

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ВІННИЦЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ ТЕХНІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ

Кваліфікаційна наукова праця
на правах рукопису

ПАШКЕВИЧ ЛЕОНІД ПОЛІКАРПОВИЧ

УДК[581.526.325:556.55:502.4:911.375](043.5)

ПРИРОДООХОРОННА ТЕХНОЛОГІЯ ВИРОЩУВАННЯ
МІКРОВОДОРОСТІ *CHLORELLA* ШТАМУ *POLIKARP* ДЛЯ ОЧИЩЕННЯ
ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ

Спеціальність 183 – «Технології захисту навколишнього середовища»

Галузь знань 18 – «Виробництво та технології»

Подається на здобуття ступеня доктора філософії.

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

_____ Л.П. Пашкевич

Науковий керівник:

Петрук Роман Васильович,
д.т.н., професор

Вінниця–2026

АНОТАЦІЯ

Пашкевич Л.П.

Природоохоронна технологія вирощування мікроводорості *Chlorella* штаму *Polikarp* для очищення водних об'єктів. – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора філософії за спеціальністю 183 – «Технології захисту навколишнього середовища», галузь знань 18 – «Виробництво та технології». – Вінницький національний технічний університет, Вінниця, 2026.

Дисертаційна робота присвячена вирішенню науково-практичного завдання щодо підвищення рівня екологічної безпеки довкілля шляхом розробки та впровадження біотехнологічного методу очищення стічних вод і утилізації відходів з використанням мікроводоростей *Chlorella vulgaris*. Робота спрямована на мінімізацію антропогенного навантаження на водні об'єкти та створення замкнених циклів утилізації біомаси.

Інтенсивний розвиток промисловості та аграрного сектору призводить до значного забруднення гідросфери сполуками азоту, фосфору та важких металів. Традиційні методи очищення часто є енерговитратними або недостатньо ефективними для досягнення сучасних нормативів екологічної безпеки. Використання фіторемідаційних властивостей мікроводоростей є перспективним напрямом, що дозволяє поєднати очищення стічних вод із отриманням цінної біомаси для подальшого використання.

Метою дисертаційної роботи є науково-технологічне обґрунтування та експериментальна оцінка ефективності впровадження технології вирощування і застосування мікроводорості *Chlorella vulgaris* штаму *Polikarp* у системах захисту навколишнього середовища як способу покращення та індикації екологічного стану прісних водойм, забруднених техногенними чинниками.

Об'єкт дослідження: процеси забезпечення екологічної безпеки водного середовища шляхом біологічного очищення від забруднювачів.

Предмет дослідження: закономірності росту та розвитку мікроводорос-

тей *Chlorella vulgaris* у забрудненому середовищі, а також технологічні параметри процесів культивування та утилізації отриманого осаду.

У дисертаційному дослідженні проведено аналіз сучасного стану екологічної безпеки водних ресурсів та методів їх захисту. Визначено, що біологічні методи, зокрема із застосуванням мікроводоростей, мають найвищий потенціал для децентралізованих систем очищення. У роботі описано конструкцію розробленого лабораторного фотобіореактора та методику контролю параметрів середовища (рН, температура, освітленість, концентрація розчиненого кисню). У дисертації представлено результати досліджень впливу іонів важких металів (Cd, Pb, Zn) на життєдіяльність хлорели. Встановлено порогові концентрації токсичності та визначено здатність водоростей до біоаккумуляції металів, що дозволяє використовувати їх для доочищення промислових стоків. Розроблено технологічну схему інтегрованої системи очищення. Вона включає стадії попередньої підготовки стоків, культивування біомаси в автоматизованих установках типу BIODRUM та систему сепарації суспензії.

Науково обґрунтовано та впроваджено використання технічних умов ТУ У 03.0–36308885–001:2021 як інструменту стандартизації біоре mediaційної технології, що дозволяє масштабувати застосування *Chlorella Polikarp* без втрати екологічної ефективності та безпеки.

Вперше встановлено комплексний вплив концентрацій важких металів та біогенних елементів на кінетику приросту біомаси штамів *Chlorella vulgaris* у специфічних умовах стічних вод підприємств. Удосконалено модель масообміну в системі «газ-рідина» для фотобіореакторів, що дозволило оптимізувати подачу CO₂ та підвищити ефективність фотосинтезу на 15-20%. Дістало подальшого розвитку обґрунтування використання відпрацьованої біомаси як сировини для виробництва органічних добрив та сорбентів, що відповідає принципам циркулярної економіки.

Практична частина експерименту з введення хлорели для альголізації води була здійснена на річці Слана (Словаччина) а також біологічна реабілі-

тація водосховищ с. Музичі та Нерушайського, каналу Дунай-Сасик, показала, що після впровадження технології альголізації із застосуванням штаму *Chlorella vulgaris* Polikarp засвідчено суттєве покращення екологічного стану досліджуваних водних об'єктів. Найбільш виражені зміни відзначено за показниками азотного циклу та кисневого режиму: концентрація амонійного азоту знизилася до значень нижче межі визначення, а вміст нітратів скоротився більш ніж на порядок, що свідчить про ефективну біологічну іммобілізацію сполук азоту клітинами мікродорості. Отримані результати свідчать про те, що одним із найбільш показових дій стало підвищення концентрації розчиненого кисню у воді. В експериментальних системах спостерігалось зростання вмісту кисню в середньому на 1,5-3,2 мг/дм³ порівняно з контрольними зразками, що свідчить про інтенсифікацію фотосинтетичних процесів та покращення аераційного режиму водойм. Паралельно відзначено зниження концентрацій амонійного азоту та нітритів, що є індикатором активізації процесів біологічного засвоєння біогенних елементів. В окремих експериментальних серіях концентрація NH_4^+ зменшувалася на 30-55 %, а NO_2^- – на 40-60 % відносно вихідних значень. Вміст нітратів демонстрував менш виражену динаміку, що пов'язано з їх більш стабільною формою у водному середовищі та участю у вторинних мікробіологічних процесах. Аналіз показників органічного забруднення засвідчив неоднозначну динаміку перманганатної окиснюваності (загальне органічне забруднення вод). В окремих експериментальних системах після введення і зростання колонії хлорели спостерігалось її підвищення порівняно з контрольними значеннями. У досліджених випадках підвищення значень обумовлене інтенсивним розвитком біомаси мікродоростей та супутньої мікрофлори, що є характерним для процесів біологічної ремедіації водних екосистем. Біологічна реабілітація водосховищ с. Музичі Київської області шляхом застосування технології вирощування мікродорості *Chlorella* штаму *Polikarp*, призвела до відсутності «цвітіння» синьо-зеленими водоростями навіть у найспекотніший місяць літньої пори.

Використання біомаси *Chlorella vulgaris* Polikarp в лабораторних умовах

для очищення річки Слана забезпечило ефективність видалення: Cu: 39-95 %, Cd: 57-96 %, Ni: 32-99 %, Pb: 48-99 %, Zn: 51-98 %. Оптимальний pH для видалення важких металів хлорелою часто знаходиться в діапазоні 6-7. Оптимальна температура становить близько 25°C. Хлорела ефективно видаляє метали з низьких і відносно високих концентрацій. Проведене дослідження демонструє значний потенціал *Chlorella vulgaris Polikarp* и у вирішенні проблеми забруднення водойм важкими металами. Однак, перехід від лабораторних досліджень до повномасштабного промислового застосування вимагає подальших досліджень, оптимізації процесів та розробки економічно вигідних технологій.

Розрахунки щодо впровадження технології очищення стічних вод із використанням штаму *Chlorella vulgaris Polikarp* показали, що впровадження технології забезпечує суттєве зменшення екологічних збитків (188 261 доларів/рік) за рахунок скорочення надходження біогенних елементів у водні об'єкти. Тобто, за умови очищення 1000 м³ стічних вод на добу річний економічний ефект від зменшення екологічної шкоди може перевищувати 188 тис. доларів, що підтверджує екологічну та економічну доцільність застосування даної біотехнології.

Зроблені загальні розрахунки зменшення екологічних збитків від забруднення водних ресурсів та зменшення екологічних збитків від скорочення скидів важких металів. Наприклад, включення важких металів до еколого-економічної оцінки суттєво підвищує інтегральний ефект від впровадження технології з використанням штаму *Chlorella vulgaris Polikarp*. Отримані розрахунки свідчать, що біосорбція кадмію, свинцю, міді та цинку забезпечує додаткове скорочення екологічних збитків на понад 27 тис. доларів на рік, а сумарний економічний ефект перевищує 215 тис. доларів на рік, що підтверджує доцільність застосування даної біотехнології для очищення техногенних та комунально-промислових стічних вод.

Розрахунок терміну (строку) окупності технології використання *Chlorella vulgaris Polikarp* ($T_{ок}$) показав, що навіть за консервативного сценарію

рію із застосуванням закритих фотобіореакторів термін окупності не перевищує 3 років, що є економічно привабливим показником для природоохоронних технологій.

Практичне значення дисертаційного дослідження полягає у розробленні методичних рекомендації щодо впровадження біотехнологічних вузлів на локальних очисних спорудах. Результати роботи впроваджено у навчальний процес ВНТУ та апробовано на базі екологічних організацій регіону. Розрахований екологічний ефект полягає у зниженні скидів забруднюючих речовин у природні водойми та зменшенні плати за забруднення довкілля.

За результатами роботи доведено високу ефективність штаму *Chlorella vulgaris* як біоагента для стабілізації екологічного стану водних екосистем. Запропоновані технічні рішення дозволяють досягти нормативних показників очищення за основними забруднювачами при одночасному зниженні експлуатаційних витрат.

Ключові слова: *екологічна безпека, технологія альголізації, техногенне забруднення, ресурсозбереження, видалення важких металів, Chlorella, Polikarp.*

Список публікацій здобувача

Наукові праці, в яких опубліковані основні наукові результати дисертації:

Статті у наукових фахових виданнях, включених до міжнародної наукометричної бази даних Scopus і Web of Science

1. Ulytskyi, O., Pashkevych, L., Petruk, R., Dyachenko, N. (2025). Methods of Slana River restoration to improve the state of ecosystem. JOURNAL ENVIRONMENTAL PROBLEMS, 10(4), 420-430.

DOI: <https://doi.org/10.23939/ep2025.04.420>

Статті у наукових фахових виданнях України

2. Улицький, О., Пашкевич, Л. (2023). Використання мікроводоростей *Chlorella vulgaris* Polikarp для очищення прісних вод від технологічного забруднення. ЕКОЛОГІЧНІ НАУКИ, 6(51), 58-67.

DOI: <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2023.eco.6-51.9>

3. Петрук Р.В., Пашкевич Л.П. (2024). Екологічна безпечні технології вилучення важких металів з інфільтрату сміттєзвалищ. СУЧАСНІ ТЕХНОЛОГІЇ І КОНСТРУКЦІЇ В БУДІВНИЦТВІ, Т. 37, № 2, с. 208-214.

DOI: <https://doi.org/10.31649/2311-1429-2024-2-208-214>

4. Петрук Р.В., Пашкевич Л.П. (2025) Еколого-економічний Аналіз природоохоронних технологій використання штаму мікроводорості *Chlorella Vulgaris* Polikarp. ВІСНИК ВІННИЦЬКОГО ПОЛІТЕХНІЧНОГО ІНСТИТУТУ, № 6 (183) с. 7-18.

DOI: <https://doi.org/10.31649/1997-9266-2025-183-6-7-18>

5. Тимурова Л. Е., Файчук В. В., Катков М. В., & Пашкевич Л. П. (2025). Нова система використання біоплато для очищення річок у гірській зоні формування злітно-посадкової смуги. ВІСНИК ВІННИЦЬКОГО ПОЛІТЕХНІЧНОГО ІНСТИТУТУ, № 2 (179), с. 32–38.

DOI: <https://doi.org/10.31649/1997-9266-2025-179-2-32-38>

Патенти на корисну модель

6. Автоматизований комплекс по вирощуванню мікроводоростей

"Biodrum": пат. 126380 Україна : A01G33/00 C12M1/00 / Новіков Ю. Ю., Гладковський Д.В., Пашкевич Л. П., Адамський О.В. — № u201802206; заявл. 03.03.2018; опубл. 11.06.2018, Бюл. № 11. — 1 с.

7. Автоматизована установка для вирощування рослин у штучному кліматі "Адам-1": пат. 98612 Україна : A01G31/00 / Новіков Ю. Ю., Гладковський Д.В., Пашкевич Л. П. — № u201500917; заявл. 05.02.2015; опубл. 27.04.2015, Бюл. № 8. — 2 с.

8. Комплекс програмних та технічних засобів автоматизованого вирощування рослин "Ева": пат. 104757 Україна : A01G31/00 A01G31/02 / Новіков Ю. Ю., Гладковський Д.В., Пашкевич Л. П. — № u201512113; заявл. 07.12.2015; опубл. 10.02.2016, Бюл. № 3. — 8 с.

9. Установка опалення та охолодження приміщень "Екогеотерм-1": пат. 114651 Україна : F24D3/00 / Пашкевич Л. П., Джежеря Ю. І., Харитонов П. М. — № u201610420; заявл. 13.10.2016; опубл. 10.03.2017, Бюл. № 5. — 1 с.

10. Установка опалення та охолодження приміщень "Екогеотерм-2": пат. 121129 Україна: F24D3/00 / Джежеря Ю. І., Пашкевич Л.П., Харитонов П. М. — № u201706013; заявл. 15.06.2017; опубл. 27.11.2017, Бюл. № 22. — 1 с.

Праці, які засвідчують апробацію матеріалів дисертації

11. Файчук В. В., Пашкевич Л. П., Петрук Р. В. Біологічне очищення стічних вод за допомогою хлорели. The 9th International scientific and practical conference «Global trends in science and education» (September 22-24, 2025) SPC "Sci-conf.com.ua", Kyiv, Ukraine. 2025. Pp. 52-54 [<https://sci-conf.com.ua/ix-mizhnarodna-naukovo-praktichna-konferentsiya-global-trends-in-science-and-education-22-24-09-2025-kiyiv-ukrayina-arhiv/>].

12. Faichuk V., Pachkevych L. Methods of application of chlorella strains. 1st International Scientific and Practical Conference «Modern The Integration of Research, Innovationand Economy»8-10.10.2025, Seville, Spain: V. Faichuk, L. Pachkevych. [<https://isu-conference.com/en/archive/the-integration-of-research-innovation-and-economy-08-10-25/>]

13. Петрук Р.В., Пашкевич Л.П. Впровадження технології вирощування

мікроводорості *Chlorella* штаму Polikarp для очищення та індикації стану водойм. LV Всеукраїнська науково-технічна конференція факультету будівництва, цивільної та екологічної інженерії [https://conferences.vntu.edu.ua/index.php/all-fbtegp/all-fbtegp-2026/paper/view/28640/23335]

14. Пашкевич Л.П. Особливості вирощування мікроводорості *Chlorella* штаму Polikarp. Матеріали I Міжнародної науково-практичної конференції «Технології безпеки: сучасні виклики та перспективи»: [Електронний ресурс] :у 2-х томах / упоряд. : І. Г. Маладика В. Л. Цікановський ; М-во освіти і науки України, Черкас. держ. технол. ун-т. – Т. 2. –Черкаси : ЧДТУ, 2026. – С.202 [https://bk.chdtu.edu.ua/konferencziyi/]

ABSTRACT

Pashkevych L. Eco-friendly Technology for the Cultivation of *Chlorella vulgaris* Strain Polikarp for Water Body Purification.– Qualification scientific work presented as a manuscript.

The dissertation for obtaining the degree of Doctor of Philosophy in specialty 183 – Environmental Protection Technologies (Field of knowledge 18 – Production and Technologies). – Vinnytsia National Technical University, Vinnytsia, 2026.

The dissertation is devoted to solving the scientific and practical problem of increasing the level of environmental safety by developing and implementing a biotechnological method of wastewater treatment and waste disposal using microalgae *Chlorella vulgaris*. The work is aimed at minimizing the anthropogenic load on water bodies and creating closed cycles of biomass utilization.

Intensive development of industry and the agricultural sector leads to significant pollution of the hydrosphere with nitrogen, phosphorus and heavy metal compounds. Traditional cleaning methods are often energy-intensive or insufficiently effective to achieve modern environmental safety standards. The use of phytoremediation properties of microalgae is a promising direction that allows combining wastewater treatment with obtaining valuable biomass for further use.

The purpose of the dissertation is a scientific and technological justification and experimental assessment of the effectiveness of implementing the technology for growing and using microalgae *Chlorella vulgaris* strain Polikarp in environmental protection systems as a way to improve and indicate the ecological state of freshwater bodies polluted by man-made factors.

Object of research: processes of ensuring the ecological safety of the aquatic environment through biological purification from pollutants.

Subject of research: patterns of growth and development of microalgae *Chlorella vulgaris* in a polluted environment, as well as technological parameters of the processes of cultivation and utilization of the resulting sediment.

The dissertation study analyzed the current state of ecological safety of water

resources and methods of their protection. It was determined that biological methods, in particular using microalgae, have the highest potential for decentralized purification systems. The work describes the design of the developed laboratory photobioreactor and the method of controlling environmental parameters (pH, temperature, illumination, concentration of dissolved oxygen). The dissertation presents the results of studies of the influence of heavy metal ions (Cd, Pb, Zn) on the vital activity of chlorella. Threshold toxicity concentrations were established and the ability of algae to bioaccumulate metals was determined, which allows them to be used for further treatment of industrial wastewater. A technological scheme of an integrated treatment system was developed. It includes the stages of preliminary wastewater preparation, biomass cultivation in automated BIODRUM-type installations, and a suspension separation system.

The use of technical conditions TU U 03.0–36308885–001:2021 as a tool for standardizing bioremediation technology was scientifically substantiated and implemented, which allows scaling up the use of *Chlorella Polikarp* without loss of environmental efficiency and safety.

For the first time, the complex influence of concentrations of heavy metals and biogenic elements on the kinetics of biomass growth of *Chlorella vulgaris* strains in specific conditions of wastewater of enterprises was established. The mass transfer model in the gas-liquid system for photo bioreactors was improved, which allowed optimizing CO₂ supply and increasing the efficiency of photosynthesis by 15-20%. The justification for using waste biomass as a raw material for the production of organic fertilizers and sorbents, which is in line with the principles of the circular economy, was further developed.

