe), мг/дм ³	≤ 0,3	[Наказ МОЗ №721, Додаток 2, поз. 21]
Цинк (Zn), мг/дм ³	≤ 1,0 (гігієнічна норма МОЗ); ≤ 0,01 (середньорічна EQS, залежно від твердості води)	[Наказ МОЗ №721, Додаток 2; Директива 2008/105/ЕС]

Примітки:

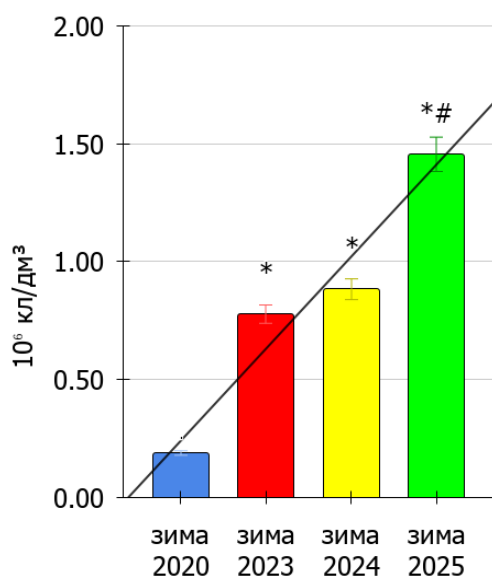
МОЗ №721 регламентує гігієнічні показники для питного та господарсько-побутового водокористування.

Директива 2000/60/ЕС та 2008/105/ЕС встановлюють екологічні стандарти для досягнення «доброго стану» водойм та контролю пріоритетних забруднювачів.

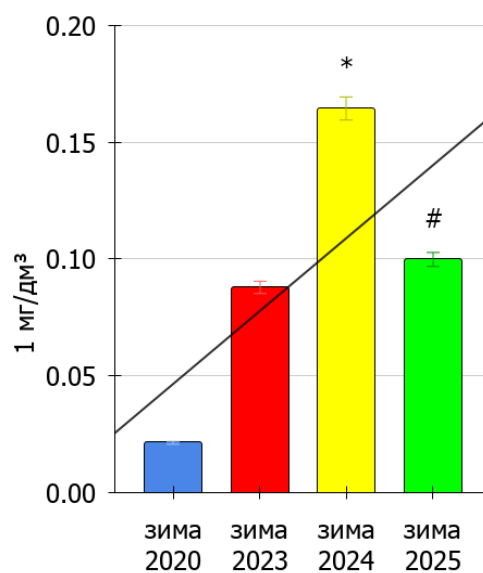
Динаміка чисельності і біомаси *Chlorella sp.* та *Cyanobacteria*

у воді Тернопільського ставу у сезонному аспекті

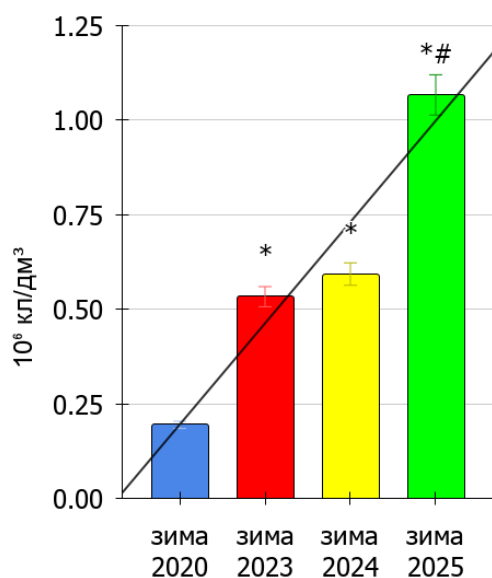
у зимові періоди протягом 2020, 2023-2025 років



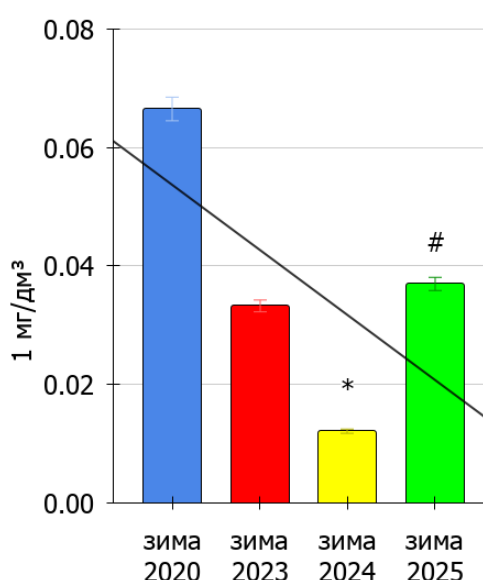
а)



б)



в)



г)

Примітки до рисунків 3 розділу:

* - достовірні зміни у порівнянні з показниками **2020 року** ($p < 0,05$);

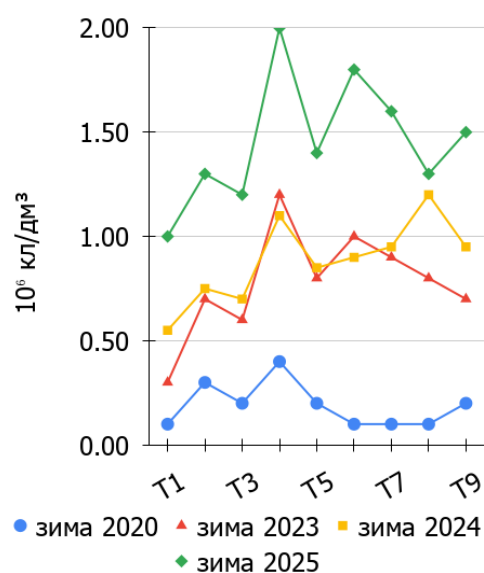
- достовірні зміни у порівнянні з показниками **2023 року** ($p < 0,05$).

дані представлені як середнє арифметичне та його стандартне відхилення ($M \pm m$); $n=9$ (кількість точок відбору проб); окремо позначено лінію лінійного тренду.