The practical part of the experiment on the introduction of chlorella for water algolization was carried out on the Slana River (Slovakia) as well as the biological rehabilitation of the reservoirs of the villages of Muzyčy and Nerushajskogo, the Danube-Sasyk Canal, showed that after the introduction of the algolization technology using the *Chlorella vulgaris* Polikarp strain, a significant improvement in the ecological state of the studied water bodies was observed. The most pro-

nounced changes were noted in the indicators of the nitrogen cycle and oxygen regime: the concentration of ammonium nitrogen decreased to values below the detection limit, and the nitrate content decreased by more than an order of magnitude, which indicates the effective biological immobilization of nitrogen compounds by microalgae cells. The results obtained indicate that one of the most significant actions was an increase in the concentration of dissolved oxygen in water. In the experimental systems, an increase in oxygen content was observed on average by 1.5-3.2 mg/dm³ compared to the control samples, which indicates an intensification of photosynthetic processes and an improvement in the aeration regime of water bodies. At the same time, a decrease in the concentrations of ammonium nitrogen and nitrites was noted, which is an indicator of the activation of the processes of biological assimilation of biogenic elements. In some experimental series, the concentration of NH₄⁺ decreased by 30-55%, and NO₂⁻ – by 40-60% relative to the initial values. The content of nitrates demonstrated less pronounced dynamics, which is associated with their more stable form in the aquatic environment and participation in secondary microbiological processes. Analysis of organic pollution indicators showed ambiguous dynamics of permanganate oxidation (general organic pollution of water). In some experimental systems, after the introduction and growth of the chlorella colony, its increase was observed compared to the control values. In the studied cases, the increase in values is due to the intensive development of microalgae biomass and associated micro flora, which is characteristic of the processes of biological remediation of aquatic ecosystems. Biological rehabilitation of reservoirs in the village of Muzychi, Kyiv region, by using the technology of growing microalgae Chlorella strain Polikarp, led to the absence of "blooming" of blue-green algae even in the hottest month of the summer season.

The use of Chlorella vulgaris Polikarp biomass in laboratory conditions for the purification of the Slana River ensured the removal efficiency: Cu: 39-95%, Cd: 57-96%, Ni: 32-99%, Pb: 48-99%, Zn: 51-98%. The optimal pH for the removal of heavy metals by chlorella is often in the range of 6-7. The optimal temperature is about 25°C. Chlorella effectively removes metals from low and rela-

tively high concentrations. The conducted research demonstrates the significant potential of *Chlorella vulgaris* Polikarp in solving the problem of water pollution by heavy metals. However, the transition from laboratory research to full-scale industrial application requires further research, process optimization and development of economically viable technologies.

Calculations on the implementation of wastewater treatment technology using the *Chlorella vulgaris* Polikarp strain showed that the implementation of the technology provides a significant reduction in environmental damage (188,261 dollars/year) by reducing the flow of nutrients into water bodies. That is, if 1,000 m³ of wastewater is treated per day, the annual economic effect from reducing environmental damage can exceed 188 thousand dollars, which confirms the environmental and economic feasibility of using this biotechnology.

General calculations have been made for reducing environmental damage from water pollution and reducing environmental damage from reducing heavy metal discharges. For example, the inclusion of heavy metals in the ecological and economic assessment significantly increases the integral effect of the implementation of the technology using the *Chlorella vulgaris* Polikarp strain. The obtained calculations show that the biosorption of cadmium, lead, copper and zinc provides an additional reduction in environmental damage by more than 27 thousand dollars per year, and the total economic effect exceeds 215 thousand dollars per year, which confirms the feasibility of using this biotechnology for the treatment of technogenic and municipal and industrial wastewater.

Calculation of the payback period (term) of the technology using *Chlorella vulgaris* Polikarp (T_{ok}) showed that even in a conservative scenario with the use of closed photo bioreactors, the payback period does not exceed 3 years, which is an economically attractive indicator for environmental technologies.

The practical significance of the dissertation research lies in the development of methodological recommendations for the implementation of biotechnological units at local treatment facilities. The results of the work have been implemented into the educational process of VNTU and tested on the basis of environmental or-

ganizations in the region. The calculated environmental effect is to reduce the discharge of pollutants into natural water bodies and reduce the fee for environmental pollution.

The results of the work have proven the high efficiency of the *Chlorella vulgaris* strain as a bioagent for stabilizing the ecological state of aquatic ecosystems. The proposed technical solutions allow achieving regulatory purification indicators for the main pollutants while simultaneously reducing operating costs.

Keywords: *environmental safety, algolization technology, man-made pollution, resource conservation, removal of heavy metals, Chlorella, Policarp.*

ЗМІСТ

ВСТУП	18
РОЗДІЛ 1. Наукові передумови та екологічні виклики функціонування водних об'єктів різного типу	28
1.1. Стан і проблеми охорони якості прісних водойм.....	28
1.2. Мікроводорості як індикатори та засоби очищення води	34
1.3. Сучасні біологічні методи біоре mediaції водойм	40
Висновки до розділу 1	49
РОЗДІЛ 2. Теоретичні основи та технологічні аспекти вирощування <i>Chlorella Polikarp</i>	50
2.1. Обґрунтування вибору штаму <i>Chlorella vulgaris Polikarp</i>	50
2.2. Біологічні і морфо фізіологічні особливості та екологічні показники штаму <i>Chlorella vulgaris Polikarp</i>	53
2.3. Теоретичні основи культивування <i>Chlorella vulgaris Polikarp</i> у водному середовищі	59
2.3.1. Фізико-хімічні чинники культивування	60
2.3.2. Гідродинаміка та світловий режим	62
2.4.Огляд обладнання технології вирощування <i>Chlorella vulgaris Polikarp</i>	63
Висновки до розділу 2	66
РОЗДІЛ 3. ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНІ ДОСЛІДЖЕННЯ ВПРОВАДЖЕННЯ ТЕХНОЛОГІЇ З АЛЬГОЛІЗАЦІЇ ВОДОЙМ НА ОСНОВІ ВИСОКОПРОДУКТИВНОГО ШТАМУ <i>CHLORELLA VULGARIS POLIKARP</i> ...	67
3.1. Методика експериментальних досліджень	67
3.1.1 Вибір об'єктів дослідження	68
3.1.2. Формування експериментальних та контрольних систем	70
3.1.3. Критерії відбору проб та повторюваність дослідів	73

3.2. Результати експериментальних досліджень впровадження технології альголізації прісних водойм (с. Музичі та Чорнобильського БРЗ, Нерушайське водосховище, канал Дунай-Сасик).....	78
3.3.Результати експериментальних досліджень впровадження технології альголізації річки Слана (Словаччина).....	90
3.3.1. Характеристика ситуації забруднення та об'єкту експериментальних досліджень.....	91
3.3.2. Характеристики родовища.....	93
3.4. Використання <i>Chlorella Polikarp</i> для видалення важких металів з інфільтратів полігонів ТПВ та техногенних стічних вод.....	106
3.4.1. Інфільтрат сміттєзвалищ як об'єкт експериментальних досліджень	109
Висновки до розділу 3.	119
РОЗДІЛ 4. Екологічно-економічний та практичний аналіз впровадження технології	120
4.1. Еколого-економічний аналіз природоохоронних технологій використання штаму мікроводорості <i>Chlorella Vulgaris Polikarp</i>	120
4.1.1. Розрахунок загального економічного ефекту від впровадження технології очищення стічних вод із використанням <i>Chlorella vulgaris Polikarp</i>	131
4.1.2 Розрахунок зменшення екологічних збитків від забруднення водних ресурсів.	133
4.1.3. Розрахунок зменшення екологічних збитків від скорочення скидів важких металів.	135
4.1.4. Розрахунок терміну (строку)окупності технології використання <i>Chlorella vulgaris Polikarp</i>	137
4.2. Оцінка економічної доцільності використання хлорели в природоохоронних технологіях.....	139

4.2.1 Оцінка економічної доцільності використання хлорели при очищенні стічних вод.	140
4.2.2. Оцінка економічної доцільності використання хлорели при поглинанні та секвестрації CO ₂	141
4.2.3.Оцінка економічної доцільності використання хлорели при виробництва біопалива.	143
4.3. Розробка рекомендацій для управління водними ресурсами за умови використання біоремідації методом альголізації із застосуванням <i>Chlorella vulgaris</i> Polikarp	144
4.4. Потенціал комерційного та екологічного застосування високопродуктивного штаму <i>Chlorella vulgaris</i> Polikarp	147
Висновки до розділу 4	148
ВИСНОВКИ.....	150
СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ	153
Додатки.....	169
Додаток А. ДЕКЛАРАЦІЙНИЙ ПАТЕНТ НА КОРИСНУ МОДЕЛЬ	169
Додаток Б. ТЕХНІЧНІ УМОВИ ВИРОЩУВАННЯ ХЛОРЕЛИ.....	170
Додаток В. АКТИ ВПРОВАДЖЕННЯ ТЕХНОЛОГІЇ	171

ВСТУП

Актуальність теми. Забруднення прісних водойм техногенними речовинами є однією з ключових проблем у сфері технологій захисту навколишнього середовища. Водні об'єкти різного типу – малі річки, водосховища, ставки, техногенні водойми, інфільтрати полігонів твердих побутових відходів та інших водних об'єктів – зазнають значного антропогенного навантаження, що супроводжується накопиченням біогенних елементів, органічних сполук, нафтопродуктів та важких металів тощо. Це призводить до погіршення якості води, порушення екосистемних процесів та обмеження можливостей господарського використання водних ресурсів.

При цьому існуючі фізико-хімічні технології очищення води, які традиційно застосовуються для зменшення техногенного впливу, характеризуються високою енерго– та ресурсомісткістю, складністю експлуатації та утворенням вторинних відходів. У зв'язку з цим, актуальним є розвиток екологічно безпечних, ресурсоефективних та технологічно керованих методів очищення водних об'єктів, зокрема біологічних та біоремедіаційних технологій.

У цьому контексті, особливий інтерес становлять технології з використанням мікроводоростей, які поєднують здатність до біологічного очищення води з можливістю оперативної індикації її екологічного стану. При цьому, зокрема штам *Chlorella vulgaris* Polikarp характеризується високою продуктивністю, толерантністю до техногенних забруднень та можливістю стандартизованого культивування, що підтверджено авторськими науковими публікаціями, патентом України на автоматизований комплекс по вирощуванню мікроводоростей «BIODRUM» та розробленими технічними умовами на продукцію з хлорели.

Водночас, питання впровадження технології вирощування мікроводорості *Chlorella* Polikarp у системах захисту водних об'єктів як інженерно обґрунтованого способу очищення та індикації екологічного стану водойм, забруднених техногенними речовинами, залишаються недостатньо дослідженими, що зумовлює актуальність даної дисертаційної роботи.

Аналіз сучасних наукових джерел свідчить, що, незважаючи на значну кількість робіт, присвячених використанню мікроводоростей, зокрема зелених водоростей роду *Chlorella*, у процесах очищення вод низка принципових наукових і прикладних питань залишається недостатньо вирішеною. Більшість досліджень зосереджена на лабораторних або напівпромислових умовах і орієнтована переважно на очищення стічних вод, тоді як особливості застосування мікроводоростей у природних водоймах різного типу (річках, озерах, техногенних водоймах) досліджені фрагментарно.

Крім того, недостатньо вивченими залишаються питання адаптації високоефективних штамів *Chlorella* до різних гідрологічних, гідрохімічних та трофічних умов, а також стабільності їх функціонування в умовах змінного антропогенного навантаження. У наявних роботах переважає підхід, за якого мікроводорості розглядаються виключно як біоагента очищення, без належного урахування їх потенціалу, як інструменту оперативної екологічної індикації стану водних екосистем.

Окремою проблемою залишається відсутність комплексних технологічних рішень, що поєднують кероване вирощування мікроводоростей, контроль параметрів процесу та оцінку екологічної ефективності в реальних умовах функціонування водойм. Питання інтеграції біологічних методів очищення з автоматизованими системами культивування та моніторингу практично не отримали належного наукового обґрунтування, особливо в аспекті масштабування та впровадження у природоохоронну практику.

Крім цього, еколого-економічна ефективність застосування технологій на основі *Chlorella* у природних водоймах різного типу, з урахуванням можливості повторного використання біомаси, секвестрації CO₂ та зниження техногенного навантаження, досі не має достатнього узагальнення і системного аналізу.

Таким чином, на сьогодні існує наукова проблема, що полягає у необхідності переходу від фрагментарного використання мікроводоростей у водоохоронних заходах до розроблення та експериментального обґрунтування

керованих біотехнологій, здатних одночасно забезпечувати очищення водних об'єктів, екологічну індикацію їх стану та еколого-економічну доцільність впровадження. Саме вирішення цієї проблеми зумовлює актуальність, мету та завдання даного дисертаційного дослідження.

На сучасному етапі існує багато новаторських технологій біоремедіації вод, які полягають в прискоренні темпу мінералізації органічної матерії, що знаходиться у товщі води і донних відкладах водойми за рахунок введення препаратів, що містять суміш ензимів, які швидко розчинюють органічні забруднення, а також бактерій, що проявляють особливу підвищену активність в переробці розщеплюваних ензимами органічних забруднень з метою їх повної мінералізації [27, 29]. Результатом є органічні речовини, які знаходяться в донних відкладах і перетворюються в CO_2 (більш 70%), який розчиняється у воді, а надлишок його надходить в атмосферу. Спеціальні висококонцентровані біопрепарати містять живі бактерії, що належать до різних видів: аеробні, факультативні, анаеробні, хемосинтетичні, фотосинтетичні. При цьому, «Групи бактерій, що входять до складу біопрепаратів, представлені, зокрема пурпурними (несірчаними) бактеріями; пурпурними (сірчаними); бактеріями виду *Pseudomonas* (рід грамнегативних анаеробних неспороутворюючих бактерій); виду *Acaligenes* (рід грамнегативних аеробних паличкоподібних бактерій); виду *Citrobacter* (рід грамнегативних неспороутворюючих факультативно анаеробних бактерій); флавобактеріями (пігменто-утворюючі бактерії); бактеріями виду *Nitrobacter* (рід грамнегативних паличкоподібних хемоавтотрофних бактерій); *Nitrosomas* (нітритоокислюючі бактерії); *Nitrosococcus* (амонійокислюючі); *Comamonas* (вид протеобактерій); а також бацилами і цукроміцетами» [29].

Питання реалізації потенціалу мікроводоростей у практиці охорони водних ресурсів активно розроблялися і вітчизняними науковцями. Значний внесок у дослідження біологічних методів очищення води та біоіндикації зробили вчені Інституту гідробіології НАН України, зокрема у працях [117-118], де показано роль фітопланктону у формуванні якості води, процесах евтрофіка-

ції та самоочищення водних екосистем.

Крім того, у роботах українських дослідників обґрунтовано можливість використання мікроводоростей як чутливих біоіндикаторів антропогенного навантаження та як активних агентів зниження концентрацій біогенних елементів у водоймах різного типу.

Прикладні аспекти застосування мікроводоростей для очищення стічних та природних вод розглянуто у працях науковців Національного університету водного господарства та природокористування, Національного університету біоресурсів і природокористування України, а також Інституту біоенергетичних культур і цукрових буряків НААН України, де доведено ефективність біоремедіаційних процесів за участю зелених водоростей, зокрема, представників роду *Chlorella* [116].

У ряді досліджень українських авторів також показано перспективність інтеграції технологій культивування мікроводоростей у системи очищення техногенних стічних вод та деградованих водойм, що створює наукові передумови для розробки керованих біотехнологічних рішень у сфері захисту водних ресурсів.

Аналіз сучасних вітчизняних і зарубіжних досліджень свідчить, що, попри значний обсяг наукових даних щодо ролі мікроводоростей у біоремедіації водних об'єктів, більшість робіт має описовий або діагностичний характер і зосереджується переважно на пасивному моніторингу стану водойм. Реалізація ж потенціалу мікроводоростей, як керованого інструменту очищення та екологічної індикації водного середовища, досі не набула широкого практичного впровадження, особливо у контексті техногенно-навантажених та урбанізованих водних об'єктів.

Саме тому сформульовані у даному дослідженні мета, завдання та об'єкт спрямовані на вирішення актуальної науково-прикладної проблеми обґрунтування та експериментальну перевірку можливостей інтеграції мікроводоростей, зокрема представників роду *Chlorella*, у керовані технологічні системи очищення води. Обраний об'єкт дослідження та комплекс поставлених

завдань відповідають сучасному етапу розвитку екологічних біотехнологій і орієнтовані на подолання розриву між фундаментальними знаннями про біологічні процеси у водоймах та їх практичним використанням у системах захисту водних ресурсів.

Таким чином, дане дослідження позиціонується як розвиток і практичне поглиблення наявних наукових підходів, результати яких поки що не отримали належного технологічного втілення, що зумовлює його наукову новизну та прикладну значущість.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами.

Дисертаційну роботу виконано впродовж 2023-2026 років на базі Державної екологічної академії післядипломної освіти та управління і Вінницького національного технічного університету. Відповідно до напрямків роботи кафедри екології, хімії та технологій захисту довкілля ВНТУ за тематикою 16 К8 «Вдосконалення системи управління відходами електричного та електронного обладнання» (2024-2026); НДР № 16-Д-407 «Підвищення еколого-енергетичної безпеки урбанізованих територій шляхом поетапного раціонального впровадження енерго ефективних заходів в сфері теплопостачання» (2023-2025рр.). ДР № 0123U10199; НДР № 16-Д-408 «Підвищення ефективності декарбонізації та екологізації комунальної енергетики методом оптимізованого впровадження енергоощадних технологій» (2024-2026 рр.). ДР № 0124U001473, та кафедри екобезпеки ДЕА за темою «Впровадження технології вирощування мікроводорості *Chlorella* штаму Polikarp, як спосіб покращення та індикації екологічного стану водойм» (ДР № 0123U100749) (01.01.2023–31.12.2023), де автор брав участь як відповідальний виконавець.

Метою дисертаційної роботи є науково-технологічне обґрунтування та експериментальна оцінка ефективності впровадження технології вирощування і застосування мікроводорості *Chlorella vulgaris* штаму Polikarp у системах захисту навколишнього середовища як способу покращення та індикації екологічного стану прісних водойм, забруднених техногенними чинниками.

Об'єктом дослідження є технологічні процеси біологічного очищення

та відновлення водних об'єктів різного типу в умовах техногенного забруднення.

Предметом дослідження є технологічні параметри вирощування, біоремедіаційні властивості та індикативні характеристики мікроводорості *Chlorella vulgaris* штаму Polikarp у процесах очищення та оцінки екологічного стану прісних і техногенних вод.

Для досягнення поставленої мети у дисертаційній роботі передбачається розв'язання таких завдань:

1. Проаналізувати стан і основні проблеми захисту прісних водойм від техногенних забруднень з позицій природоохоронних технологій.
2. Узагальнити сучасні біологічні методи очищення та біоремедіації водних об'єктів, визначивши їх технологічні переваги та обмеження.
3. Дослідити екологічні функції мікроводоростей, як біологічних агентів очищення та індикації якості води.
4. Теоретично обґрунтувати умови вирощування *Chlorella vulgaris* та механізми її біоремедіаційної дії у водному середовищі.
5. Обґрунтувати вибір штаму *Chlorella vulgaris* Polikarp, як високопродуктивного та технологічно стабільного біологічного агента для очищення водойм.
6. Проаналізувати сучасні технології та обладнання для вирощування мікроводоростей, зокрема автоматизований комплекс «BIODRUM», з точки зору їх застосування у системах захисту водних ресурсів.
7. Оцінити відповідність біомаси *Chlorella vulgaris* Polikarp технічним умовам та стандартам якості, необхідним для екологічного використання.
8. Провести експериментальні дослідження ефективності технології альголізації для очищення прісних водойм (зокрема на прикладі Чорнобильського БРЗ та с. Музичі).
9. Дослідити вплив застосування *Chlorella* Polikarp на відновлення екосистеми річки Слана (Словенія).
10. Оцінити можливості використання *Chlorella* Polikarp для вилучення

важких металів з інфільтратів полігонів ТПВ та техногенних стічних вод.