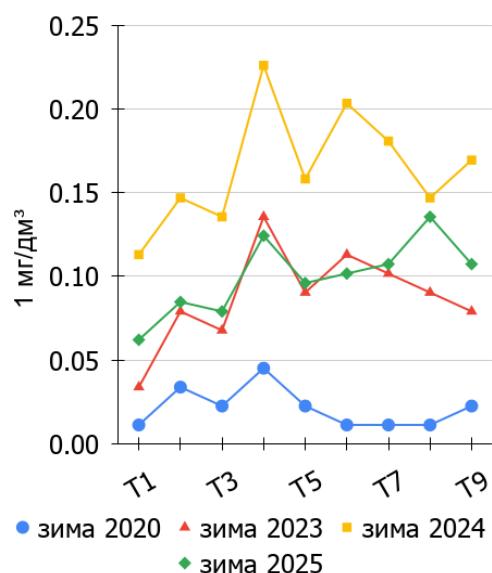
а) чисельності (10^6 кл/дм³) *Chlorella sp.*, б) біомаса (мг/дм³) *Chlorella sp.*,

в) чисельності (10^6 кл/дм³) *Cyanobacteria*, г) біомаса (мг/дм³) *Cyanobacteria*

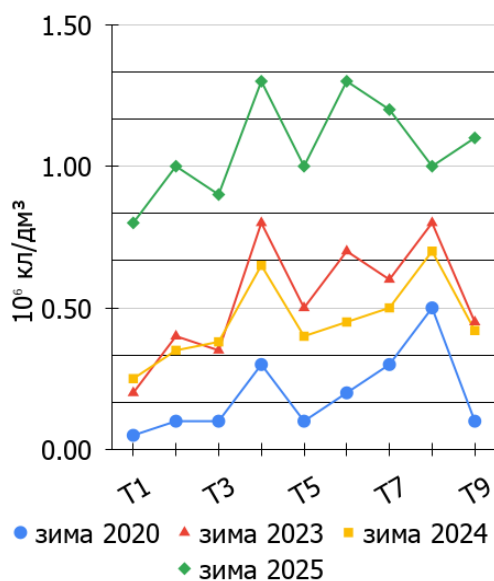
Просторове поширення чисельності і біомаси *Chlorella sp.* та *Cyanobacteria* за точками моніторингу у зимові періоди протягом 2020, 2023-2025 років



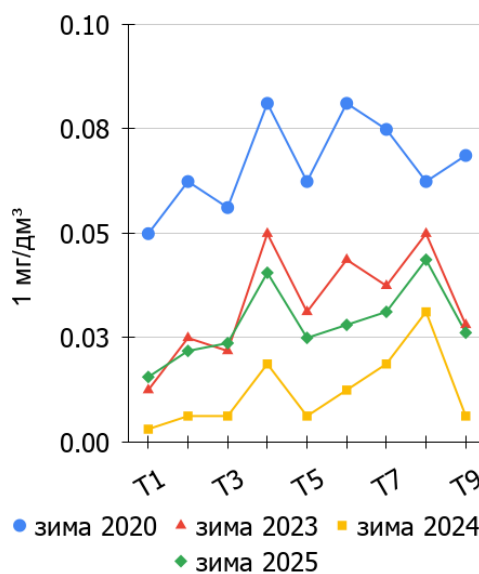
а)



б)



в)



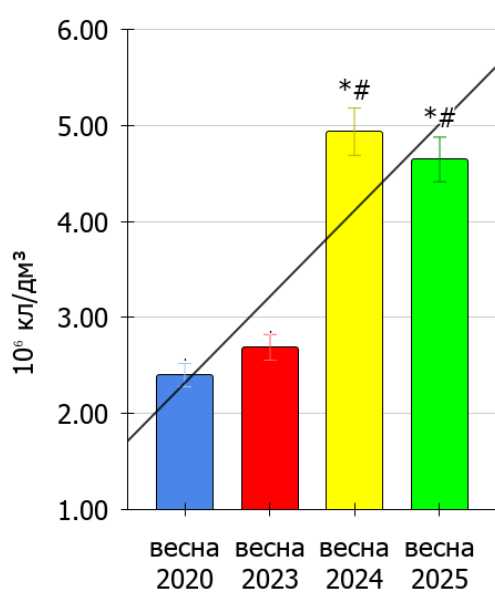
г)

а) чисельності (10^6 кл/дм³) *Chlorella sp.*, б) біомаса (мг/дм³) *Chlorella sp.*,
в) чисельності (10^6 кл/дм³) *Cyanobacteria*, г) біомаса (мг/дм³) *Cyanobacteria*

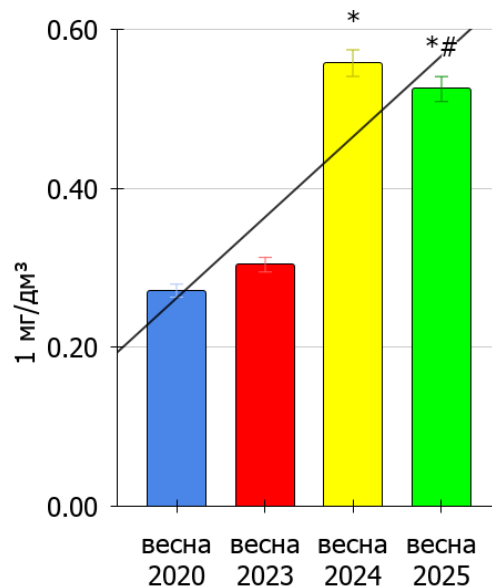
Динаміка чисельності і біомаси *Chlorella sp.* та *Cyanobacteria*

у воді Тернопільського ставу у сезонному аспекті

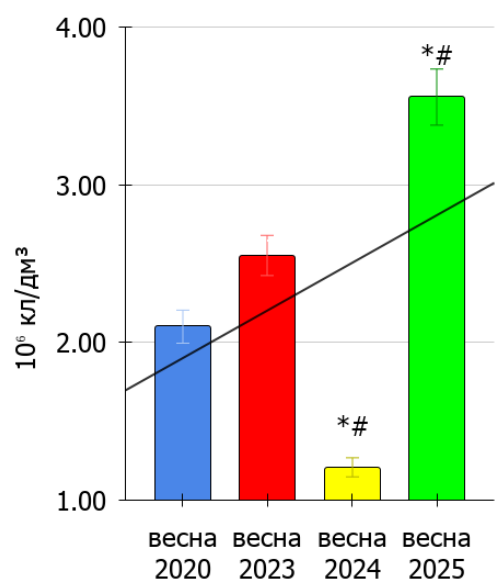
у весняні періоди протягом 2020, 2023-2025 років



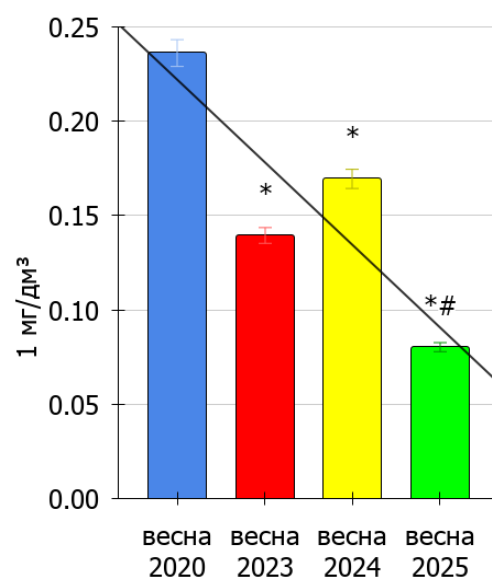
а)



б)



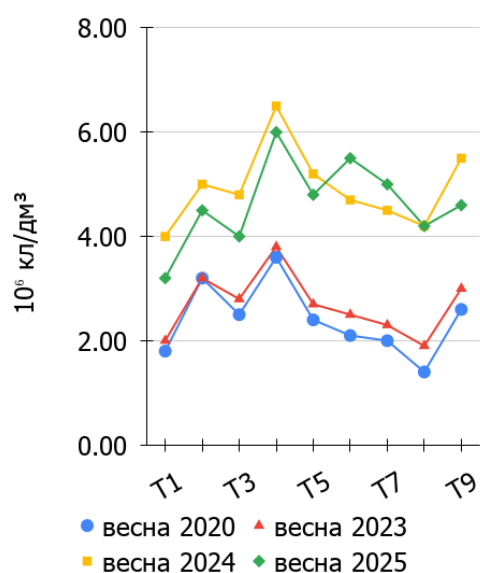
в)



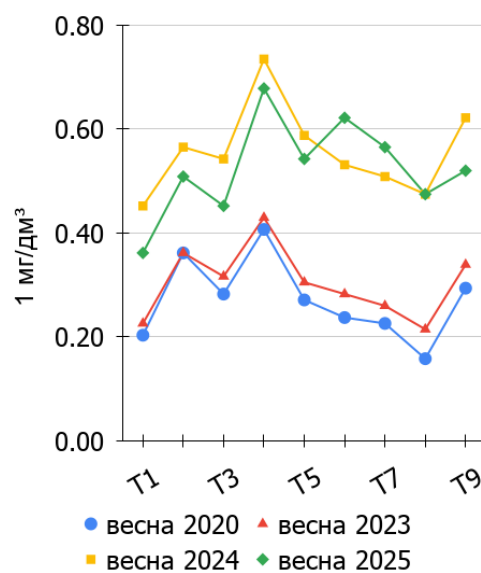
г)

а) чисельності (10^6 кл/дм³) *Chlorella sp.*, б) біомаса (мг/дм³) *Chlorella sp.*,
в) чисельності (10^6 кл/дм³) *Cyanobacteria*, г) біомаса (мг/дм³) *Cyanobacteria*

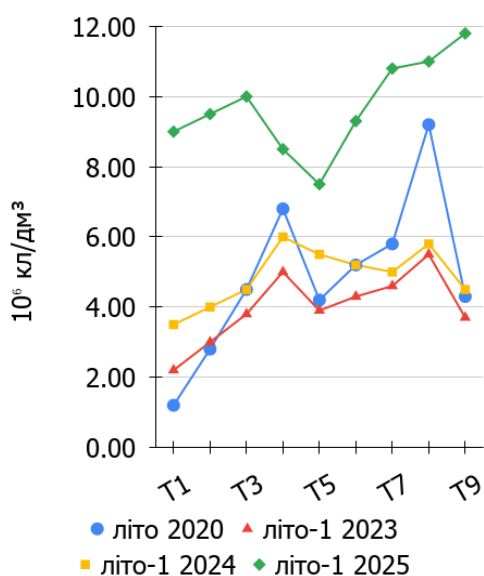
Просторове поширення чисельності і біомаси *Chlorella sp.* та *Cyanobacteria*
за точками моніторингу у воді Тернопільського ставу
у весняні періоди протягом 2020, 2023-2025 років



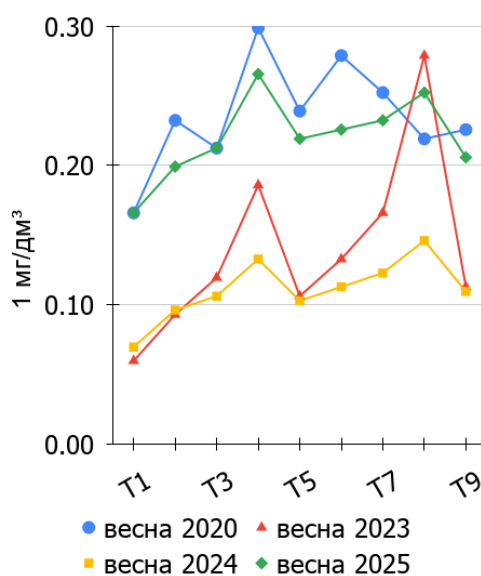
а)



б)



в)