11. Виконати еколого-економічний аналіз впровадження технології з позицій ефективності та ресурсозбереження.

12. Розробити науково-практичні рекомендації щодо впровадження технології у системах управління водними ресурсами та захисту навколишнього середовища.

Методи дослідження: статистичні (методи математичної статистики для аналізу і оцінки достовірності отриманих результатів), Data Analysis, виробничі (використання спеціалізованого обладнання для проведення аналізу складу зразків після альголізації) та експериментальні (метод внесення суспензії з мікрководорості), методи мікроскопічних досліджень, метод культивування нового штаму зелених водоростей *Chlorella vulgaris* Polikarp (Патент України № U201607588), який був використаний для проведення експерименту з альголізацією поверхневих вод, а також методи альголізації, моніторингових спостережень, еколого-економічного аналізу, тощо.

Наукова новизна отриманих результатів полягає у наступному:

Вперше:

- науково обґрунтовано та експериментально підтверджено можливість комплексного впровадження технології вирощування мікрководорості *Chlorella vulgaris* штаму Polikarp як інженерно-керованого інструменту очищення та індикації екологічного стану водойм різного типу (річкових, стоячих та техногенних), забруднених техногенними речовинами;

- для штаму *Chlorella vulgaris* Polikarp встановлено залежність ефективності очищення від типу водного об'єкта, що дозволило диференціювати технологічні підходи до альголізації річок, озер (ставків) та водойм, сформованих у зоні полігонів твердих побутових відходів;

- запропоновано комплексну еколого-економічну оцінку застосування *Chlorella* Polikarp у природоохоронних технологіях очищення води, що враховує не лише прямі витрати, а й екологічну вигоду від уникненого забруднення, секвестрації CO₂ та утилізації біомаси;

– науково обґрунтовано та впроваджено використання технічних умов ТУ У 03.0–36308885–001:2021, як інструменту стандартизації біоремедіаційної технології, що дозволяє масштабувати застосування *Chlorella Polikarp* без втрати екологічної ефективності та безпеки.

Набули подальшого розвитку:

– удосконалення технологічних параметрів культивування мікроводоростей шляхом інтеграції автоматизованого комплексу «BIODRUM», що забезпечує стабільність росту культури, відтворюваність біомаси та підвищення ефективності біоремедіаційних процесів у системах захисту водних ресурсів;

– подальший розвиток інженерних підходів до інтеграції біологічних методів у системи захисту навколишнього середовища, що дозволяє розглядати технологію альголізації на основі *Chlorella Polikarp*, як економічно доцільний та екологічно безпечний елемент сучасних водоохоронних систем.

Удосконалено:

– теоретичні положення біоремедіації водних об'єктів, доповнивши їх концепцією використання *Chlorella Polikarp* як біологічного агента подвійної дії – одночасного зниження концентрацій забруднювальних речовин і біоіндикації екологічного стану водного середовища.

Практичне значення отриманих результатів. Результати дисертаційної роботи мають вагомe практичне значення, оскільки спрямовані на впровадження інженерно-реалізованої природоохоронної технології.

1. Розроблено та апробовано технологію очищення прісних водойм від техногенних забруднень із використанням мікроводорості *Chlorella vulgaris* Polikarp, що підтверджено експериментальними дослідженнями:

- у річкових екосистемах (р. Слана);
- у стоячих водоймах (озеро/став у с. Музичі);
- у техногенних водоймах та інфільтратах полігонів ТПВ.

2. Запропоновано практичну схему впровадження авторського автоматизованого комплексу «BIODRUM» для культивування мікроводоростей у системах захисту водних ресурсів, що дозволяє:

- стабілізувати біотехнологічний процес;
- зменшити витрати на експлуатацію комплексу;
- забезпечити відтворюваність результатів очищення.

3. Авторські технічні умови ТУ У 03.0–36308885–001:2021 використано як основу для практичної стандартизації біомаси *Chlorella Polikarp*, що забезпечує можливість її застосування у промислових та комунальних природоохоронних технологіях.

4. Еколого-економічні розрахунки довели доцільність використання технології альголізації для очищення стічних і природних вод, а саме:

- чиста собівартість очищення 1 м³ води становить від 0,3 до 1,5 USD, що свідчить про можливість економічно вигідного або нейтрального впровадження;

- при виробництві біомаси чиста собівартість зменшується за рахунок реалізації побічної продукції.

5. Показано потенціал технології щодо секвестрації CO₂, що дозволяє інтегрувати її у кліматоорієнтовані природоохоронні проекти, зокрема:

- фіксація CO₂ мікрководоростями забезпечує часткову компенсацію витрат за рахунок уникнення платежів за викиди;

- утворена біомаса може бути повторно використана (рециклінг).

6. Обґрунтовано можливість використання біомаси *Chlorella Polikarp*, як сировини для виробництва біопалива, що знижує сумарну собівартість природоохоронної технології та підвищує її ресурсоефективність.

7. Розроблені науково-обґрунтовані рекомендації можуть бути використані:

- у діяльності підприємств водокористування та поводження з відходами;

- при проектуванні систем очищення техногенних стічних вод;

- у програмах відновлення малих річок та деградованих водойм та ін.

Достовірність результатів. Достовірність забезпечена значним обсягом експериментів альголізації водних об'єктів різного типу (прісних та техно-

генних водойм) із застосуванням сучасних математичних методів обробки, аналізу та оцінки отриманих результатів, а також задовільним збігом експериментальних даних із теоретичними розрахунками і моделями.

Апробація результатів дисертації. Основні положення дисертаційної роботи було висвітлено у доповідях на 4 науково практичних всеукраїнських та міжнародних конференціях.

За результатами дисертаційних досліджень опубліковано 14 наукових праць, із яких: 1 стаття у наукових періодичних виданнях, що індексуються міжнародними наукометричними базами даних (Scopus та Web of Science), 4 статті у наукових фахових виданнях із переліку МОН України, 5 патентів на корисну модель та 4 матеріалів доповідей у збірниках праць конференцій.

Структура та обсяг дисертації. Робота складається з анотації, вступу, чотирьох розділів, висновків, списку використаних літературних джерел, що містить 128 найменувань та трьох додатків. Загальний обсяг роботи становить 136 сторінок (без анотацій). Робота ілюстрована 31 таблицями та 18 рисунками.

Подяка. Автор висловлює щиру вдячність за допомогу, мудрі поради та організаційну підтримку науковому керівнику д.т.н., проф. Петруку Роману Васильовичу, а також д.геол.н., проф. Улицькому Олегу Андрійовичу за фахові консультації при проведенні досліджень.

РОЗДІЛ 1. НАУКОВІ ПЕРЕДУМОВИ ТА ЕКОЛОГІЧНІ ВИКЛИКИ ФУНКЦІОНУВАННЯ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ РІЗНОГО ТИПУ

1.1. Стан і проблеми охорони якості прісних водойм

Людська діяльність упродовж останніх століть суттєво трансформувала природні екосистеми в усьому світі, що пов'язано з активним використанням навколишнього середовища для різних видів господарської діяльності. У зв'язку з цим проблема якості природних водойм, розташованих у межах урбанізованих територій, набула особливої актуальності, починаючи з середини XX століття. Це зумовлено зростанням чисельності міського населення та відповідним розвитком інженерної й комунальної інфраструктури.

За даними Євростату на сьогодні понад 70% населення Європи проживає в містах, а за прогнозами Європейської комісії до 2050 року сягне 80%. Звичайно, в Україні темпи урбанізації є дещо нижчими, однак це не свідчить про кращий екологічний стан водних об'єктів. Навпаки, подальший розвиток міських агломерацій, імовірно, призведе до розширення спектра та зростання інтенсивності антропогенних впливів на природні екосистеми, зокрема на водні об'єкти, які є важливими структурними елементами міського середовища.

Україна належить до держав з порівняно низьким водоресурсним потенціалом. Середня забезпеченість водними ресурсами на одну особу становить близько 1000-1790 м³ на рік, що значно менше, порівняно з більшістю європейських країн. За прогнозами, до 2050 року обсяг води на душу населення може знизитися до 837 м³, що підкреслює ризик формування дефіциту водних ресурсів [1].

З метою покращення водозабезпечення в Україні створено понад 1160 водосховищ загальним об'ємом близько 55 км³. Існує значна мережа магістральних каналів (понад 1000 км) і водоводів (понад 2000 км) [2].

Водночас ключовими проблемами залишаються:

- нерівномірний розподіл водних ресурсів;

- низька щільність річкової мережі та високий рівень забруднення, що створює ризики водного дефіциту унаслідок антропогенного впливу у водоймах посилюються процеси евтрофікації;

- замулювання та накопичення забруднювальних речовин, що призводить до порушення природних механізмів самоочищення і деградації, зокрема, функціонуванню водних екосистем.

Функціонування водних об'єктів різного типу – річок, озер, водосховищ, боліт, підземних вод, морів) – ґрунтується на низці гідрогеологічних, біологічних і географо-кліматичних наукових передумов (табл. 1.1).

Таблиця 1.1 – Наукові передумови функціонування водних об'єктів

№	Наукові передумови	Складові
1	Гідрологічні	Кругообіг води в природі (опаді – стік – інфільтрація – випаровування)
		Водний баланс території
		Режим стоку (паводки, межень, сезонні коливання);
		Взаємодія поверхневих і підземних вод
2	Гідрохімічні	Хімічний склад води (мінералізація, рН, вміст кисню);
		Надходження біогенних елементів (азот, фосфор);
		Природна самоочисна здатність водних екосистем
3	Біологічні передумови	Існування водних екосистем (фітопланктон, зоопланктон, бентос, риби)
		Трофічні ланцюги та біопродуктивність
		Біорізноманіття як чинник стійкості екосистем
4	Географічні та кліматичні	Кліматичні умови (температура, кількість опадів);
		Рельєф і геологічна будова
		Зональні особливості (лісова, степова, гірська зони).

Водночас, у сучасних умовах ці об'єкти зазнають дії численних екологічних викликів, зумовлених зростанням антропогенного навантаження та проявами кліматичних змін (табл. 1.2.).

Наукове розуміння взаємопов'язаних гідрологічних, хімічних, біологічних та географічно-кліматичних процесів є основою раціонального використання та охорони водних ресурсів. Разом з тим, сучасні екологічні виклики вимагають переходу до інтегрованого управління водними ресурсами, впровадження екологічно безпечних технологій очищення та посилення природо-

охоронних заходів, що є особливо актуальним для України.

Таблиця 1.2 – Екологічні виклики функціонування водних об'єктів

№	Екологічні ви-клики	Складові
1	Забруднення вод	Скидання промислових і побутових стічних вод
		Аграрне забруднення (нітрати, пестициди)
		Накопичення важких металів і нафтопродуктів
2	Евтрофікація	Надлишкове надходження біогенів
		«Цвітіння» води
		Зниження вмісту розчиненого кисню та загибель гідробіонтів
3	Порушення гід-рологічного ре-жиму	Зарегулювання стоку (греблі, водосховища)
		Осушення боліт
		Зменшення природних паводків
4	Зміна клімату	Зростання температури води
		Зменшення водності річок
		Часті посухи та екстремальні паводки
5	Втрата біорізно-маніття	Зникнення аборигенних видів
		Поширення інвазійних організмів
		Деградація місць нересту риб

Гідрохімічні характеристики водойм широко використовують як індика-тор оцінки якості водного середовища в більшості країн світу [3].

До основних показників належать фізико-хімічні параметри (температу-ра, прозорість, рН, вміст розчиненого кисню, біохімічне споживання кисню, окиснюваність), вміст біогенних елементів (сполуки азоту, фосфору, крем-нію) та концентрації токсичних речовин (важкі метали, нафтопродукти, пес-тициди, синтетичні органічні сполуки). Використання цих показників дозво-ляє здійснювати інтегральну оцінку ступеня забруднення води – від чистої до надзвичайно забрудненої.

Забруднення води визначається як надходження у водне середовище ре-човин або енергії, що призводить до зміни її властивостей і чинить негатив-ний вплив на водні екосистеми, суспільство та здоров'я людини. Найбільш небезпечними для водойм є хімічне та біологічне забруднення, оскільки вони безпосередньо впливають на якість води та стан гідробіонтів.

Велика кількість робіт присвячена вивченню особливостей формування гідрохімічного стану водойм в межах урбанізованих та сільськогосподарських

територій України: Канівського заповідника [119], Шацького національного природного парку [117], Дніпровсько-Орільського заповідника [120], заповідника «Медобори» [121], регіонального ландшафтного парку «Нижнєворсклянський» [122], Рівненського природного заповідника [123], Поліського природного заповідника [124], Національного природного парку «Нижнє-сультський» [125], Національного природного парку «Деснянсько-Старогутський» [126], Карпатського біосферного заповідника [127], Слов'янських солоних озер (Україна), що входять до складу регіонального ландшафтного парку «Слов'янський курорт» [128].

Залежно від характеру впливу забруднення водойм поділяють на механічне, хімічне, біологічне, теплове, радіоактивне, евтрофікаційне та інші (табл. 1.3).

Таблиця 1.3 Типи забруднень водойм за характером впливу на воду та водні організми

№	Тип забруднення	Механізм	Джерела	Приклади забруднювачів	Наслідки
1	Механічне	Потрапляння у воду твердих частинок	Ерозія ґрунтів, стоки з берегів міст і полів, Будівельні відходи, пластик, пакети, пляшки	тверді частинки та сміття, що змінюють фізичні властивості води, Намул, пісок і пил, пластик	зменшення прозорості води, замулення дна, Втрата кисню для водних організмів, Забруднення дна та зміна гідрологічного режиму
2	Хімічне	Надходження хімічних речовин	Промислові підприємства (хімічна, металургійна, нафтохімічна промисловість), комунально-побутові стоки міст, поверхневий стік з полів	Свинець (Pb), кадмій (Cd), ртуть — важкі метали з промислових стоків, Нафтопродукти (від розливів та технічних витоків), пестициди та гербіциди зі сільськогосподарства	токсичність води, загибель водних організмів, Кумуляція шкідливих речовин у харчових ланцюгах, Погіршення якості води для господарських та питних потреб
3	Біологічне	Потрапляння	Недостатньо	патогенні бакте-	поширення

№	Тип забруднення	Механізм	Джерела	Приклади забруднювачів	Наслідки
	(бактеріальне)	мікроорганізмів, або продуктів їхньої життєдіяльності.	очищені комунальні та стічні води підприємств харчової, м'ясопереробної, цукрової промисловості	рії, найпростіші, спори грибів, яйця гельмінтів тощо	патогенів, «цвітіння» води, загроза здоров'ю людей (інфекційні захворювання)
4	Теплове	Підвищення температури води	Скиди охолоджувальної води з ТЕС і АЕС	Зменшення вмісту кисню, зміна видового складу	Зміна біологічного режиму водойми, поширення теплолюбних водоростей, включно з шансом «цвітіння»
5	Радіоактивне	Потрапляння радіонуклідів	Аварії на атомних об'єктах, несанкціоновані викиди	Радіоактивні частинки можуть потрапляти в харчові ланцюги через рибу та водні організми	Накопичення радіації в організмах та довготривала радіаційна небезпека для людей і тварин
6	Евтрофікація (окремий вид)	Надмірне збагачення водойм поживними речовинами	Сільськогосподарські стоки	Азот, фосфор	Дефіцит кисню через розкладання органіки, масова загибель водних організмів
7	Шумове та вібраційне (локально)	судноплавство, будівництво			Порушення поведінки риб та інших організмів

Найнебезпечнішими для екосистем водойм є хімічне та біологічне забруднення, оскільки вони безпосередньо впливають на якість води та здоров'я живих організмів [4].

У наукових дослідженнях забруднення водних екосистем зазвичай розглядають різні типи водних об'єктів: прісні проточні водойми (річки), стоячі водойми природного і штучного походження (ставки, озера, водосховища), а також техногенні водні об'єкти. Водойми класифікують за походженням, характером водообміну, господарським використанням, солоністю, розмірами та просторовим розташуванням (табл. 1.4).

Таблиця 1.4 – Поділ водойм за основними ознаками

№	Ознаки	Групи водойм	Приклади
1	За походженням	природні	річки, озера, моря, океани
		штучні	водосховища, канали, ставки
2	За характером водообміну	проточні	річки, струмки
		непроточні або слабо проточні	озера, ставки
3	За господарським використанням	питні	водозабори
		зрошувальні	зрошення
		енергетичні	ГЕС
		рекреаційні	курорти, пляжі
4	За солоністю води	прісні	Дніпро, Десна
		солоні	Чорне море
		солонуваті	лимани
5	За розмірами	малі	струмки, ставки
		середні	озера, річки
		великі	моря, океани
6	За розташуванням	поверхневі	річки, озера
		підземні	підземні води, артезіанські басейни

Природні та штучні водойми – річки, озера, водосховища, ставки, техногенні накопичувачі, зазнають комплексного впливу забруднювальних речовин органічного та неорганічного походження, що призводить до деградації водних екосистем, евтрофікації та втрати або зниження біологічного різноманіття. Особливо вразливими є малі річки, ставки і локальні водойми та техногенні водні об'єкти, які характеризуються обмеженою здатністю до самоочищення. Для техногенних водойм, інфільтратів полігонів твердих побутових відходів та дренажних вод характерне накопичення важких металів, що суттєво ускладнює застосування традиційних фізико-хімічних методів очищення [5].

Отже, незважаючи на високу ефективність фізико-хімічних методів та технологій, їх використання супроводжується значними енергетичними та матеріальними витратами і не забезпечує можливості біологічної індикації стану водних екосистем. У зв'язку з цим зростає інтерес до біологічних методів, серед яких особливе місце займають технології з використанням мікробіодоростей, що поєднують очищувальну та індикативну функції.

Зазначені екологічні виклики зумовлюють необхідність переходу від пасивного моніторингу стану водних об'єктів до впровадження керованих тех-

нологій захисту водних ресурсів, здатних не лише фіксувати зміни якості води, але й забезпечувати її цілеспрямоване очищення та відновлення екосистемних функцій. Такий підхід відповідає сучасним концепціям інтегрованого управління водними ресурсами та технологіям захисту навколишнього середовища.

Серед біологічних методів очищення та відновлення водних об'єктів особливе місце займають технології з використанням мікроводоростей, що поєднують високу ефективність біоремедіації з можливістю екологічної індикації стану водного середовища. Дослідження численних авторів свідчать, що мікроводорості здатні інтенсивно поглинати біогенні елементи, органічні сполуки та іони важких металів, а також чутливо реагують на зміни гідрохімічних параметрів води, що робить їх ефективним інструментом комплексного екологічного контролю та очищення [6-8].

Якісні та кількісні характеристики фітопланктону безпосередньо залежать від ознак водойм, оскільки різні умови середовища по-різному впливають на розвиток водоростей. Саме тому, в умовах зростання антропогенного навантаження на довкілля, проблем погіршення екологічного стану водних об'єктів різного типу набуває особливої актуальності та потребує нових ефективних інструментів очищення води.