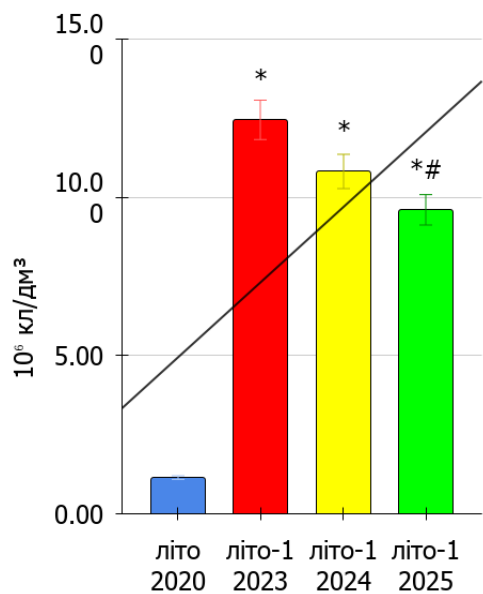
г)

а) чисельності (10^6 кл/дм³) *Chlorella sp.*, б) біомаса (мг/дм³) *Chlorella sp.*,
в) чисельності (10^6 кл/дм³) *Cyanobacteria*, г) біомаса (мг/дм³) *Cyanobacteria*

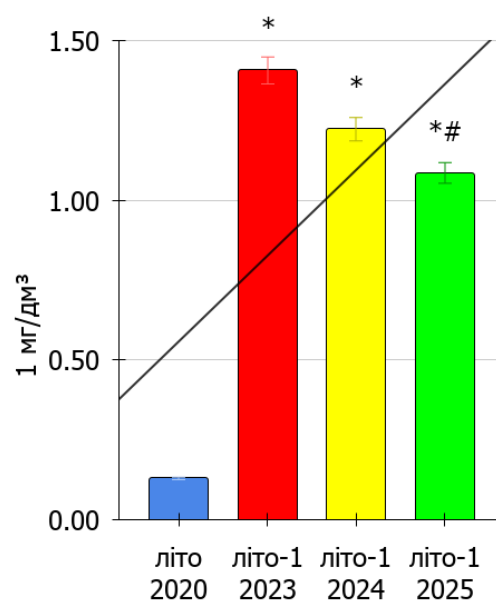
Динаміка чисельності і біомаси *Chlorella sp.* та *Cyanobacteria*

у воді Тернопільського ставу у сезонному аспекті

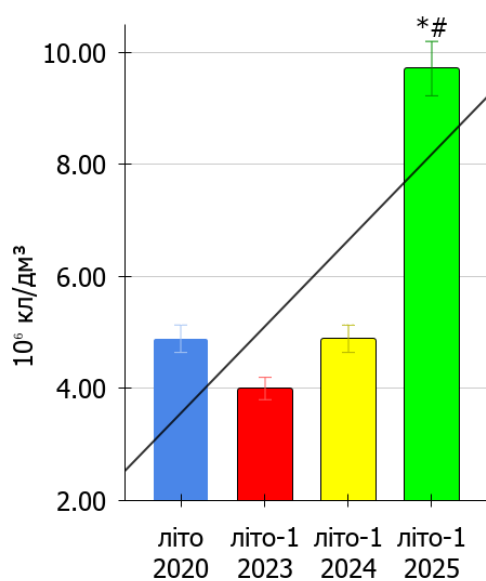
у перших частинах літніх періодів протягом 2020, 2023-2025 років



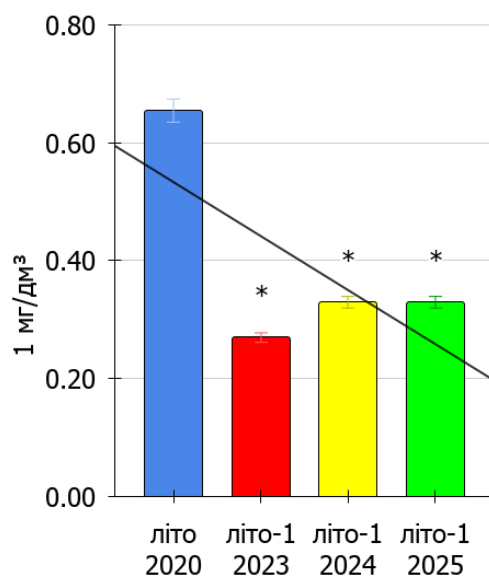
а)



б)



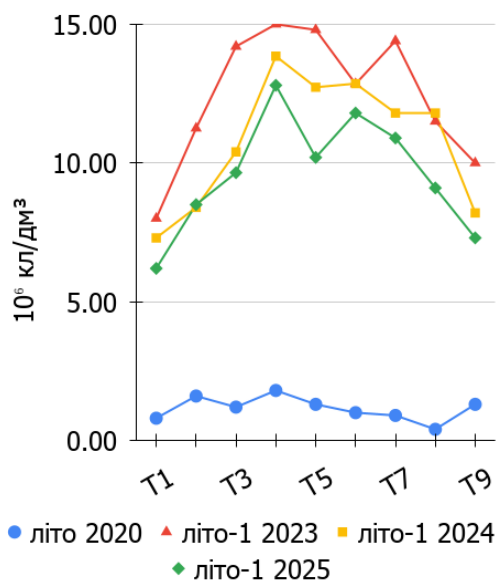
в)



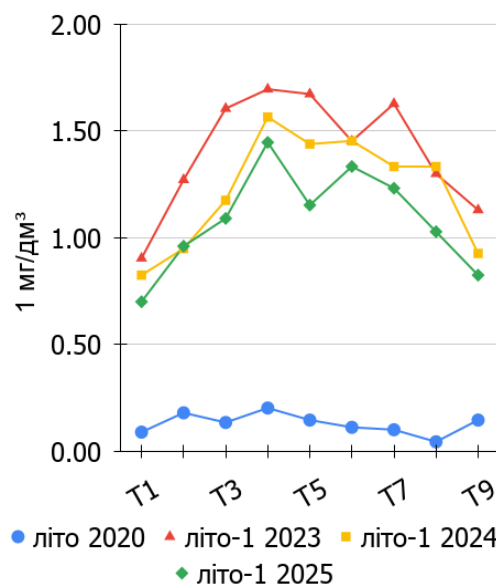
г)

а) чисельності (10^6 кл/дм³) *Chlorella sp.*, б) біомаса (мг/дм³) *Chlorella sp.*,
в) чисельності (10^6 кл/дм³) *Cyanobacteria*, г) біомаса (мг/дм³) *Cyanobacteria*

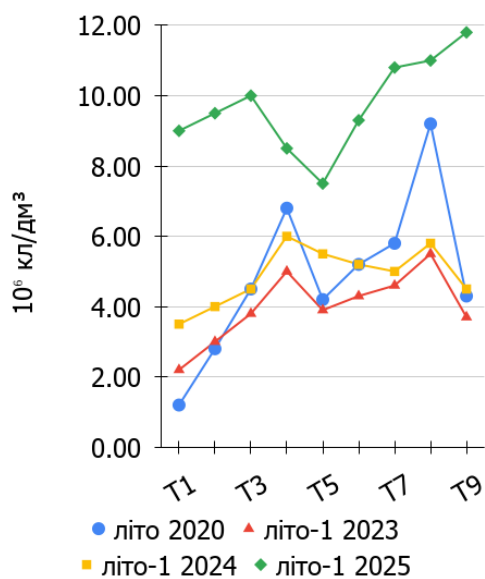
Просторове поширення чисельності і біомаси *Chlorella sp.* та *Cyanobacteria*
у воді Тернопільського ставу за точками моніторингу
у перших частинах літніх періодів протягом 2020, 2023-2025 років



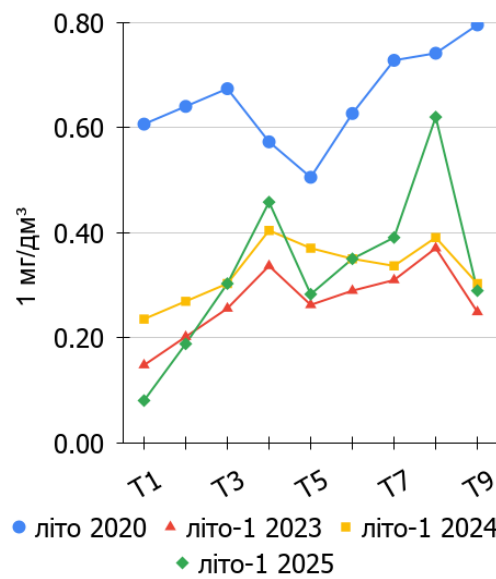
а)



б)



в)



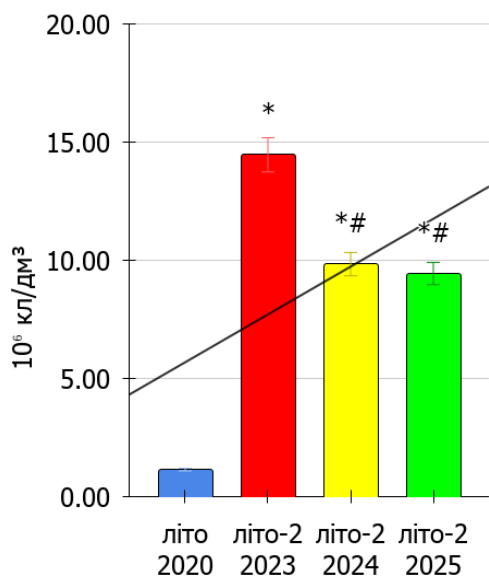
г)

а) чисельності (10^6 кл/дм³) *Chlorella sp.*, б) біомаса (мг/дм³) *Chlorella sp.*,
в) чисельності (10^6 кл/дм³) *Cyanobacteria*, г) біомаса (мг/дм³) *Cyanobacteria*

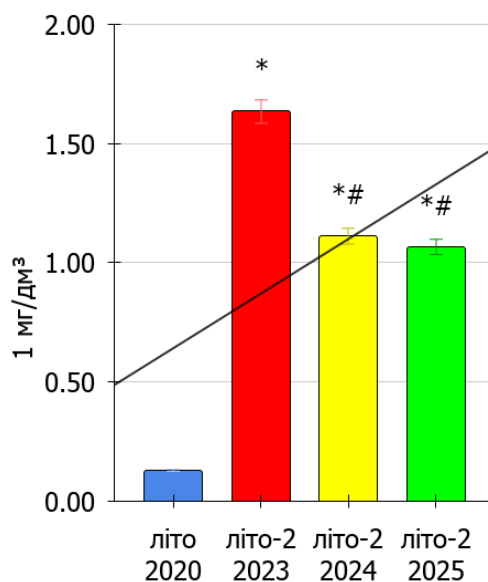
Динаміка чисельності і біомаси *Chlorella sp.* та *Cyanobacteria*

у воді Тернопільського ставу у сезонному аспекті

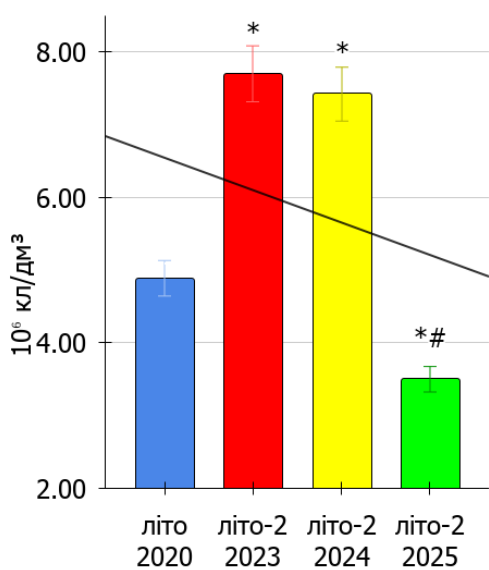
у других частинах літніх періодів протягом 2020, 2023-2025 років



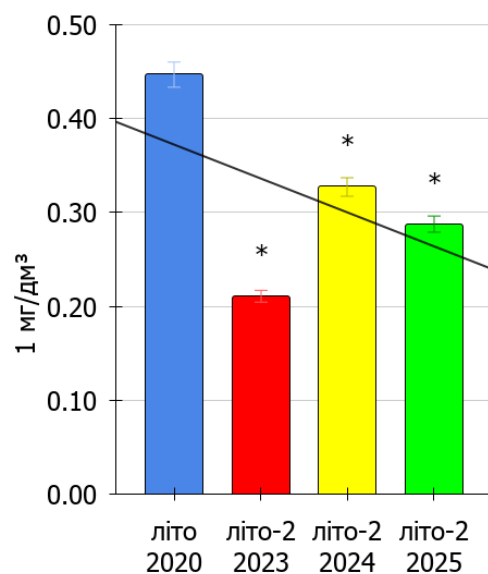
а)