Водночас реалізація потенціалу мікроводоростей у практиці охорони водних ресурсів потребує розробки та впровадження нових технологічно керованих систем їх вирощування і застосування, орієнтованих на стабільність процесів, відтворюваність результатів та відповідність вимогам екологічної безпеки.

1.2. Мікроводорості як індикатори та засоби очищення води

Наведені вище дослідження свідчать про те, що потенціал використання мікроводоростей доцільно розглядати не лише як об'єкт екологічних досліджень, а як інженерно значущий елемент технологій захисту навколишнього середовища, що відповідає завданням спеціальності 183 «Технології захисту

навколишнього середовища».

У сучасних наукових дослідженнях дедалі більшого поширення набувають біотехнологічні підходи до відновлення водних екосистем, зокрема із застосуванням мікроводоростей. Мікроводорості характеризуються високою швидкістю росту, здатністю до ефективного поглинання біогенних елементів і токсичних сполук, а також чутливо реагують на зміни екологічного стану водного середовища, що дозволяє використовувати їх як біоіндикатори екологічного стану водних об'єктів різного типу.

Якісні та кількісні характеристики фітопланктону безпосередньо залежать від типу водойми, її гідрологічного режиму, трофічного стану, температурних умов та рівня антропогенного навантаження. Саме ці чинники (тип, солоність, глибина, температура, поживність) визначають видовий склад фітопланктону. Його чисельність, біомасу інтенсивність розвитку.

Фітопланктон водойм урбанізованих територій України, зокрема м. Києва, досліджувався багатьма авторами [117-127]. Було досліджено ряд водних об'єктів Національного природного парку «Голосіївський». Вивчено видовий склад, сезонну динаміку, кількісне різноманіття фітопланктону, продукційно-деструкційні процеси, визначено якість води за різними показниками. Автори з'ясували, що ставки суттєво відрізняються за видовим складом фітопланктону та сукупністю еколого-санітарних показників, що пов'язано насамперед з відмінним антропогенним впливом на ці водні об'єкти. Простежується тенденція погіршення якості води у каскаді ставів, розміщених в безпосередньо в зоні відпочинку, у порівнянні з тими, що розміщені в Голосіївському лісі. Загалом у каскаді цих ставів було ідентифіковано 272 види водоростей, представлених 284 внутрішньовидовими таксонами з 9 відділів. Основу видового різноманіття складали представники зелених, діатомових, синьозелених та евгленових водоростей.

Основу видового багатства заплавних озер м.Києва складали Chlorophyta, Bacillariophyta та Cyanoprokaryota. Характерною рисою фітопланктону є значна кількість одновидових і двовидових родин і родів.

На прикладі водойм м. Києва [117] встановив основні закономірності функціонування фітопланктону в різнотипних водоймах мегаполісу за структурно-функціональними показниками. Незалежно від походження водойм зі зростанням антропогенного впливу відбувалось зниження структурних показників фітопланктону (видове та надвидове багатство, інформаційне різноманіття). У фітопланктоні досліджуваних різнотипних водойм ідентифіковано 554 види (594 в.в.т.), 3 види і 1 різновид водоростей були новими для флори України.

Загалом, встановлено, що зі зростанням антропогенного впливу спостерігається зниження видового та надвидового різноманіття, домінування синьо-зелених водоростей і формування умов для «цвітіння» води. Аналогічні закономірності зафіксовані для водойм інших міст України та світу, що підтверджує універсальність реакції водоростевих угруповань на техногенне навантаження. Наприклад, в праці Коненко Г.Д. та ін. представлені результати експедиційних досліджень ставків Українського Полісся [9]. Автори відмічали значний розвиток синьо-зелених водоростей.

Дослідженнями фітопланктону водойм дендропарку «Олександрія» (м. Біла Церква) встановлено, що видове багатство представлено 164 видами (172 в.в.т.), з яких 6 відзначено як рідкісні або нові для флори України, та характерне значне різноманіття евгленових водоростей.

Численні дослідження водойм в Україні показали, що домінуючі комплекси фітопланктону характеризувались як синьо зелено-діатовий, діатово-зелений, синьо-зелено-динофітовий. Встановлено, що весною присутнє домінування *Bacillariophyta* (в основному виді в роду *Stephanodiscus*), влітку ж спостерігали «цвітіння» води, викликане масовим розвитком синьо-зелених водоростей: *Anabaena flos-aqua* та *Aphanizomenon flos-aqua*.

Численні дослідження урбанізованих і рекреаційних водойм Європи, Північної Америки та Азії свідчать, що структурно-функціональні характеристики фітопланктону є надійним індикатором евтрофікації та органічного забруднення. Зміна домінуючих таксонів, зростання біомаси синьо-зелених во-

доростей, зменшення ролі діатомових і золотистих є типовими ознаками деградації водних екосистем. Наприклад, домінуючими за біомасою у фітопланктоні невеликих водойм басейну озера Вікторія (Кенія) були діатомові та синьо-зелені водорості, що пов'язано з надходженням забруднюючих речовин із прилеглих сільськогосподарських територій [10]. Аналогічну закономірність виявлено в структурі фітопланктону Сважендського озера (Польща). Дослідження показали, що найбільш чисельними були синьо-зелені водорості, домінуючими видами були *Pseudanabaena limnetica* та *Aph. gracile*. При чому синьо-зелені домінували з липня до листопада, і найбільшій чисельності досягали *P. limnetica*, *A. smithii*, *Aph. gracile*. Найбільша частка діатомових, криптофітових та золотистих водоростей реєструвалась навесні, найбільш чисельними були *Nitzschia acicularis*, *Cryptomonas marssonii*, *Rhodomonas lacustris*, *Erkenia subaequiciliata*, *Dinobryon sociale*. Загалом дослідниками у фітопланктоні озера було ідентифіковано 136 видів з 9 відділів, найвища кількість таксонів була характерна для зелених, синьо-зелених, діатомових та золотистих, тоді як інші таксономічні групи були представлені невеликою кількістю видів. Автори відмічають, що водойма є гіпертрофною, зазнає сильного антропогенного впливу впродовж багатьох років внаслідок притоку стічних вод міста [11]. Польськими дослідниками [12] було також вивчено сезонні зміни фітопланктону озера Єзерак, екосистема якого знаходиться під антропогенним впливом поширення туризму та вітрильного спорту. Було встановлено, що видове багатство водоростей планктону водойми є низьким (96 видів), його основу складали діатомові, синьо-зелені та зелені. Домінуючими видами влітку були синьо-зелені та евгленові, а в холодні періоди – синьо-зелені й криптофітові. Біомаса фітопланктону влітку в середньому була 15,79 мг/дм³, на весні та восени – 17,56 мг/дм³. Домінанти – *Aph. gracile*, *Limnithrix redekei*, *P. agardhii* та *P. limnetica* – складали не більше 42% загальної біомаси.

У фітопланктоні двох ставів Познані було ідентифіковано 274 види водоростей. Основу видового багатства складали зелені та діатомові водорості.

Відзначено зменшення біомаси фітопланктону в одному зі ставів після вилучення з нього донних відкладів.

Одне з найбільших озер Америки – оз. Вашингтон (Сієтл, США) було евтрофіковано внаслідок зростання надходження стічних вод [13]. Якщо у 1933-1950рр. домінуючими видами планктону були *Anabaena* та деякі діатомові та динофітові водорості, то вже після 1950 р. (посилення впливу забруднюючих речовин в основному зростання концентрації фосфатів) відзначали домінування синьо-зеленої водорості *Oscillatoria rubescens*, зменшення частки діатомових та дефіцит кисню [14]. Проведена кампанія на озері Вашингтон, яка була найдорожчим (140млндоларів) заходом боротьби із забрудненням на той час, мала позитивний ефект: стан озера наблизився до «трофічної рівноваги» [15].

У Женевському озері (Швейцарія – Франція) впродовж 70-их років минулого століття внаслідок зростання кількості населення на водозбірній площі, широкого використання миючих засобів та неналежного очищення стічних вод значно зросла концентрація загального фосфору. Це, в свою чергу, призвело до «цвітіння» води влітку. Зменшити надходження фосфору вдалось після того, як стічні води почали обробляти сполуками заліза. І вже наприкінці 90-их років його концентрація знизилась майже втричі. Це призвело до зниження середньорічної біомаси в основному за рахунок мікропланктону, оскільки біомаса нанопланктону залишалась високою[16]. Однак якщо до 1990-их років дескриптори фітопланктону покращувались, як і очікувалось (зниження біомаси, поява представників діатомових водоростей, збільшення внеску нанопланктону), то незважаючи на появу оліготрофних видів, біомаса літнього фітопланктону зростала. Це пояснювалось масовим розвитком більш крупних видів, які толерантні до високих температур та низької інтенсивності світла, їх форма забезпечує не лише високе співвідношення площі до об'єму, а й збільшує стійкість до виїдання зоопланктоном. Було встановлено достовірну кореляцію середньорічної чистої первинної продукції та біомаси нанопланктону. Найбільш репрезентативним періодом для досліджен-

ня впливу зниження концентрацій фосфору на кількісні характеристики фітопланктону вважають літо. Попри зниження навантаження сполуками фосфору, продукція фітопланктону збільшилась [17].

Евтрофікація Боденського озера (Німеччина) проявлялась заміщенням крупних форм діатомових (пенатних) дрібними (центричними), а також витісненням представників *Pennales* й *Chrysophyceae* іншими – *Chlorophyceae* та *Cyanophyceae* [18].

Підсумовуючи проаналізовані літературні дані, можна виділити характерні ознаки фітопланктону водойм, що зазнають антропогенного тиску: низьке видове різноманіття, домінування обмеженої кількості таксонів, зростання біомаси за рахунок масового розвитку синьо-зелених водоростей, переважання дрібноклітинних форм та зменшення ролі діатомових і золотистих водоростей.

Натомість фітопланктон водойм природоохоронних територій характеризується більш високим різноманіттям, стабільною структурою угруповань і помірними значеннями біомаси.

Особливої уваги заслуговують дослідження [19] в яких була зроблена оцінка росту зелених водоростей *Chlorella sp.* у стічних водах та ефективність видалення цими водоростями азоту, фосфору, хімічного споживання кисню (ХСК) та іонів металів зі стічних вод. Дослідження показали високу ефективність видалення поживних речовин за допомогою *Chlorella sp.*: видалення азоту та ефективного зменшення фосфору досягає до 83,2%, іони металів, особливо Al, Ca, Fe, Mg і Mn також видаляються дуже ефективно. Результати дослідження підтвердили, що вирощування водоростей в багатому поживними речовинами центрифугованому розчині відкриває нові можливості застосування водоростевих процесів на очисних спорудах для регулювання навантаження поживних речовин в аераційному резервуарі, куди повертається центрифугат, виконуючи подвійну функцію: зниження вмісту поживних речовин і виробництво цінної сировини для біопалива. Особливу увагу привертають дослідження, присвячені використанню зелених водоростей ро-

ду *Chlorella* у процесах очищення стічних і природних вод, що зумовлено їх високою біопродуктивністю, екологічною пластичністю та здатністю ефективно поглинати біогенні й токсичні компоненти водного середовища. У низці робіт показано, що *Chlorella* sp. здатна забезпечувати значне зниження концентрацій сполук азоту й фосфору, органічних речовин та іонів металів у стічних водах різного походження. Так, Ванг та співавтори [19] встановили, що вирощування *Chlorella* sp. у стічних водах міських очисних споруд дозволяє видаляти до 83 % азоту та фосфору, а також ефективно знижувати вміст іонів Al, Fe, Mn та інших металів, поєднуючи процес очищення з накопиченням цінної біомаси.

У роботах Освальда [21] та Парка та ін. [22] доведено ефективність використання *Chlorella* у високонавантажених водоростевих ставках для очищення комунальних і промислових стічних вод, де мікрководорості виступають ключовим елементом біоре mediaції та забезпечують стабілізацію кисневого режиму.

Дослідження Abdel-Raouf et al. [23] показали здатність *Chlorella vulgaris* активно акумулювати важкі метали (Cd, Pb, Cu, Zn) із забруднених вод, що дозволяє розглядати її як перспективний агент біосорбції в техногенно навантажених водоймах.

Важливим є також те, що у низці досліджень *Chlorella* розглядається не лише як очисний агент, а і як біоіндикатор екологічного стану водних об'єктів. Зміни інтенсивності росту, морфологічних ознак та фізіолого-біохімічних показників клітин *Chlorella* чутливо відображають варіації трофічного навантаження й токсичності водного середовища, що підтверджено у роботах Borowitzka [24] та Markou, Georgakakis [25].

Таким чином, використання зелених водоростей роду *Chlorella* формує наукове підґрунтя для створення інтегрованих технологій, які поєднують функції біологічного очищення та екологічної індикації водних екосистем.

1.3. Сучасні біологічні методи біоре mediaції водойм

У сучасних умовах зростання антропогенного навантаження на водні екосистеми біологічні методи очищення водойм набувають особливого значення як екологічно безпечна альтернатива або доповнення до фізико-хімічних технологій. Основою таких методів є біоремедіація – комплекс процесів, спрямованих на зниження концентрацій забруднювальних речовин у водному середовищі за рахунок життєдіяльності живих організмів або їх метаболічних продуктів

Технології біоремедіації базуються на властивій біологічним системам здатності перетворювати, накопичувати або мінералізувати токсичні сполуки. Ці технології відрізняються високим ступенем селективності, мінімальним споживанням енергії та незначним вторинним забрудненням навколишнього середовища.

Сучасні біологічні методи очищення водних об'єктів у межах біоремедіації доцільно класифікувати за типом залучених біологічних агентів (рис. 1.1).

При цьому, біоремедіація з використанням мікроводоростей [26] займає особливе місце серед біологічних методів очищення водойм, та поєднує функції біологічного очищення, стабілізації екосистеми та екологічної індикації.

Як вказано на рис. 1.1, мікроводорості здатні: активно поглинати сполуки азоту та фосфору, знижуючи рівень евтрофікації; акумулювати важкі метали (Cd, Pb, Cu, Zn) шляхом біосорбції; трансформувати органічні забруднювачі; покращувати кисневий режим водойм за рахунок фотосинтезу.

Механізми біоремедіаційної дії мікроводоростей реалізується через низку взаємопов'язаних механізмів [27]:

1. Біосорбція – пасивне зв'язування іонів важких металів на поверхні клітинної оболонки.
2. Біоаккумуляція – активне поглинання забруднювачів з подальшим включенням у метаболічні процеси.
3. Біотрансформація — перетворення токсичних сполук у менш небезпечні форми.

4. Фотосинтетична оксигенація — насичення води киснем, що стимулює процеси природного самоочищення.

Класифікація біологічних методів біоремедіації водойм

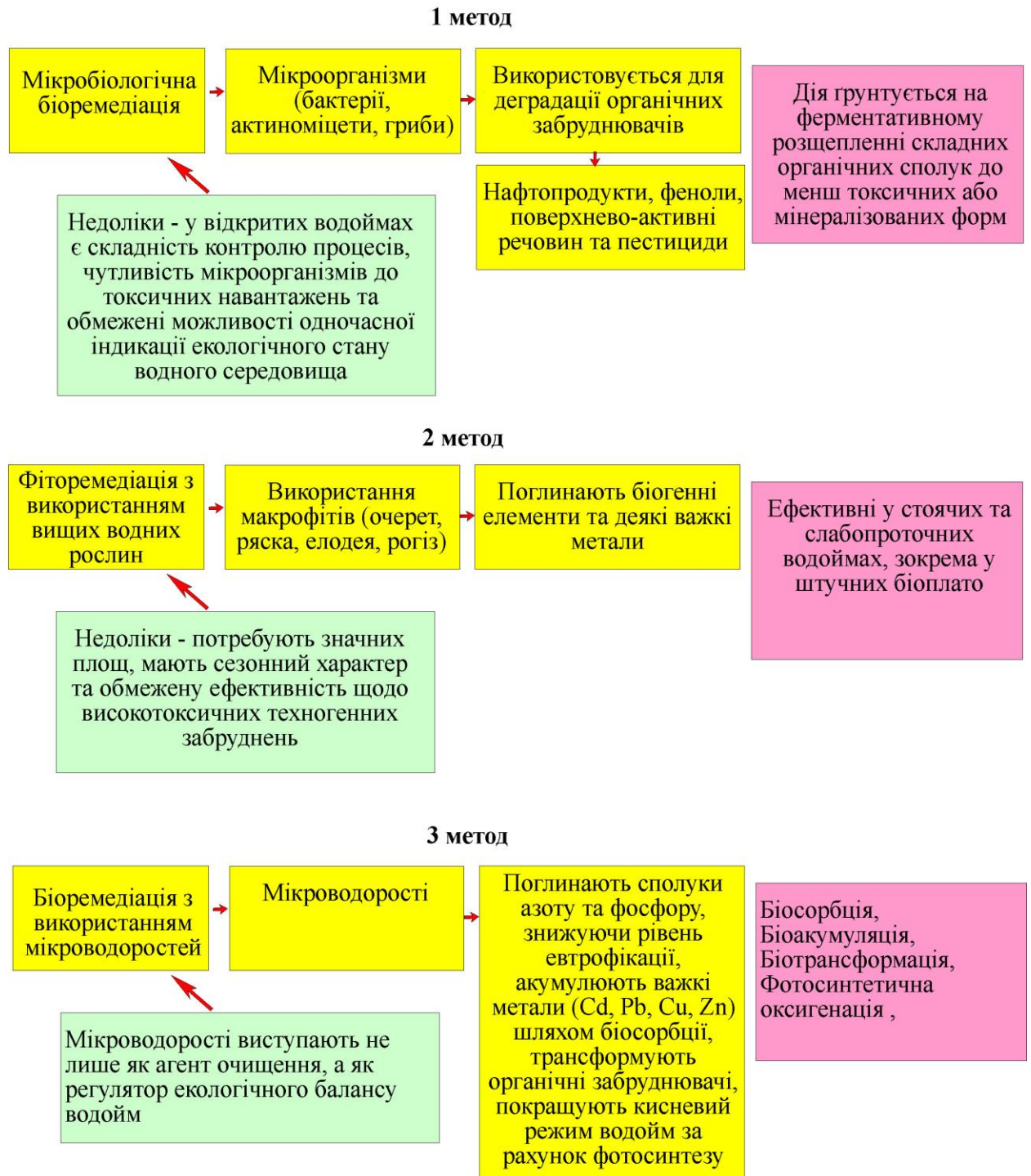


Рис. 1.1. – Класифікація біологічних методів біоремедіації водойм

Завдяки цим механізмам мікроводорості виступають не лише як агент очищення, а як регулятор екологічного балансу водойм.

До основних переваг біоремедіації належать:

- екологічна безпечність;
- низька енергоємність;
- можливість інтеграції в природні екосистеми; поєднання очищення та моніторингу [28].

Серед обмежень слід відзначити залежність ефективності від гідрохімічних умов, температури та світлового режиму, а також необхідність стандартизації біологічних агентів. Саме ці обмеження обумовлюють потребу у використанні стійких, стандартизованих штамів мікроводоростей, здатних функціонувати в широкому діапазоні умов.