б)



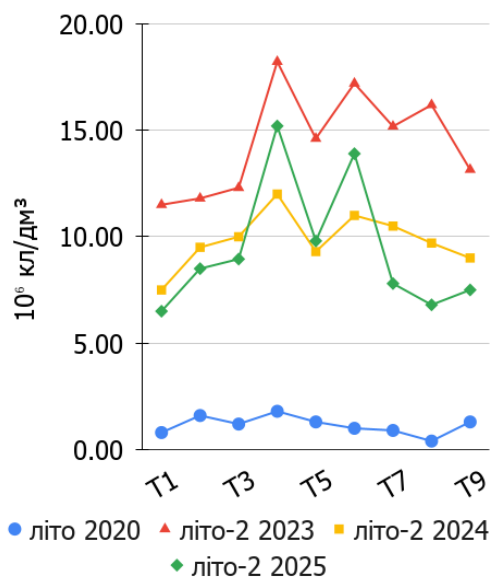
в)



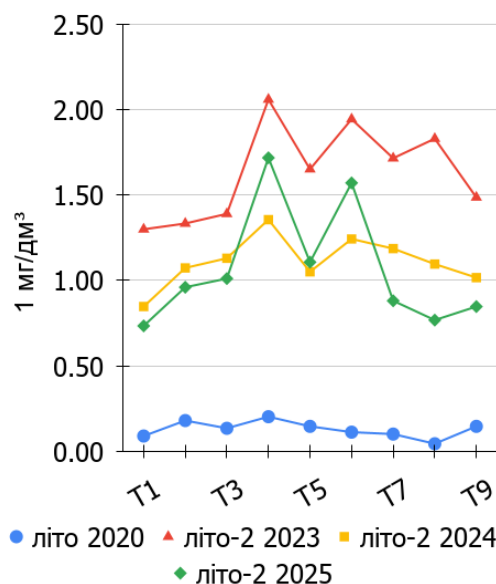
г)

а) чисельності (10^6 кл/дм³) *Chlorella sp.*, б) біомаса (мг/дм³) *Chlorella sp.*,
в) чисельності (10^6 кл/дм³) *Cyanobacteria*, г) біомаса (мг/дм³) *Cyanobacteria*

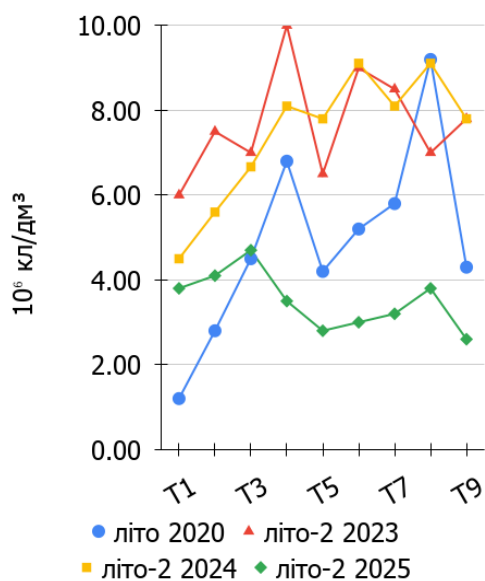
Просторове поширення чисельності і біомаси *Chlorella sp.* та *Cyanobacteria*
у воді Тернопільського ставу за точками моніторингу
у других частинах літніх періодів протягом 2020, 2023-2025 років



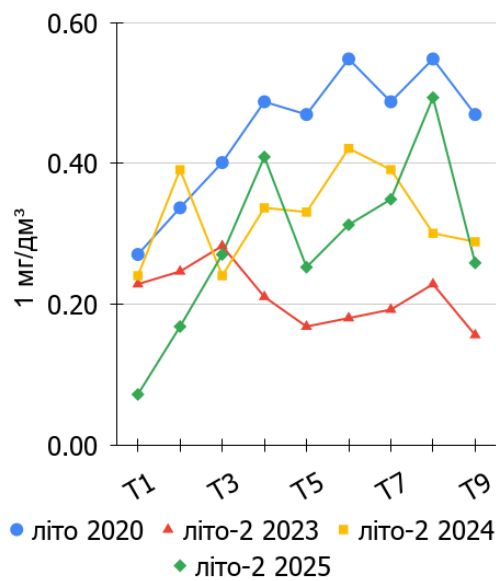
а)



б)



в)



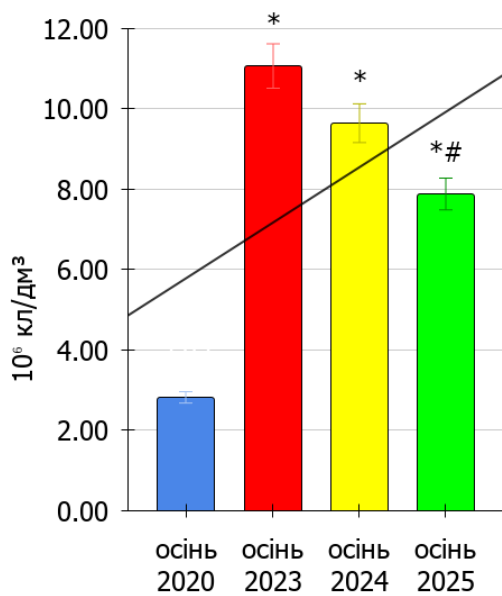
г)

а) чисельності (10^6 кл/дм³) *Chlorella sp.*, б) біомаса (мг/дм³) *Chlorella sp.*,
в) чисельності (10^6 кл/дм³) *Cyanobacteria*, г) біомаса (мг/дм³) *Cyanobacteria*