Біоремедіація на основі мікроводоростей вважається ефективною альтернативою для модернізації традиційних систем очищення, оскільки вона пропонує надійне рішення для роботи з рідкими або твердими відходами, утвореними звичайними методами, а також перетворює їх на продукти з даною вартістю (рис. 1.2).

Завдяки високій здатності мікроводоростей поглинати поживні речовини та виробляти значну біомасу, дослідження з вивчення їх ефективності з комерційної сторони зростають. Порівняно з судинними рослинами, швидкість росту мікроводоростей значно вища, а культивування мікроводоростей як етап не має шкідливого впливу на навколишнє середовище.

Суть біоремедіації полягає у використанні природних здатностей живих організмів поглинати забруднюючі речовини у процесі своєї життєдіяльності.

Існує багато новаторських технологій біоремедіації вод, які полягають в прискоренні темпу мінералізації органічної матерії, що знаходиться в товщі води і донних відкладах водойми за рахунок введенні препаратів, що містять суміш ензимів, які швидко розчинюють органічні забруднення, а також бактерій, що проявляють особливу підвищену активність в переробці розщеплюваних ензимами органічних забруднень з метою їх повної мінералізації [27].

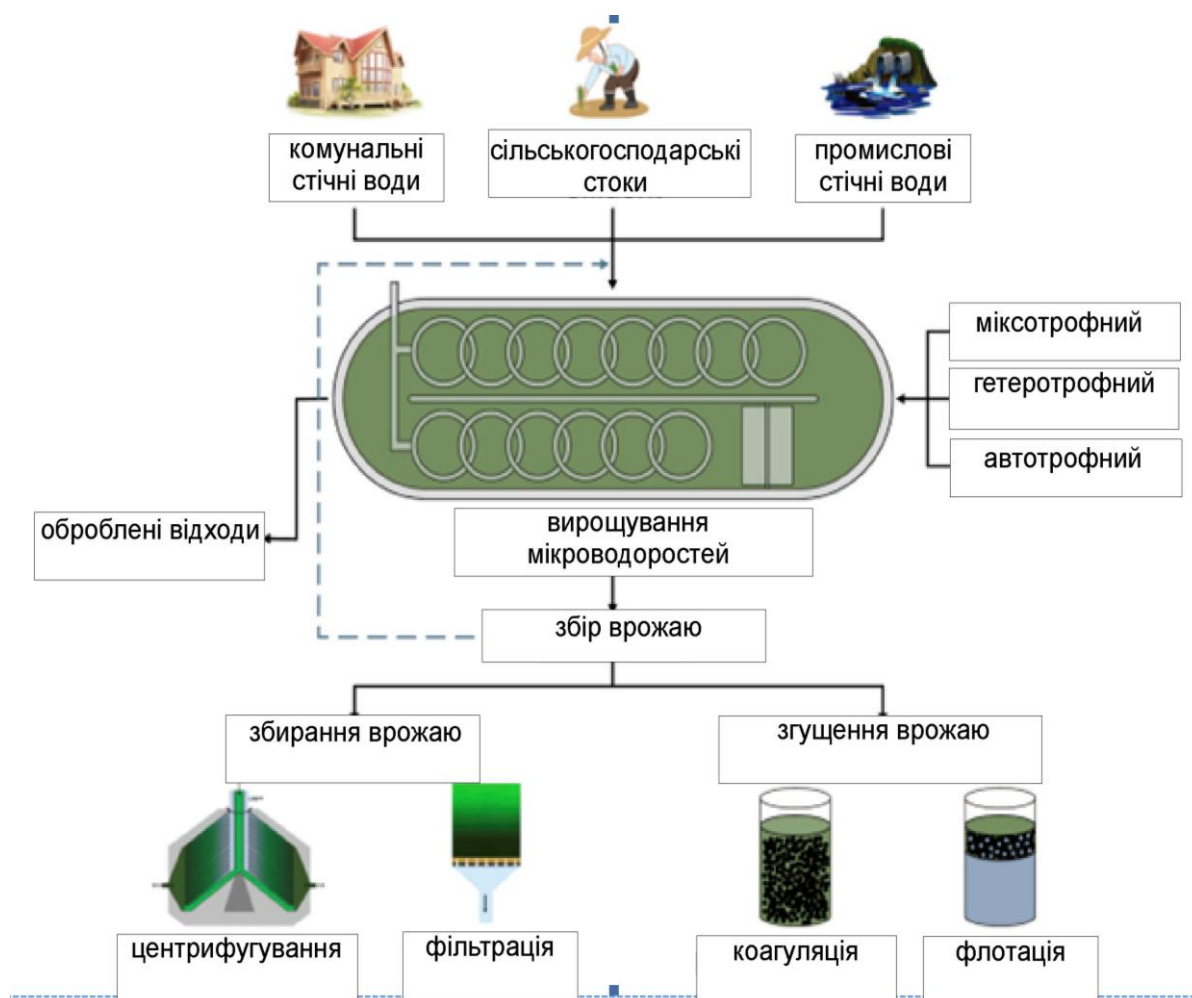


Рис. 1.2 – Технології виробництва біомаси та біопалива під час очищення стічних вод за рахунок мікробіодоростей.

Результат – органічні речовини, які знаходяться в донних відкладах, перетворюються в CO_2 (більш 70%), який розчиняється у воді, а надлишок його надходить в атмосферу. Спеціальні високонцентровані біопрепарати містять живі бактерії, що належать до різних видів: аеробні, факультативні, анаеробні, хемосинтетичні, фотосинтетичні. «Групи бактерій, що входять до складу біопрепаратів представлені пурпурними (несірчаними) бактеріями, пурпурними (сірчаними); бактеріями виду *Pseudomonas* (рід грамнегативних анаеробних неспоро-утворюючих бактерій); виду *Acaligenes* (рід грамнегативних аеробних паличкоподібних бактерій); виду *Citrobacter* (рід грамнегативних неспороутворюючих факультативно анаеробних бактерій); флавобактеріями (пігменто-утворюючі бактерії); бактеріями виду *Nitrobacter* (рід грамнегатив-

них паличкоподібних хемоавтотрофних бактерій); Nitrosomas (нітритоокислюючі бактерії); Nitrosoccus (амонійокислюючі); Comamonas (вид протеобактерій); а також бацилами і цукроміцетами» [29].

Питання реалізації потенціалу мікроводоростей у практиці охорони водних ресурсів активно розроблялися і вітчизняними науковцями. Значний внесок у дослідження біологічних методів очищення води та біоіндикації зробили вчені Інституту гідробіології НАН України, зокрема у працях [117-128], де показано роль фітопланктону у формуванні якості води, процесах евтрофікації та самоочищення водних екосистем.

У роботах українських дослідників обґрунтовано можливість використання мікроводоростей як чутливих біоіндикаторів антропогенного навантаження та як активних агентів зниження концентрацій біогенних елементів у водоймах різного типу.

Прикладні аспекти застосування мікроводоростей для очищення стічних та природних вод розглянуто у працях науковців Національного університету водного господарства та природокористування, Національного університету біоресурсів і природокористування України, а також Інституту біоенергетичних культур і цукрових буряків НААН України, де доведено ефективність біоремедіаційних процесів за участю зелених водоростей, зокрема представників роду *Chlorella*.

У ряді досліджень українських авторів показано перспективність інтеграції технологій культивування мікроводоростей у системи очищення техногенних стічних вод та деградованих водойм, що створює наукові передумови для розробки керованих біотехнологічних рішень у сфері захисту водних ресурсів.

Аналіз сучасних вітчизняних і зарубіжних досліджень свідчить, що, попри значний обсяг наукових даних щодо ролі мікроводоростей у біоремедіації водних об'єктів, більшість робіт має описовий або діагностичний характер і зосереджується переважно на пасивному моніторингу стану водойм. Реалізація ж потенціалу мікроводоростей як керованого інструменту очищення

та екологічної індикації водного середовища досі не набула широкого практичного впровадження, особливо у контексті техногенно навантажених та урбанізованих водних об'єктів.

Саме тому сформульовані у даному дослідженні мета, завдання та об'єкт спрямовані на вирішення актуальної науково-прикладної проблеми – обґрунтування та експериментальну перевірку можливостей інтеграції мікрowodоростей, зокрема представників роду *Chlorella*, у керовані технологічні системи очищення води. Обраний об'єкт дослідження та комплекс поставлених завдань відповідають сучасному етапу розвитку екологічних біотехнологій і орієнтовані на подолання розриву між фундаментальними знаннями про біологічні процеси у водоймах та їх практичним використанням у системах захисту водних ресурсів.

Таким чином, дане дослідження позиціонується як розвиток і практичне поглиблення наявних наукових підходів, результати яких поки що не отримали належного технологічного втілення, що зумовлює його наукову новизну та прикладну значущість.

В той же час, підсумовуючи проаналізовані літературні дані, можна виділити характерні ознаки фітопланктону водойм, що зазнають антропогенного тиску: низьке видове різноманіття, домінування обмеженої кількості таксонів, зростання біомаси за рахунок масового розвитку синьо-зелених водоростей, переважання дрібноклітинних форм та зменшення ролі діатомових і золотистих водоростей.

Натомість фітопланктон водойм природоохоронних територій характеризується більш високим різноманіттям, стабільною структурою угруповань і помірними значеннями біомаси.

Результати досліджень різних авторів, в різних куточках миру, свідчать про те, що результати відновлювальних заходів, зокрема обмеження надходження біогенних елементів, біоманіпуляцій і реконструкції очисних систем, свідчать про можливість поступового відновлення екосистем та зміни структури фітопланктону у напрямі підвищення біологічного різноманіття.

Теоретичний аналіз наукових джерел показав, що мікробіодорості виконують подвійну функцію – є чутливими біоіндикаторами змін якості водного середовища та активними агентами біологічного очищення.

Водночас реалізація біологічного потенціалу мікробіодоростей у практиці водоохоронних заходів потребує застосування сучасних технологічних рішень, які забезпечують керованість процесів, стабільність результатів та екологічну безпечність. У зв'язку з цим доцільним є розгляд сучасних методів очищення водойм у контексті можливостей інтеграції біологічних процесів, зокрема з використанням мікробіодоростей, у комплексні системи водоочищення.

Аналіз сучасних наукових джерел свідчить, що, незважаючи на значну кількість робіт, присвячених використанню мікробіодоростей, зокрема зелених водоростей роду *Chlorella*, у процесах очищення вод, низка принципових наукових і прикладних питань залишається недостатньо вирішеною. Більшість досліджень зосереджена на лабораторних або напівпромислових умовах і орієнтована переважно на очищення стічних вод, тоді як особливості застосування мікробіодоростей у природних водоймах різного типу (річках, озерах, техногенних водоймах) досліджені фрагментарно.

Недостатньо вивченими залишаються питання адаптації високопродуктивних штамів *Chlorella* до різних гідрологічних, гідрохімічних та трофічних умов, а також стабільності їх функціонування в умовах змінного антропогенного навантаження. У наявних роботах переважає підхід, за якого мікробіодорості розглядаються виключно як біоагенти очищення, без належного урахування їх потенціалу як інструменту оперативної екологічної індикації стану водних екосистем.

Окремою проблемою залишається відсутність комплексних технологічних рішень, що поєднують кероване вирощування мікробіодоростей, контроль параметрів процесу та оцінку екологічної ефективності в реальних умовах функціонування водойм. Питання інтеграції біологічних методів очищення з автоматизованими системами культивування та моніторингу практи-

чно не отримали належного наукового обґрунтування, особливо в аспекті масштабування та впровадження у природоохоронну практику.

Крім того, еколого-економічна ефективність застосування технологій на основі *Chlorella* у природних водоймах різного типу, з урахуванням можливості повторного використання біомаси, секвестрації CO₂ та зниження техногенного навантаження, досі не має достатнього узагальнення і системного аналізу.

Теоретичний аналіз наукових джерел свідчить, що мікроводорості у водних екосистемах виконують подвійну функцію – є чутливими біоіндикаторами змін якості водного середовища та активними агентами біологічного очищення.

Таким чином, на сьогодні існує наукова проблема, що полягає у необхідності переходу від фрагментарного використання мікроводоростей у водоохоронних заходах до розроблення та експериментального обґрунтування керованих біотехнологій, здатних одночасно забезпечувати очищення водних об'єктів, екологічну індикацію їх стану та еколого-економічну доцільність впровадження. Саме вирішення цієї проблеми зумовлює актуальність, мету та завдання даного дисертаційного дослідження.

Реалізація біологічного потенціалу в практиці захисту водних ресурсів потребує розробки та впровадження керованих технологій вирощування і застосування мікроводоростей, які забезпечують відтворюваність процесів, стабільність результатів та відповідність вимогам екологічної безпеки.

У зв'язку з цим у подальших розділах дисертаційної роботи розглядаються теоретичні основи та технологічні аспекти вирощування мікроводорості *Chlorella vulgaris* штаму Polikarp як елемента сучасних технологій захисту навколишнього середовища. В дисертаційних дослідженнях мікроводорості розглядаються не як альтернатива сучасним методам очищення водойм, а як їх біологічна основа, інтегрована в керовані технологічні системи. Такий підхід не був застосований в сучасних дослідженнях.

Висновки до розділу 1

Аналіз сучасних наукових джерел свідчить, що, незважаючи на значну кількість робіт, присвячених використанню мікроводоростей, зокрема зелених водоростей роду *Chlorella*, у процесах очищення вод, низка принципових наукових і прикладних питань залишається недостатньо вирішеною. Водночас реалізація біологічного потенціалу мікроводоростей у практиці водоохоронних заходів потребує застосування сучасних технологічних рішень, які забезпечують керованість процесів, стабільність результатів та екологічну безпечність.

Численні дослідження урбанізованих і рекреаційних водойм Європи, Північної Америки та Азії свідчать, що структурно-функціональні характеристики фітопланктону є надійним індикатором евтрофікації та органічного забруднення. Виходячи з вище наведеного, сформульовані мета та задачі досліджень.

Метою дисертаційної роботи є науково-технологічне обґрунтування та експериментальна оцінка ефективності впровадження технології вирощування і застосування мікроводорості *Chlorella vulgaris* штаму Polikarp у системах захисту навколишнього середовища як способу покращення та індикації екологічного стану прісних водойм, забруднених техногенними чинниками.

РОЗДІЛ 2. ТЕОРЕТИЧНІ ОСНОВИ ТА ТЕХНОЛОГІЧНІ АСПЕКТИ ВИРОЩУВАННЯ *CHLORELLA POLIKARP*

2.1. Обґрунтування вибору штаму *Chlorella vulgaris Polikarp*

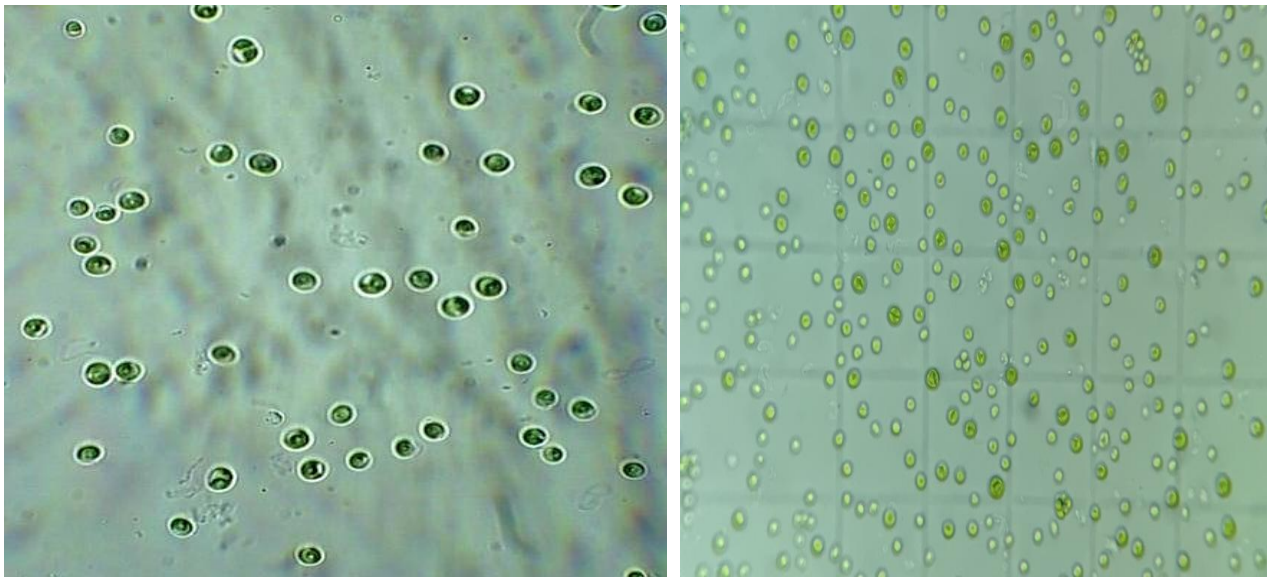
Вибір конкретного штаму мікроводоростей для досліджень і технологічних застосувань визначається сукупністю його біологічних властивостей, адаптаційних можливостей, продуктивності біомаси та здатності до ефективної реалізації цільових функцій у конкретних умовах культивування. У межах дослідження за предмет дослідження обрано технологічні параметри вирощування, біоремедіаційні властивості та індикативні характеристики мікроводорості *Chlorella vulgaris* штаму Polikarp у процесах очищення та оцінки екологічного стану прісних і техногенних вод, що обґрунтовується наступними науково-технічними і практичними критеріями: висока біологічна активність і екологічна адаптивність; продуктивність біомаси й біохімічний профіль; технологічна придатність до культивування; генетична та таксономічна ідентифікація та практична значущість для застосувань у технологіях очищення водойм.

Штам *Chlorella vulgaris Polikarp* є селекціонованою високопродуктивною формою, що відрізняється від аборигенних (диких) штамів підвищеною біоактивністю, екологічною стійкістю та адаптацією до умов техногенно навантажених водойм. Основними відмінними рисами штаму Polikarp є здатність до пригнічення розвитку ціанобактерій, висока швидкість росту у стічних водах, рівномірний розподіл клітин у водній товщі під час активної вегетації та підвищена технологічна керованість біомаси.

Штам використовується переважно для біомеліорації водойм і очищення вод від побутових, промислових та сільськогосподарських забруднень. Клітини штаму характеризуються кулястою формою, нерухомістю, інтенсивним фотосинтезом та високою здатністю до автоспоруного розмноження, що забезпечує накопичення значної біомаси з вмістом білка 51-58 % і ліпідів 20-23% [30].

Цей штам депоновано у Колекції культур мікроводоростей Інституту ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України (IBASU-A) як об'єкт національного надбання. За результатами молекулярно-філогенетичних досліджень нуклеотидна послідовність гена 18S рРНК задепонована в базі GenBank (№ MW008650.1).

Порівняльна морфологія дикого штамів *Chlorella vulgaris* та штамів Polikarp наведена на рис. 2.1.



А) Фото.Штам *Chlorella vulgaris*, збільшення 1000^x

Б) Фото.Штам *Chlorella vulgaris* Polikarp, збільшення 1000^x

Рис. 2.1 – Порівняння штамів *Chlorella vulgaris* та *Chlorella vulgaris* Polikarp при 1000^x збільшенні.

Основні відмінності штамів Polikarp (на основі аборигенних форм):

Біоактивність: Висока здатність до альголізації – знищення ціанобактерій, що викликають «цвітіння» води.

Культивування: Штам добре адаптований до росту на побутових, промислових і сільськогосподарських стічних водах.

Технологічні властивості: Має перевагу в швидкості росту, здатності прилипати до поверхонь, а також краще осідає в порівнянні з дикими аборигенними формами.

Цей штам часто позиціонується як ефективний інструмент для екологіч-

ного відновлення поверхневих водних об'єктів, очищаючи їх від забруднень, в той час як звичайна *C. vulgaris* використовується більш широко в лабораторних або кормових цілях.

Однією із ключових переваг обраного штаму є його здатність формувати високу біомасу в умовах інтенсивного фототрофного росту.

Біомаса *Chlorella vulgaris Polikarp* містить значну частку білка (51-58 %) та ліпідів (20-23 %), що відповідає вимогам для широкого спектру застосувань – від кормових добавок до компоненту у біоенергетичних технологіях.

Ключовою умовою успіху біотехнологічних процесів є здатність культури стабільно рости та зберігати продуктивність у керованих системах культивування. *Chlorella vulgaris Polikarp* демонструє:

- рівномірне розподілення клітин у водній товщі, що зменшує ризик осідання біомаси під час активної вегетації;
- інтенсивне автоспорне розмноження, що сприяє високій швидкості поповнення культури;
- міцність клітинної стінки, що підвищує стійкість до гідродинамічних і абіотичних стресів;
- адаптацію до варіабельних параметрів середовища, що важливо для експлуатації у технологічних системах типу «біореактор відкритого типу».

Ці властивості роблять штаб технологічно придатним для реалізації в автоматизованих комплексах.

Широке застосування *Chlorella vulgaris Polikarp* у проектах з очищення водойм та адаптації технологій біомеліорації підтверджується численними дослідженнями та випробуваннями в реальних умовах. Зокрема, штаб успішно використовується для поліпшення фізико-хімічних властивостей води, збільшення вмісту розчиненого кисню, зниження концентрацій забруднювачів та створення сприятливих умов для водних організмів.

Таким чином, вибір штаму *Chlorella vulgaris Polikarp* для досліджень і технологічного впровадження є обґрунтованим з вищенаведених позицій.

2.2. Біологічні і морфо фізіологічні особливості та екологічні показники штаму *Chlorella vulgaris* Polikarp

Загалом, мікроводорості характеризуються надзвичайно високим рівнем біорізноманіття та екологічної пластичності. За різними оцінками, їх кількість перевищує 40 000 видів. Одним із найбільш вивчених та практично значущих представників є зелена еукаріотична мікроводорість *Chlorella vulgaris*, яка належить до наступної таксономічної класифікації:

Область – Eukaryota;

Царство – Protista;

Відділ – Chlorophyta;

Клас – Trebouxiophyceae;

Порядок – Chlorellales;

Родина – Chlorellaceae;

Рід – Chlorella;

Вид – Chlorella vulgaris.

Вперше штам *Chlorella vulgaris* Polikarp був описаний і молекулярно ідентифікований у 2020 році у працях українських дослідників як окремий високопродуктивний ізолят *Chlorella vulgaris*, адаптований до умов культивування у водному середовищі та придатний для біотехнологічних і екологічних застосувань. Це підтверджується депонуванням нуклеотидної послідовності гена 18S рРНК у міжнародній базі даних GenBank (реєстраційний номер MW008650.1).

Ізоляти або штами мікроводоростей вирощуються в біореакторах з метою отримання контрольованої та відтворюваної біомаси з заданими кількісними й якісними характеристиками, а також для дослідження закономірностей росту, метаболізму та адаптаційних реакцій культур за керованих умов для подальшого використання у біотехнологічних і екологічних технологіях, зокрема в системах очищення води та біомеліорації.

Штам *Chlorella vulgaris* Polikarp походить від виду *Chlorella vulgaris* та був отриманий шляхом селекції і стабілізації ізольованих культур, що відрізня-

нялися підвищеною інтенсивністю росту й адаптивністю до умов культивування. Вперше *Chlorella vulgaris* була описана у 1890 році голландським мікробіологом Мартінусом Віллемом Бейєрінком як одна з перших мікрководоростей з чітко сформованим ядром. Представники роду *Chlorella* відомі з докембрійського часу (приблизно 2,5 млрд років), що свідчить про еволюційну стабільність їх морфологічної організації та високу адаптивність до змін умов навколишнього середовища [31].

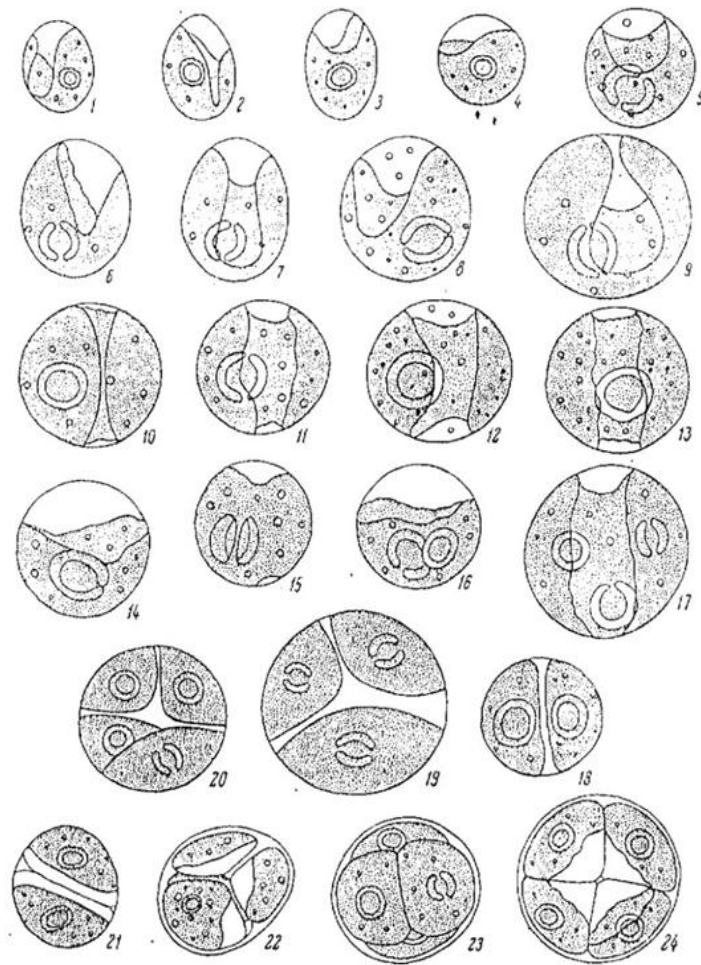
Chlorella vulgaris є одноклітинною нерухомою мікрководоростю, що переважно мешкає у прісноводних водоймах. Клітина має сферичну або слабо еліпсоїдну форму з діаметром 1,5-15 мкм (Illman et al., 2000) та характеризується наявністю одного ядра, одного хлоропласта і гомогенної гелеподібної цитоплазми. Ядро *Ch. vulgaris* містить 16 хромосом.

Хлоропласт має чашоподібну або поясоподібну форму та оточений подвійною мембраною фосфоліпідної природи. У його структурі локалізується піреноїд – спеціалізоване білково-ферментне утворення з високою концентрацією рибулозо-1,5-бісфосфаткарбоксилази/оксигенази (RuBisCO), яке відіграє ключову роль у фіксації вуглекислого газу. У хлоропласті розміщені тилакоїди, що містять фотосинтетичні пігменти: хлорофіл а, хлорофіл b та каротиноїди (зокрема лютеїн). За умов стресу, особливо азотного дефіциту, у клітинах інтенсивно накопичуються ліпідні глобули та крохмальні гранули (Lee, 2008).

Цитоплазма клітини містить мітохондрії з двошаровою мембраною, вакуолі та комплекс Гольджі. Мітохондрії забезпечують енергетичний обмін і мають власний генетичний апарат (Solomon et al., 1999). Клітинна стінка *Chlorella vulgaris* відзначається високою міцністю та змінює товщину й хімічний склад залежно від умов культивування, що є важливим фактором стійкості до антропогенного забруднення.

Розмноження *Chlorella vulgaris* відбувається нестатевим шляхом – шляхом утворення автоспор (2, 4, 8, рідше 16), що забезпечує швидке нарощування біомаси. Морфологічні стадії клітин – від молодих автоспор до зрілих

клітин із сформованим піреноїдом (рис. 2.2)



1 – 3 – автоспори після звільнення; 4, 5 – молоді кулевидні клітини з чашоподібним хлоропластом; 6, 7 – молоді еліпсоїдні клітини з поясоподібним хлоропластом; 8–13 – дорослі клітини з поясоподібним хлоропластом та піреноїдом з крохмальною обгорткою, що складається з двох напівкуль; у хлоропласті видні зернята строматичного крохмалю; 14 – стара клітина з чашоподібним хлоропластом; 15 – 17 – клітини з декількома піреноїдами (початок клітинного поділу); – клітина, що ділиться, з 2-ма хлоропластами та 2-ма піреноїдами; – клітина, що ділиться, з 3-ма хлоропластами та 3-ма піреноїдами; – клітина, що ділиться, з 4-ма хлоропластами та 4-ма піреноїдами; 18 – клітина з 2 автоспорами; 19 – 24 – клітини з 4 автоспорами; піреноїди є не у всіх автоспорах; Довжина масштабної лінійки – 10 мкм.

Рис. 2.2 – Морфологічні стадії розвитку *Chlorella vulgaris*

Chlorella vulgaris Polikarp відрізняється від типової *Chlorella vulgaris* стабілізованими селекційними ознаками, підвищеною екологічною стійкістю та кращими технологічними характеристиками, що обумовлює доцільність

його використання у системах біологічного очищення та відновлення водних екосистем (табл. 2.1).

Таблиця 2.1 – Порівняльна характеристика *Chlorella vulgaris* та штаму *Chlorella vulgaris* Polikarp

Ознака	<i>Chlorella vulgaris</i> (типовий вид)	<i>Chlorella vulgaris</i> Polikarp
Таксономічний статус	Вид зелених мікроводоростей	Селекційно стабілізований штам виду <i>Chlorella vulgaris</i>
Походження	Природні (аборигенні) популяції та ізоляти	Отриманий шляхом ізоляції, селекції та адаптації
Генетична ідентифікація	Варіабельна, залежить від ізоляту	Ген 18S рРНК задепонований у GenBank (MW008650.1)
Морфологія клітин	Кулясті або еліпсоїдні, морфологія змінюється залежно від умов	Клітини переважно кулясті, морфологічно однорідні
Клітинна оболонка	Тонка або помірно потовщена	Щільна, добре сформована клітинна стінка
Хлоропласт	Чашоподібний або поясоподібний, можливі варіації	Стабільний чашоподібний або поясоподібний хлоропласт з піреноїдом
Розмноження	Нестатеве (автоспори 2-16), інтенсивність залежить від середовища	Нестатеве (переважно 4–8 автоспор), висока швидкість поділу
Розподіл клітин у середовищі	Можливе осадження та обростання стінок	Рівномірний розподіл у водній товщі, осадження мінімальне
Швидкість росту	Середня або змінна	Підвищена, стабільна
Толерантність до умов середовища	Помірна	Висока стійкість до коливань рН, температури та мінералізації
Стійкість до забруднень	Обмежена	Висока толерантність до органічних і техногенних забруднень
Біоактивність	Загальна фотосинтетична активність	Висока антагоністична дія щодо ціанобактерій
Здатність до біомеліорації	Обмежена, ситуативна	Виражена здатність знижувати індекс забруднення води
Технологічна придатність	Лабораторні, кормові, біотехнологічні цілі	Біомеліорація, очищення води, промислове культивування
Використання у біореакторах	Можливе, але потребує адаптації	Оптимізований для автоматизованих систем культивування

Штам *Chlorella vulgaris* Polikarp характеризується:

1. Високою біоантагоністичною активністю щодо синьо-зелених водоростей, що знижує ризик «цвітіння» води;
2. Ефективним насиченням водного середовища розчиненим киснем за рахунок інтенсивного фотосинтезу;

3. Участю у формуванні кормової бази гідробіонтів, включаючи зоопланктон і молодь риб;

4. Здатністю акумулювати біологічно цінні речовини (амінокислоти, ліпиди, вітаміни, макро– та мікроелементи).

Хімічний склад та вміст амінокислот відповідають вимогам чинних нормативних документів (табл. 2.2). За показниками безпеки, мікробіологічними та токсикологічними характеристиками суспензія штаму відповідає державним гігієнічним і ветеринарним нормам.

Таблиця 2.2 – Хімічний склад та вміст амінокислот

№	Найменування показника	Вміст, мг/кг	Метод контролювання
	Zn	2,6-5,31	
	Fe	167-910	
	Mg	264-370	
	Na	186-220	
	Cu	3,05-3,4	
	K	129-130	
	Mo	0,069-1,1	
	Co	0,73-0,74	
№	Амінокислоти	Вміст, %	Метод контролювання
	Валін	2,45-5,5	ДСТУ ISO 13903:2009
	Ізолейцин	1,41 - 4,71	ДСТУ ISO 13903:2009
	Лізин	2,34-10,2	ДСТУ ISO 13903:2009
	Аргінін	7,32-15,8	ДСТУ ISO 13903:2009
	Цистеїн	0,2-6,34	ДСТУ ISO 13903:2009
	Лейцин	5,73-6,85	ДСТУ ISO 13903:2009
	Гліцин	1,32-6,2	ДСТУ ISO 13903:2009
	Метіонін	1,14-1,4	ДСТУ ISO 13903:2009

Важливою біологічною особливістю штаму *Polikarp* є стабільний рівномірний розподіл клітин у водному середовищі в період активного росту, що має принципове значення для його застосування у водоймах різного типу та при проточних режимах культивування.

За показниками безпеки штаму *Polikarp* відповідає Державним гігієнічним правилам і нормам «Регламент максимальних рівнів окремих забруднюючих речовин у харчових продуктах», Державних гігієнічних нормативів

«Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді» затверджених наказом МОЗ України № 256 від 03.05.2006 (табл. 2.3).

Таблиця 2.3 – Показники безпеки

Найменування показника	Допустима кількість	Метод контролювання згідно з
1 Вміст токсичних елементів		
1.1 Свинець, мг/кг	1,0	ДСТУ ГОСТ 31262:2009
1.2 Кадмій, мг/кг	0,1	ДСТУ ГОСТ 31262:2009
1.3 Миш'як, мг/кг	0,2	ДСТУ ISO 2590:2004
1.4 Ртуть, мг/кг	0,03	ДСТУ ISO 6637
3 Концентрація радіонуклідів		
3.1 Цезій-137, Бк/кг	50	МВИ №07-119:2011 МІ 12-08-99
3.2 Стронцій-90, Бк/кг	20	

В 2021 році товариством «Нафтогаз Інжиніринг» за участю автора були вперше розроблені технічні умови виробів з хлорели (суспензії, пасти, концентрати та порошки), які поширюються на продукти з хлорелли, що виробляються з використанням штаму *Chlorella vulgaris* Polikarp [32].

Основні екологічні показники штаму *Polikarp*:

– Насичення води природними антагоністами, які пригнічують ріст синьо-зелених водоростей, перешкоджаючи «цвітінню», і як наслідок, заморам риби та неприємного запаху.

– Насичення води киснем, поглинаючи вуглекислий газ, який мікродорості переробляє та виділяє кисень, що сприяє рибі легше дихати, а також переносити підлідну зимівлю та літні надмірні підвищення температури води.

– Хлорела сама по собі є кормом для риби, а також створює сприятливе середовище для розвитку кормових водних організмів, зоо- та фіто планктону (дафнії, рачки, коловратки), які, у свою чергу, поїдаються рибою, а також є відмінним стартовим кормом для малька.

– Хлорела – це комплекс із 650 речовин: незамінні амінокислоти, жири, вітаміни, мікро та макро елементи у легкозасвоюваному вигляді. Цей фактор

підвищує імунітет риби, зводить до мінімуму захворюваність та відхід молодняку.

– Хлорела виступає як живильне середовище для розвитку біфідобактерій, внаслідок чого всі корми засвоюються набагато краще та швидше, викликаючи прирости до 30-40%.

Таким чином, біологічні, морфофізіологічні та екологічні особливості штаму *Chlorella vulgaris* Polikarp визначають його високу адаптивність до різних типів водного середовища та обумовлюють ефективність використання у технологіях біомеліорації й очищення вод. Виявлені структурні та функціональні характеристики клітин, інтенсивність фотосинтезу, специфіка автоспорного розмноження і вимоги до умов середовища є теоретичною основою для розробки та оптимізації процесів культивування хлорели.

2.3. Теоретичні основи культивування *Chlorella vulgaris* Polikarp у водному середовищі

Культивування мікроводоростей роду *Chlorella* у водному середовищі ґрунтується на поєднанні біологічних особливостей культури та керованих фізико-хімічних параметрів середовища, що забезпечують інтенсивний фотосинтез, стабільний ріст і високу продуктивність біомаси. Для штаму *Chlorella vulgaris* Polikarp, з огляду на його екологічну спрямованість та технологічну придатність, особливе значення має оптимізація умов культивування з урахуванням гідродинаміки, газообміну, освітлення та живильного режиму.

Теоретичною основою культивування хлорели є автотрофний тип живлення, за якого органічна речовина синтезується з неорганічних компонентів (CO₂, мінеральні солі) за участю світлової енергії.

Ефективність цього процесу визначається інтенсивністю фотосинтезу, що, у свою чергу, залежить від спектрального складу та щільності світлового потоку, температури води, концентрації поживних речовин і вмісту розчиненого кисню та вуглекислого газу.

Існує декілька чинників культивування, які, на нашу думку, треба розг-

лянути окремо. Це стосується фізико-хімічних чинників та гідродинаміки і світлового режиму культивування.

2.3.1. Фізико-хімічні чинники культивування

Врожайність мікроводоростей залежить від умов навколишнього середовища та фізико-хімічних чинників культивування. До основних фізико-хімічних чинників відносять температуру, кислотність та газообмін.

За даними [33] умови для найкращого розмноження хлорели на різних стадіях можуть значно змінюватися. В роботі [34] вказано, що температурний режим є одним із ключових факторів, що визначають швидкість росту та розмноження мікроводоростей роду *Chlorella*. Оптимальною температурою для інтенсивного розмноження хлорели вважається діапазон 25-30°C. За температур нижче 25°C швидкість клітинного поділу істотно знижується, а в окремих випадках процеси росту можуть повністю припинятися.

Автором встановлено, що помірні коливання температури в межах 2-3°C є більш сприятливими для росту культури, ніж тривале утримання статичної температури (наприклад, 25°C або 28°C).