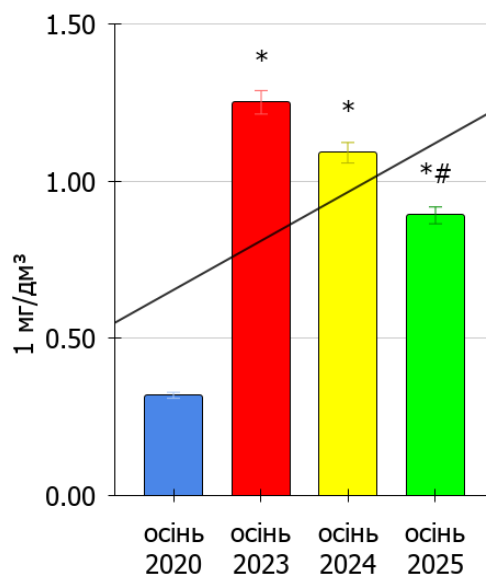
Динаміка чисельності і біомаси *Chlorella sp.* та *Cyanobacteria*

у воді Тернопільського ставу у сезонному аспекті

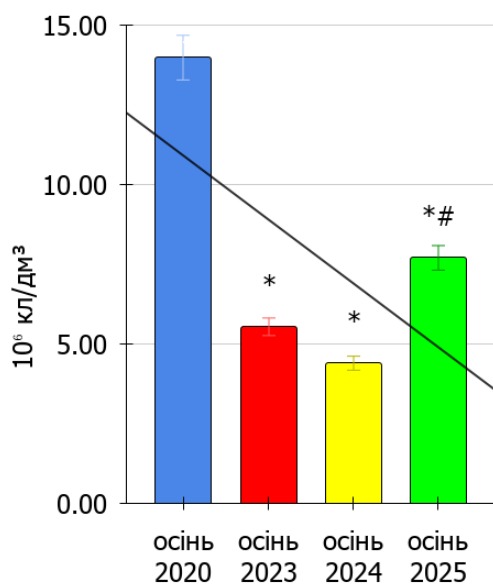
у осінні періоди протягом 2020, 2023-2025 років



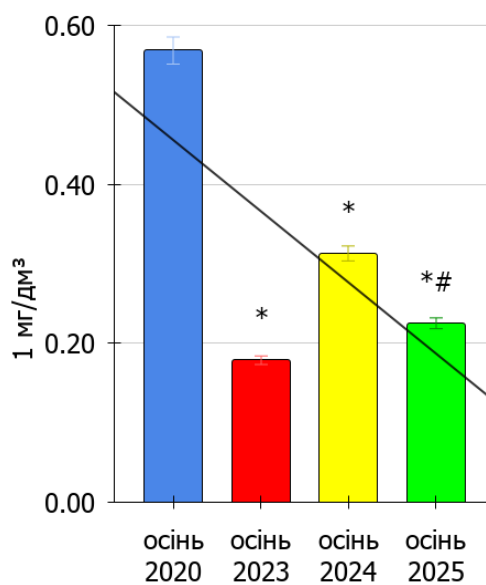
а)



б)



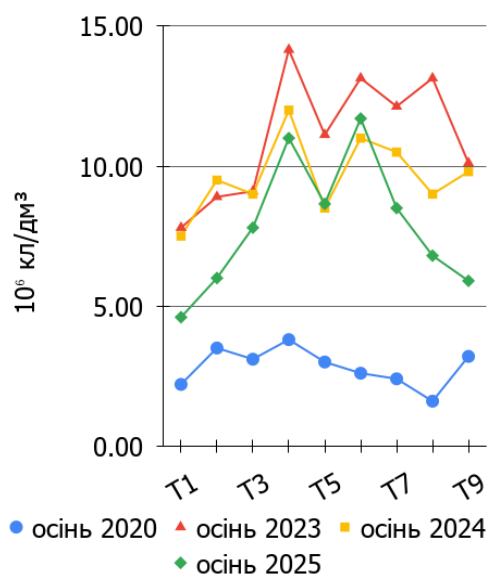
в)



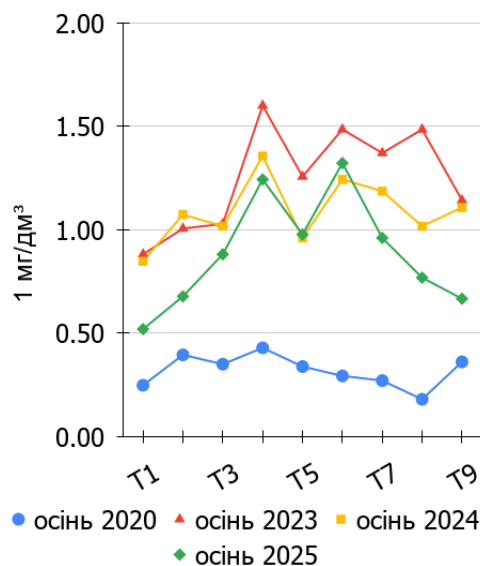
г)

а) чисельності (10^6 кл/дм³) *Chlorella sp.*, б) біомаса (мг/дм³) *Chlorella sp.*,
в) чисельності (10^6 кл/дм³) *Cyanobacteria*, г) біомаса (мг/дм³) *Cyanobacteria*

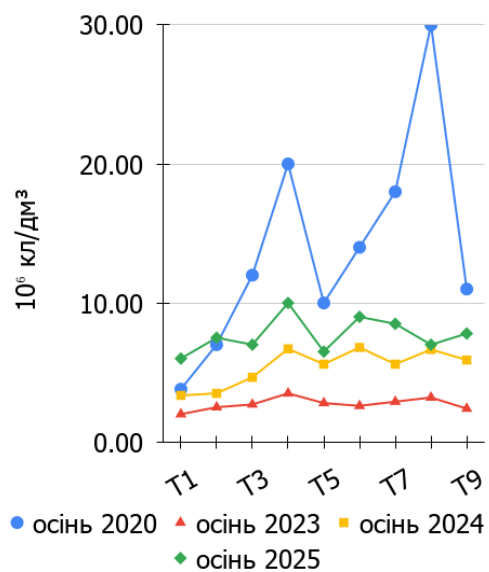
Просторове поширення чисельності і біомаси *Chlorella sp.* та *Cyanobacteria*
у воді Тернопільського ставу за точками моніторингу
у осінні періоди протягом 2020, 2023-2025 років