В той же час, результати досліджень та діяльність Барського підприємства «Цукорпромводоналадка» [35], яке вирощує водорості хлорели з подальшим їх використанням для очистки водоймищ визначили оптимальні фізико-хімічні показники водойм для посіву в них водоростей: температура – +10°C-15°C, кислотність (pH) – 7,5-8,5, хімічне споживання кисню 500-800 мг/дм³ O₂, кількість амонійного азоту – 2,0-1,5 м/дм³, глибина наливу H₂O до 2,5 м).

Музафаров А.М. та ін. [36] також вивчали вплив температури на розвиток водоростей де в роботі було відзначено, що *Chlorella vulgaris* пов'язана з температурними умовами наступним чином:

- при температурі 5-10°C чисельність водоростей становила 2,7 млн. кл./мл.;
- при 10-15°C вже 12 млн.; при 15-20°C досягала 47 млн.;
- при 20-25°C – 89 млн.;
- при 25-30°C – 122,5 млн.;

- при 30-32°C – 127,3 млн.;
- при 32-34°C – 127,4 млн.;
- при 34-36°C – 118,6 млн.

Тобто, високі температури (більш 35°C) впливають на розвиток негативно. За результатами досліджень Jack Myers [37] темп росту культури досягає максимуму при температурі 25°C.

Оптимальний температурний діапазон для росту *Chlorella vulgaris* становить 18-28°C, при цьому штам *Polikarp* характеризується підвищеною толерантністю до коливань температури, що дозволяє використовувати його у відкритих та напівзакритих водних системах.

Температурний фактор впливає не лише на інтенсивність росту, але й на перебіг ферментативних реакцій, функціонування клітинних мембран та морфологію клітин. Зі зростанням температури спостерігається зменшення об'єму клітин, що пов'язано з активізацією метаболічних процесів [38].

Важливу роль у життєдіяльності *Chlorella* відіграє кислотно-лужний баланс середовища (pH). Значення pH впливає на сорбцію металів клітинною стінкою, ефективність фотосинтезу та швидкість клітинного росту. Оптимальними для швидкого приросту біомаси є нейтральні та слаболужні значення pH (7,0-8,0). Відхилення від цього діапазону негативно позначається на фізіологічному стані клітин. Кисле середовище може призводити до енергетичного дефіциту, оскільки підтримання внутрішньоклітинного нейтрального pH вимагає додаткових витрат АТФ на активний транспорт протонів через клітинну мембрану [39]. Водночас експериментальні дослідження свідчать, що окремі штами мікроводоростей здатні зберігати нормальну життєдіяльність навіть у лужному середовищі з pH до 10,0, що підтверджує високу адаптивність культури.

Загалом, значення pH водного середовища, сприятливі для росту хлорели, знаходяться у межах 6,5-8,5, що відповідає умовам більшості природних і техногенно змінених водойм.

Вуглекислий газ (CO₂) також є ключовим субстратом фотосинтезу. Над-

лишок CO_2 сприяє підвищенню продуктивності біомаси, проте потребує контролю рН для запобігання закисленню середовища.

Наявність поживних речовин у культуральному середовищі є визначальним чинником інтенсивності росту мікроводоростей та біосинтезу біомаси [40]. Живильне середовище для культивування *Chlorella* може формуватися на основі природних, стічних або техногенно змінених вод за умови наявності доступних форм азоту, фосфору, калію, магнію та мікроелементів. Саме ця особливість лежить в основі використання штаму Polikarp для біоочищення та біомеліорації водойм. Для продуктивного культивування *Chlorella* необхідні поживні елементи – макроелементи (N, P, K, Mg, S) та мікро– та біогенні елементи (Mn, Cu, Zn, Mo, Co, B). Це основні елементи живлення, оскільки входять до складу амінокислот, білків, ферментів та нуклеїнових кислот, грають ключову роль у забезпеченні енергетичного обміну клітини, входячи до складу АТФ, фосфоліпідів і нуклеїнових кислот.

2.3.2. Гідродинаміка та світловий режим

Одним із визначальних факторів ефективного культивування є гідродинамічний режим, який забезпечує: рівномірний розподіл клітин у водній товщі; запобігання осіданню біомаси; інтенсифікацію газообміну; мінімізацію зон світлового дефіциту. З теоретичної точки зору, оптимальна турбулентність водного середовища має бути достатньою для перемішування культури, але не перевищувати порогових значень, що можуть призводити до механічного пошкодження клітин. Для *Chlorella vulgaris* Polikarp, яка має міцну клітинну оболонку та відсутність рухових органел, допустимі більш інтенсивні режими перемішування порівняно з багатьма іншими мікроводоростями.

Світло є ключовим компонентом процесу фотосинтезу, забезпечуючи життєздатність автотрофних організмів шляхом підтримання оптимальних рівнів життєдіяльності. Вирощування мікроводоростей відбувається в умовах різної інтенсивності світла, що призводить до істотних змін хімічного складу клітин, вмісту пігментів та фотосинтетичної активності. Крім того, різними авторами в різні часи [41-43] було доведено, що різні інтенсивності та дов-

жини хвиль світла також мають значний вплив на ліпідний обмін мікроводоростей.

За даними роботи [44] Мікроводорості *Chlorella vulgaris* використовують світло в діапазоні 400-700 нм для фотосинтезу. При збільшенні тривалості освітлення підвищується приріст її біомаси.

Світловий режим культивування визначається як інтенсивністю, так і тривалістю освітлення. Хлорела ефективно засвоює світло у синьо-червоному діапазоні спектра, а надлишкове освітлення може призводити до фотодеструкції пігментів. Тому важливим є забезпечення циклічного чергування світлої та темної фаз, що відповідає фізіологічним ритмам клітин.

Обов'язковими факторами для підтримання життєдіяльності *Chlorella vulgaris* є достатня кількість світла, так як хлорела є фотосинтезуючою рослиною, достатня кількість поживних речовин у середовищі та вуглекислий газ.

В роботі [45] встановлено, що умови культивування *Chlorella vulgaris* у розробленому авторами фотобіореакторі під впливом сонячної інсоляції показали що кількість біомаси та ліпідів хлорели можна змінювати, використовуючи інтенсивність природної інсоляції, що характеризує кількість сонячної енергії, яка надходить на одиницю площі за певний час.

Як видно з досліджень, які наведені вище, вихід біомаси мікроводоростей та якісний і кількісний склад ліпідної фракції залежать від параметрів освітлення, раціональні значення яких можуть змінюватися для різних штамів та умов культивування.

2.4.Огляд обладнання технології вирощування *Chlorella vulgaris* Polikarp

Реалізація теоретичних принципів культивування мікроводорості *Chlorella* на практиці потребує використання технологічних рішень, здатних забезпечити стабільність і керованість процесу. Одним із таких рішень є розроблений автором досліджень автоматизований комплекс по вирощуванню

мікроводоростей «BIODRUM», захищений патентом України на корисну модель UA 126380 [46].

Згідно з патентною документацією, комплекс «BIODRUM» являє собою замкнену або напівзамкнену систему барабанного типу з керованим обертанням, у якій створюються оптимальні умови для росту мікроводоростей. Теоретичною перевагою такої конструкції є поєднання постійного перемішування культури з рівномірним освітленням та ефективним газообміном.

Обертальний рух біореактора забезпечує: постійне оновлення світлового поля для клітин; запобігання локальному перегріву та фотостресу; інтенсифікацію масообміну між клітинами та живильним середовищем; підтримання рівномірної концентрації біомаси.

Біореактор обладнано автоматизованою системою керування технологічним процесом вирощування мікроводорості із організацією серверної технології накопичення даних, та віддаленого керування параметрами технологічного процесу без безпосередньої присутності людського персоналу в лабораторії, де експлуатувалась дослідна установка.

Роботи проводилися в рамках Меморандуму про співпрацю між ТОВ «Нафтогазінжиніринг» та Державною екологічною академією післядипломної освіти та управління в галузі технологій захисту навколишнього середовища та раціонального природокористування. Створено автономний модульний комплекс «BIODRUM» з вирощування змішаних штамів мікроводорості *Chlorella* для біологічного очищення поверхневих вод (рис. 2.3).



Рис. 2.3. – Автономний модульний комплекс «BIODRUM»

Склад комплексу має наступні модулі:

- Модуль біореакторів – 1 од;
- Модуль підготовки поживного розчину та суспензії – 1 од;
- Модуль CO_2 – 1 од;

Основні технічні характеристики комплексу:

- Потужність виробництва: 162 000 літрів суспензії хлорели на рік;
- Утилізація CO_2 : 16 200 кг на рік;
- Виробництво O_2 : 9 600 кг на рік;
- Біологічна очистка води: 1 500 000 м³/150 Га;
- Максимальна кількість CO_2 в системі: 1350 кг (25 діб безперервної роботи).

Автоматизація процесів у комплексі «BIODRUM» дозволяє здійснювати контроль температури, швидкості обертання, інтенсивності освітлення та аерації, що є ключовим з позиції теорії керованих біотехнологічних процесів. Саме така система найбільш повно відповідає біологічним особливостям штаму *Chlorella vulgaris* Polikarp, зокрема його здатності до рівномірного росту у водній товщі та високої продуктивності за умов стабільного середовища.

Теоретичне обґрунтування ефективності культивування штаму *Polikarp* у системі «BIODRUM» полягає у поєднанні морфофізіологічних властивостей штаму *Chlorella vulgaris* Polikarp з конструктивними та функціональними особливостями комплексу «BIODRUM» що створює синергетичний ефект. Висока фотосинтетична активність, автоспорне розмноження та стійкість до коливань параметрів середовища забезпечують стабільне нарощування біомаси навіть за використання стічних вод як живильного субстрату.

Застосування мікропроцесорного блока управління дозволяє управляти та керувати процесом вирощування мікроводоростей в режимі цілодобової експлуатації та унеможливорює несанкціоновану зупинку роботи фотобіореактора та раптову загибель всієї культури.

За рахунок поєднання таких явищ, як орбітропізм, сили Стокса та керов-

ваного впливу ультразвуку заданої потужності і чистоти, забезпечується безперервне та цілорічне вирощування мікроводоростей.

З теоретичної точки зору, система «BIODRUM» дозволяє реалізувати принцип безперервного або квазібезперервного культивування, що є оптимальним для екологічних технологій очищення вод. Постійна циркуляція культури сприяє ефективному вилученню біогенних елементів і зниженню концентрації забруднюючих речовин, а також створює умови для пригнічення розвитку ціанобактерій.

Висновки до розділу 2

Автоматизований комплекс по вирощуванню мікроводоростей «BIODRUM» розроблений за модульним принципом, який за рахунок поєднання модулів в один комплекс дозволяє створювати масштабне і потужне виробництво мікроводорості.

Мікроводорості вирощуються у середовищі Тамія [114]. Облік концентрації біомаси виконується за допомогою камери Горяєва та електронного мікроскопу [115].

Таким чином, теоретичні основи культивування *Chlorella* у водному середовищі базуються на керуванні світловим, гідродинамічним і газовим режимами з урахуванням біологічних особливостей культури.

Використання автоматизованого комплексу «BIODRUM» (UA 126380) дозволяє реалізувати ці принципи на практиці та забезпечити ефективне вирощування штаму *Chlorella vulgaris* Polikarp для цілей біомеліорації та очищення вод.

РОЗДІЛ 3. ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНІ ДОСЛІДЖЕННЯ ВПРОВАДЖЕННЯ ТЕХНОЛОГІЇ З АЛЬГОЛІЗАЦІЇ ВОДОЙМ НА ОСНОВІ ВИСОКОПРОДУКТИВНОГО ШТАМУ *CHLORELLA VULGARIS POLIKARP*

3.1. Методика експериментальних досліджень

У попередніх розділах роботи було розглянуто біологічні, морфологічні та екологічні особливості мікроводоростей роду *Chlorella*, а також обґрунтовано доцільність використання селекційно стабілізованого штаму *Chlorella vulgaris* Polikarp для процесів біологічного очищення та відновлення водних екосистем. Теоретичний аналіз умов культивування та технологічних аспектів вирощування хлорели в контрольованому водному середовищі дозволив сформулювати наукові передумови для переходу до практичної перевірки ефективності запропонованої технології.

Метою експериментальних досліджень, представлених у даному розділі, є оцінка ефективності впровадження технології альголізації природних і штучних водойм із використанням високопродуктивного штаму *Chlorella vulgaris* Polikarp, а також визначення впливу цього біологічного методу на якісні показники водного середовища та біологічний стан водних екосистем.

У процесі експериментальних досліджень передбачалося вирішення таких завдань:

- Провести експериментальні дослідження ефективності технології альголізації із використанням високопродуктивного штаму *Chlorella vulgaris* Polikarp для очищення прісних водойм (с. Музичі, Чорнобильський БРЗ).
- Дослідити вплив застосування *Chlorella vulgaris* Polikarp на відновлення екосистеми річки Слана.
- Оцінити можливості використання *Chlorella vulgaris* Polikarp для вилучення важких металів з інфільтратів полігонів ТПВ та техногенних стічних вод.

З огляду на прикладний характер досліджень, особлива увага приділялася відтворюваності результатів, екологічній безпеці застосування мікроводо-

ростей та можливості масштабування технології для практичного використання у водогосподарській та природоохоронній діяльності.

У зв'язку з цим у підрозділі 3.1 «Методика експериментальних досліджень» наведено детальний опис об'єктів і умов проведення експериментів, застосованих методів культивування штаму *Chlorella vulgaris* Polikarp, схем альголізації водойм, а також методів контролю та оцінки ефективності впроваджуваної технології.

3.1.1 Вибір об'єктів дослідження

Вибір об'єктів дослідження здійснювався з урахуванням необхідності комплексної оцінки ефективності застосування високопродуктивного штаму *Chlorella vulgaris* Polikarp у водних об'єктах різного типу, що істотно відрізняються за гідрологічними, гідрохімічними, трофічними та антропогенними характеристиками. Такий підхід дозволяє визначити універсальність, адаптивність та екологічну доцільність використання мікроводорості як біотехнологічного інструменту для покращення якості води та індикації екологічного стану водних екосистем.

До експериментальних досліджень було залучено водні об'єкти, що презентують основні типи поверхневих та техногенних вод, характерні для сучасних умов господарського використання територій та різного ступеня антропогенного навантаження. Це забезпечує можливість порівняльного аналізу ефективності альголізації в умовах різного режиму водообміну, рівня забруднення та складу домінуючих поліутантів.

До дослідження включено наступні типи водних об'єктів:

1. *Прісні проточні водойми (річки)*. До першої групи об'єктів дослідження віднесено прісні проточні водні об'єкти, що зазнають значного антропогенного впливу. Як модельний об'єкт було обрано ділянки річки Слана – правої притоки річки Тиса, що протікає територією Словаччини та Угорщини. Вказаний водний об'єкт характеризується складною екологічною ситуацією, зумовленою витокм шахтних вод із залізрудного рудника, у зв'язку з чим окремі ділянки річки в межах населених пунктів Рожнява, Ре-

вуча та Римавська Собота були оголошені зонами надзвичайної ситуації [47]. Для досліджень обиралися умовно забруднені ділянки річки (вверх за течєю), а також ділянки нижче точок скиду стічних вод, що дозволяє оцінити вплив підвищених концентрацій розчинених мінеральних компонентів, металів та зміненого іонного складу води на життєздатність і біоочисний потенціал штаму *Chlorella vulgaris* Polikarp. Дослідження в умовах проточного режиму є особливо важливими для аналізу адаптації мікроводорості до змінних гідродинамічних умов та визначення стабільності ефекту біоочищення.

2. *Стоячі водойми природного походження (ставки, водосховища).* Другу групу об'єктів становили стоячі або слабопроточні водойми природного походження, зокрема ставки та водосховища. Такі водні об'єкти, як правило, характеризуються обмеженим водообміном, що сприяє накопиченню біогенних елементів, інтенсифікації процесів евтрофікації та розвитку небажаних форм фітопланктону і мікробіоти. Вибір цієї категорії об'єктів зумовлений необхідністю дослідження здатності *Chlorella vulgaris* Polikarp знижувати концентрації сполук азоту, фосфору та органічних забруднень в умовах слабкої проточності та підвищеної біологічної продуктивності води. Особливу увагу приділяли оцінці впливу альголізації на структуру мікробіоценозу, зокрема на зменшення чисельності патогенних та умовно-патогенних мікроорганізмів.

Першим об'єктом для створення експериментальної науково-дослідної ділянки з впровадження автономного біоінженерного комплексу, спрямованого на відновлення природних механізмів біотичної саморегуляції та очищення поверхневих вод, стали водойми села Музичі Київської області. Основною екологічною проблемою цих водойм було біологічне забруднення, спричинене надходженням побутових, промислових і зливових стічних вод, багатих на органічні сполуки та поживні речовини, що створюють сприятливі умови для розвитку мікроорганізмів.

3. *Техногенні водні об'єкти.* Третю групу об'єктів дослідження становили техногенні водні об'єкти, зокрема зразки інфільтратів полігонів твердих

побутових відходів та техногенні стічні води, що характеризуються підвищеним вмістом важких металів і токсичних компонентів. Такі води є одними з найбільш екологічно небезпечних і потребують ефективних та економічно доцільних методів очищення. Залучення даних об'єктів до експериментів дозволяє оцінити потенціал штаму *Chlorella vulgaris* Polikarp до біосорбції та біоаккумуляції важких металів, а також визначити можливість використання мікроводорості для зниження токсичності техногенних вод. Окремо аналізувалася перспектива вилучення важких металів із біомаси хлорели з метою подальшого використання очищеної рідини інфільтрату для полів зрошення або фільтрації, що відповідає принципам ресурсозбереження та циркулярної економіки [48].

Таким чином, вибір об'єктів дослідження охоплює широкий спектр водних екосистем, що дозволяє всебічно оцінити ефективність і екологічну безпеку застосування *Chlorella vulgaris* Polikarp у технологіях альголізації, а також визначити межі та умови її практичного використання для покращення якості води в природних і техногенних водних об'єктах.

3.1.2. Формування експериментальних та контрольних систем

Для забезпечення достовірності, відтворюваності та статистичної надійності результатів експериментальних досліджень у роботі було сформовано експериментальні та контрольні системи для кожного типу досліджуваного водного об'єкта. Такий підхід відповідає загальноприйнятим методологічним вимогам екологічних та гідробіологічних досліджень і широко застосовується при оцінці ефективності біологічних методів очищення води [49].

Контрольні системи використовувалися для визначення природної динаміки фізико-хімічних та біологічних показників водного середовища без втручання, тоді як експериментальні системи піддавалися впливу шляхом внесення суспензії штаму *Chlorella vulgaris* Polikarp у регламентованих дозах. Порівняння змін показників у контрольних та експериментальних системах дозволяло об'єктивно оцінити ефективність технології альголізації.

Для кожного обраного типу водного об'єкта формування експеримента-

льних і контрольних систем здійснювалося за принципом просторово-часового розмежування ділянок або об'ємів води з мінімізацією впливу сторонніх факторів. Цей підхід передбачає розділення груп за місцем розташування (просторове) та часом (часове) для забезпечення того, щоб контрольна група залишалася незачепленою експериментальними процедурами. Контрольні системи характеризувалися ідентичними природними або техногенними умовами, проте без внесення суспензії мікробіодорості, що дозволяло використовувати їх як фоновий рівень для оцінки природної динаміки показників водного середовища.