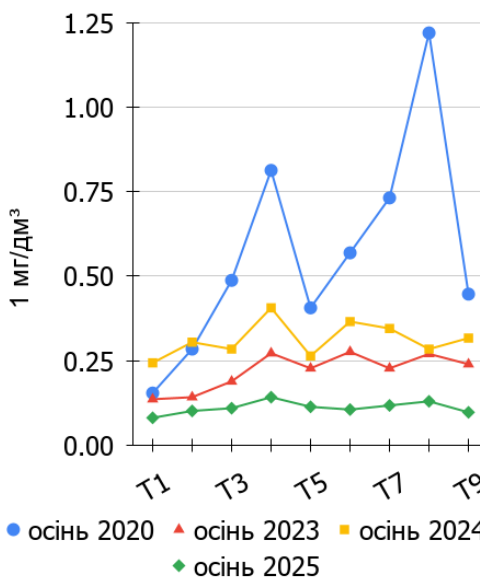
а)



б)



в)



г)

а) чисельності (10^6 кл/дм³) *Chlorella sp.*, б) біомаса (мг/дм³) *Chlorella sp.*,
в) чисельності (10^6 кл/дм³) *Cyanobacteria*, г) біомаса (мг/дм³) *Cyanobacteria*

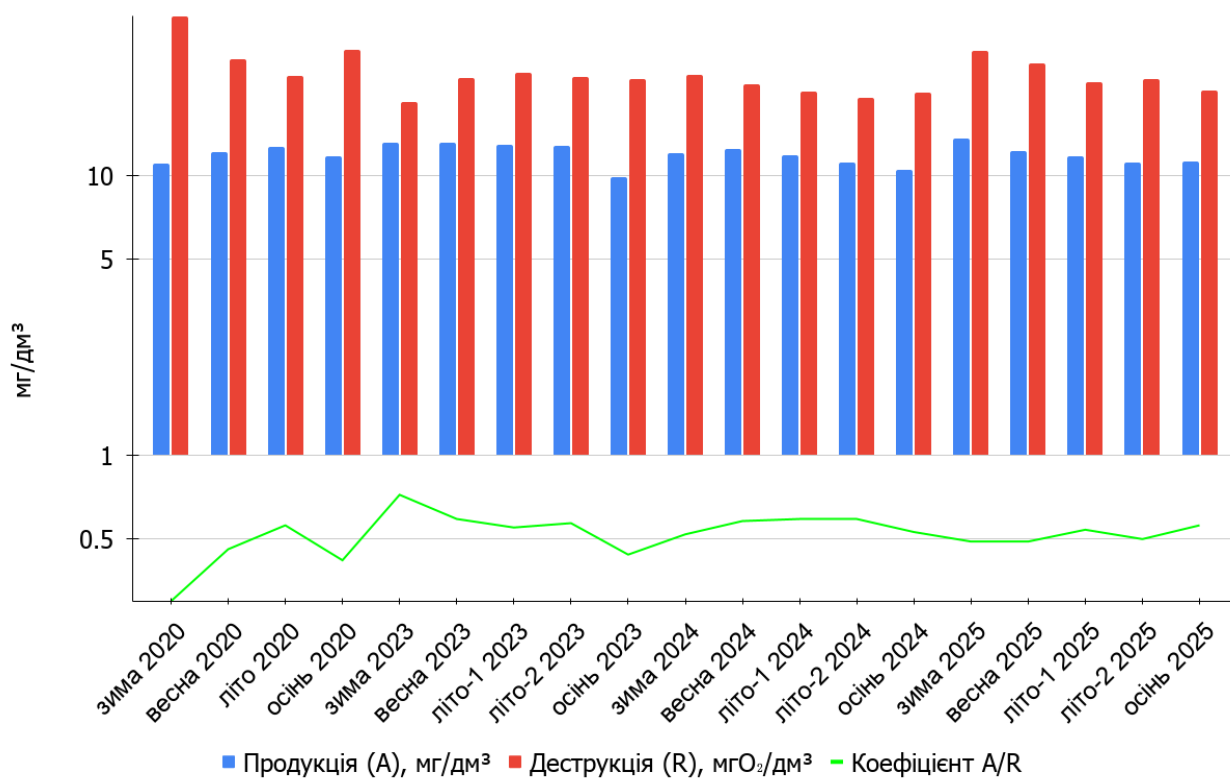


Рис. 1. Співвідношення первинної продукції до деструкції по сезонах

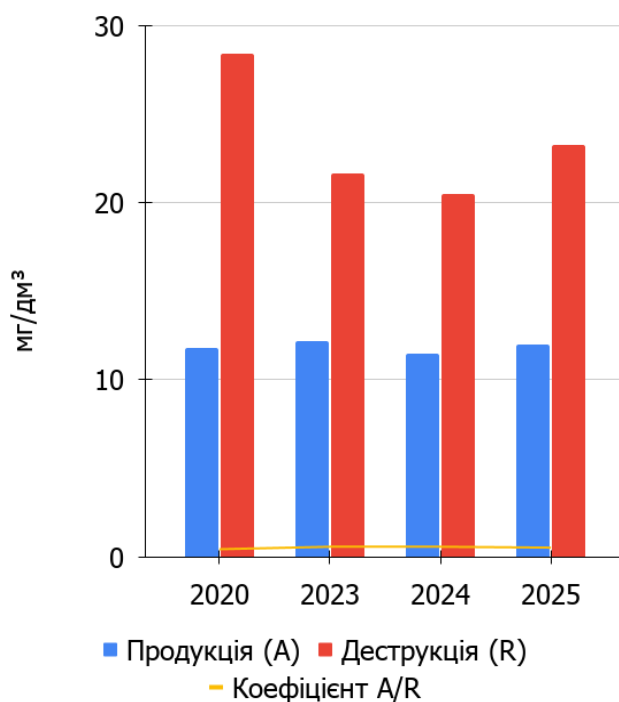


Рис. 2. Співвідношення первинної продукції до деструкції в порівнянні між роками