У випадку прісних проточних водойм (річок) формування експериментальних і контрольних систем здійснювалося в умовах лабораторної модельної системи, що дозволило забезпечити контрольованість параметрів середовища, повторюваність експериментів та коректність порівняльного аналізу.

У стоячих водоймах природного походження (ставках, озерах) експериментальні та контрольні системи формувалися шляхом просторового зонування акваторії або створення локальних дослідних ділянок з обмеженим водообміном. Контрольні зони залишалися без внесення мікробіодорості, тоді як в експериментальні зони здійснювалося дозоване введення біомаси *Chlorella vulgaris* Polikarp.

Такий підхід дозволив дослідити вплив альголізації на трофічний статус водойм, процеси евтрофікації, розвиток фітопланктону та мікробіологічне забруднення води. Особлива увага приділялася оцінці динаміки сполук азоту та фосфору, а також зміні співвідношення між автохтонними та алохтонними компонентами біоценозу.

Для кожного типу водного об'єкта проводився відбір значних об'ємів води безпосередньо з природних водойм, що характеризувалися різним ступенем антропогенного навантаження та гідрохімічними особливостями. Відібрані проби транспортувалися до лабораторії з дотриманням вимог щодо збереження природного складу води та її біологічних характеристик. В основі відібраних проб формувалися паралельні лабораторні модельні системи,

ідентичні за об'ємом, початковими фізико-хімічними показниками та мікробіологічним складом. Кожна серія дослідів включала:

- контрольні системи, у яких відібрана природна вода утримувалася без внесення мікроводоростей;
- експериментальні системи, у які вносилися суспензія штаму *Chlorella vulgaris* Polikarp у заданій початковій концентрації.

Єдиним варійованим фактором між контрольними та експериментальними системами було інокулювання культури хлорели, що дозволяло ізолювати та кількісно оцінити її вплив на зміну показників водного середовища. Лабораторні модельні системи утримувалися в однакових умовах освітлення, температурного режиму та аерації, що максимально наближалися до природних параметрів відповідних водних об'єктів. Для проточних водойм додатково враховувалися особливості гідродинаміки шляхом періодичного перемішування або використання циркуляційних режимів, що імітували слабку течію.

Такий підхід дозволив: зберегти природний склад забруднюючих речовин та біоценозів води; виключити вплив неконтрольованих зовнішніх факторів, характерних для польових експериментів; забезпечити відтворюваність експериментів та можливість статистичної обробки результатів. Формування експериментальних і контрольних систем у вигляді лабораторних моделей створило надійну методичну основу для подальшого аналізу впливу *Chlorella vulgaris* Polikarp на фізико-хімічні, гідрохімічні та біологічні показники води, а також для порівняння ефективності альголізації для різних типів природних водойм. Такі модельні системи дозволяють детально простежити реакцію водного середовища на альголізацію, мінімізуючи вплив зовнішніх факторів, і широко застосовуються в дослідженнях з біоремедіації [50]. У техногенних водних об'єктах, зокрема при дослідженні інфільтратів полігонів ТПВ або промислових стічних вод, експериментальні та контрольні системи формувалися у лабораторних або напівпромислових умовах у вигляді паралельних реакторів або ємностей. Контрольні зразки утримувалися без внесення мік-

роводорості, тоді як експериментальні з інокуляцією штаму *Chlorella vulgaris* Polikarp. Такий підхід забезпечував можливість кількісної оцінки процесів біосорбції та акумуляції важких металів, що відповідає методичним рекомендаціям, наведеним у роботах з біотехнологічного очищення техногенних вод [48]. При формуванні контрольних та експериментальних систем забезпечувалася їх максимальна порівнянність за основними параметрами, зокрема:

- температурним режимом;
- гідрохімічним складом води;
- початковим рівнем трофності;

Такий підхід дозволяє мінімізувати вплив сторонніх чинників і забезпечити коректну інтерпретацію отриманих результатів, що відповідає вимогам екологічного експерименту *in situ* та *ex situ* [51]. Отже, формування експериментальних та контрольних систем із чітким розмежуванням умов впливу та без впливу є ключовим елементом методики досліджень і дозволяє об'єктивно оцінити ефективність технології альголізації водойм із використанням штаму *Chlorella vulgaris* Polikarp. В свою чергу, поєднання обґрунтованого вибору водних об'єктів із чітким формуванням експериментальних і контрольних систем дозволило забезпечити комплексний характер досліджень.

3.1.3. Критерії відбору проб та повторюваність дослідів

Відбір проб води для проведення експериментальних досліджень здійснювався відповідно до чинних державних стандартів та загальноприйнятих методик екологічного моніторингу поверхневих і техногенних вод [ISO 5667–1, ISO 5667–6, ISO 5667–6]. Основним критерієм відбору було забезпечення репрезентативності проб щодо гідрохімічного складу, рівня антропогенного навантаження та біологічного стану досліджуваних водних об'єктів. Проби води відбиралися у значних об'ємах, достатніх для формування серій паралельних лабораторних модельних систем, що дозволяло зберегти природний компонентний склад води, включно з розчиненими речови-

нами, зваженими частинками та автохтонною мікрофлорою. Відбір здійснювався з урахуванням просторової неоднорідності водойм та потенційних джерел забруднення, що відповідає підходам, застосованим у дослідженнях автора [30, 47, 48].

Для забезпечення статистичної достовірності та відтворюваності результатів експериментальні досліді проводилися з дотриманням наступних умов:

- кожен експеримент реалізовувався не менше ніж у трикратній повторюваності, що дозволяло оцінити варіабельність результатів та мінімізувати вплив випадкових факторів;

- контрольні та експериментальні системи аналізувалися паралельно та формувалися з одних і тих самих відібраних проб води, що забезпечувало ідентичність початкових умов;

Тривалість експериментів визначалася типом водного об'єкта та характером досліджуваних процесів і становила від 7 до 30 діб. Короткотривалі експерименти (7-10 діб) використовувалися для оцінки початкової реакції водного середовища на внесення штаму *Chlorella vulgaris* Polikarp та динаміки швидкозмінних показників (розчинений кисень, рН, біогенні елементи). Довготривалі експерименти (до 30 діб) дозволяли простежити стабілізацію процесів біоочищення, адаптацію мікроводоростей до середовища та накопичувальні ефекти біосорбції.

Відбір аналітичних проб здійснювався через рівні часові інтервали, що забезпечувало можливість побудови часових рядів та аналізу динаміки змін фізико-хімічних і біологічних показників води. Такий підхід відповідає методології експериментальної екології та дозволяє розглядати отримані результати як надійну основу для подальшої кількісної інтерпретації ефективності технології альголізації з використанням високопродуктивного штаму *Chlorella vulgaris* Polikarp.

Культивування мікроводоростей здійснювалось в автоматизованому фотобіореакторі «BIODRUM» [46].

Методи внесення хлорели у об'єкти довкілля: Методи внесення хлорели

у об'єкти довкілля для їх очищення (біоремедіації ґрунтів, очищення стічних вод, вловлювання CO₂) різноманітні та залежать від типу об'єкта, завдань очищення та умов застосування. На основі сучасних досліджень [52-57], зокрема тих, що стосуються використання хлорели в екологічних технологіях, можна виділити основні методи внесення [58] які описані нижче:

1. Внесення суспензії живих клітин хлорели. Суспензію живих клітин хлорели, вирощених у контрольованих умовах (наприклад, у фотобіореакторах), вносять безпосередньо в об'єкт довкілля, такий як ґрунт, водойми або стічні води. Суспензію зазвичай готують у рідкому поживному середовищі з високою концентрацією клітин (10^6 - 10^8 клітин/мл). Такий метод можна застосовувати для біоремедіації ґрунтів, де суспензію розпилюють або змішують із зрошувальною водою для рівномірного розподілу в ґрунті. Дослідження [59] показало, що внесення суспензії *Chlorella vulgaris* у ґрунти, забруднені нафтопродуктами, сприяло зниженню їх вмісту на 40-60% за 60 днів. Також даний метод можна використовувати для очищення стічних вод, де суспензію додають у резервуари зі стічними водами для видалення азоту, фосфору та важких металів. Наприклад, [60] повідомили про 80% видалення нітратів із комунальних стоків за 7 днів.

Метод простий у застосуванні, володіє швидким поширення клітин та високою біологічною активністю, проте чутливий до зовнішніх умов (температура, рН, контамінація) та потребує регулярне внесення хлорели.

2. Використання біопрепаратів на основі хлорели. Сушені, ліофілізовані або іммобілізовані клітини хлорели формують у вигляді гранул, порошків або гелевих матриць, які вносять у ґрунт або воду. Іммобілізація підвищує стійкість клітин до несприятливих умов. Цей метод може бути використаний для біоремедіації ґрунтів, де гранули або порошок змішують із верхнім шаром ґрунту для видалення важких металів і органічних забруднювачів. Дослідження [61] показали, що біопрепарати на основі *Chlorella vulgaris* підвищують біологічну активність ґрунту на 25% і видаляють до 70% кадмію за 30 днів. Також даний метод можна використати для очищення водойм, де іmmo-

білізовані клітини хлорели додають у забруднені водойми для поглинання поживних речовин і токсинів. Дослідження [62] продемонструвало 85% видалення фосфатів із водойм за допомогою іммобілізованої хлорели.

Метод зручний у зберіганні і транспортуванні хлорели, має тривалий термін дії та стійкість до зовнішніх умов. Проте він має вищі витрати на підготовку біопрепаратів та повільніше вивільнення активних клітин.

3. Використання фотобіореакторів для попереднього культивування та внесення. Хлорелу вирощують у фотобіореакторах [30] для отримання високої концентрації біомаси, яку потім вносять у об'єкти довкілля у вигляді суспензії або концентрованої біомаси. Метод може застосовуватися для вловлювання CO₂, де біореактори встановлюють на промислових об'єктах для уловлювання CO₂ із димових газів. Отриману біомасу можна використовувати для подальшої переробки або внесення в ґрунт. У дослідженні [63] повідомили про 95% ефективність уловлювання CO₂ у трубчастих фотобіореакторах із *Chlorella vulgaris*. Також даний метод можна використати для очищення стічних вод, де біомасу з біореакторів додають у системи очищення стоків для видалення поживних речовин і токсинів. У дослідженні [64] показали, що біомаса *Chlorella sorokiniana* знижує вміст амонію в стічних водах на 90% за 5 днів.

Метод має високу продуктивність, контрольовані умови, а також можливість масштабування, проте володіє високими капітальними та експлуатаційними витратами і має потребу в спеціалізованому обладнанні.

4. Інтеграція з іншими біологічними агентами (синергетичні методи). Хлорелу вносять у комбінації з іншими мікроорганізмами (наприклад, бактеріями чи грибами) або рослинами для посилення ефекту біоремедіації. Цей метод передбачає внесення суспензії або біопрепаратів із сумішшю організмів. Можна застосовувати для біоремедіації ґрунтів, де комбінацію хлорели з вуглеводне окислювальними бактеріями (наприклад, *Pseudomonas* spp.) підвищує ефективність деградації нафтопродуктів. У дослідженні [65] повідомили про 92% видалення нафтопродуктів з ґрунту за 20 днів при спільному

використанні *Chlorella vulgaris* і бактерій. Також цей метод можна використати для фітореMediaції, де хлорелу вносять у ризосферу рослин для стимуляції їх росту та поглинання забруднювачів. [66] показали, що внесення хлорели в ґрунт із рослинами кукурудзи підвищує видалення цинку на 30%.

Метод володіє синергетичним ефектом, що підвищує ефективність очищення та надає підтримку ґрунтовій мікробіоті, проте він складний у підборі сумісних організмів для чого потрібно проводити додаткові дослідження для оптимізації.

5. Пряме вирощування хлорели в об'єктах довкілля. Хлорелу культивують безпосередньо в забруднених водоймах або відкритих ставках, розташованих на забруднених територіях, використовуючи природні або штучні джерела поживних речовин (наприклад, стічні води). Метод можна використати для очищення водойм і стічних вод, де хлорелу вводять у забруднені озера, ставки або канали для поглинання поживних речовин і токсинів. Дослідження [67] показало, що *Chlorella pyrenoidosa* знижує концентрацію нітратів і фосфатів у водоймах на 70-80% за 10 днів. Також метод можна використати для відновлення деградованих земель, де хлорелу вирощують у відкритих водоймах на забруднених ділянках, а отриману біомасу вносять у ґрунт для покращення його структури та біологічної активності. Він має досить низькі витрати, можливість використання природних ресурсів, проте є ризик контамінації іншими мікроорганізмами та залежність від кліматичних умов.

6. Використання генетично модифікованих штамів хлорели (ГМШХ) [30]. ГМШХ з підвищеною стійкістю до токсинів або покращеною здатністю до поглинання забруднювачів вносять у вигляді суспензій або біопрепаратів. Метод має високу ефективність через попередню адаптацію хлорели до специфічних умов. Проте нові штами хлорели можуть нести екологічні ризики, пов'язані з випуском ГМО та мають високі витрати на розробку.

Аналіз наведених методів внесення мікроводорості *Chlorella vulgaris* (у т.ч. штаму *Polikarp*) свідчить, що універсального методу, придатного для всіх типів об'єктів довкілля та забруднень, не існує. Ефективність кожного підхо-

ду визначається типом забруднювача, масштабом об'єкта, умовами середовища та економічними обмеженнями.

Найвищу ефективність за напрямом застосування на водних об'єктах, які досліджувалися автором, демонструють методи очищення де існує можливість внесення суспензії живих клітин та використання фотобіореакторів із подальшим внесенням біомаси. Ці методи забезпечують: швидке видалення біогенних елементів (NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-}); підвищення концентрації розчиненого кисню; можливість керування процесом очищення.

3.2. Результати експериментальних досліджень впровадження технології альголізації прісних водойм (с. Музичі та Чорнобильського БРЗ, Нерушайське водосховище, канал Дунай-Сасик)

Експериментальні дослідження ефективності впровадження технології альголізації із використанням високопродуктивного штаму *Chlorella vulgaris* Polikarp проводилися на водних об'єктах різного типу (див. розд. 3.1).

Дослідження виконувалися в рамках сформованих експериментальних і контрольних систем із дотриманням просторового та часового розділення груп, що унеможливлювало взаємний вплив між ними та забезпечувало достовірність отриманих результатів.

3.2.1. Характеристика об'єктів експериментальних досліджень

До експериментальних досліджень було залучено водні об'єкти села Музичі Київської області, села Нерушай Одеської області, а також водні об'єкти системи Дунай-Сасик. Обрані водойми характеризуються тривалим антропогенним навантаженням та відсутністю системних заходів з очищення, що зумовило деградацію їх екологічного стану.

Досліджувані водойми виконують важливі природоохоронні та господарські функції, зокрема є місцями формування локальних біоценозів, нерестилищ риб та джерелами водокористування для місцевих громад. Водночас внаслідок надходження побутових, сільськогосподарських і поверхневих стічних вод у них сформувалися умови для інтенсивного розвитку процесів евт-

рофікації.

Загальна характеристика водойми села Музичі, Київської області. Дослідження проводились на двох природних водоймах площею 8842 м², глибиною 0,5-2 метри. Потужність донних мулистих відкладів у середньому становить 0,2-0,3 м, при цьому в окремих застійних ділянках водойм зафіксовано локальне накопичення осаду потужністю до 1,0 м, що свідчить про тривале накопичення органічної речовини та обмежені процеси природної самоочистки. У реєстровій документації озеро зазначене як струмок, що пов'язує каскад озер (рис. 3.1).

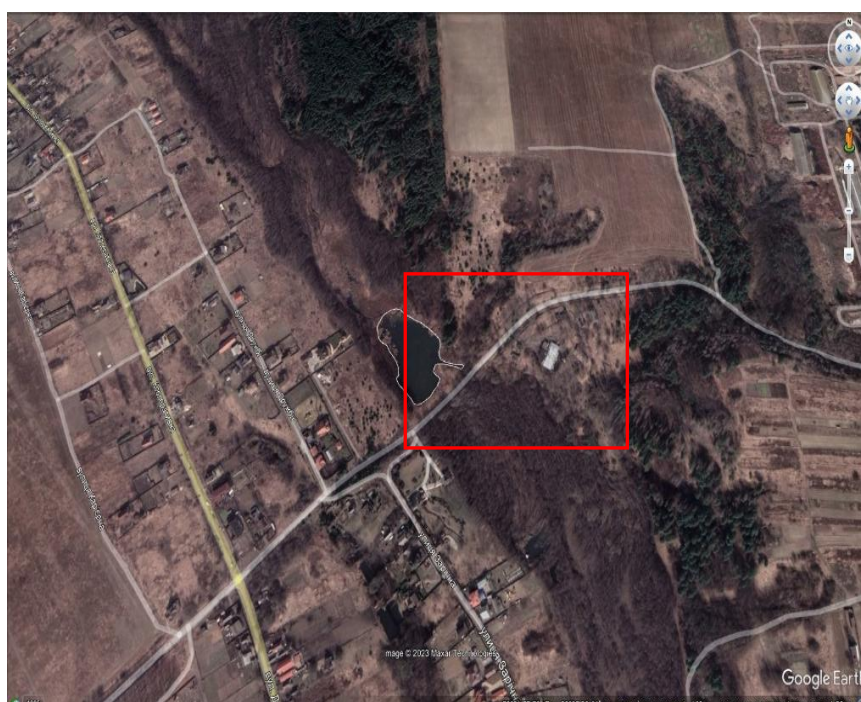


Рис. 3.1. – Водойми поверхневих вод с. Музичі

Досліджувана водойма тривалий час перебувала без проведення заходів механічного або біологічного очищення, що зумовило накопичення донних відкладів та органічної речовини природного й антропогенного походження:

- донний осад товщиною 0,3-1 м, високий вміст у водоймі органічних речовин наноси, екскрементів риб і водоплавних птахів, листя, гілок;
- неконтрольоване розмноження ціанобактерій, наліт на камінні від спірогіри (*Spirogyra*), перевищення ГДК за різними металами у складі води;
- наявність запаху, характерного для анаеробного розкладання органіч-

ної речовини, що свідчить про дефіцит розчиненого кисню в придонних шарах води..

Рух на невеликому гумовому човні по озеру практично неможливий через підводну рослинність (водорості та підводне коріння очерету). В озері є карась (до 20 см особини) та щука (невеликого розміру – до 50 см).

Загальна характеристика водойми Нерушайське водосховище – це штучна водойма площею 232,76 га, розташована на території Одеської області (Болградський район), що входить до системи Придунайських водосховищ. Воно використовується для зрошення сільськогосподарських угідь та рибовирозведення. Це водосховище є частиною мережі водойм, що забезпечують водні потреби аграріїв Бессарабії.

Загальна характеристика водойми Канал Дунай-Сасик – канал Килійського гирла, який з'єднує Соломонів рукав Дунаю з озером Сасик. Він складається із підвідного та транспортуючого каналів, призначений для регулювання відміток рівня води задля здійснення водообміну водосховища Сасик. Подача води по каналу здійснюється самопливно і регулюється Головним шлюзом-регулятором. Довжина підвідної частини каналу складає 230 м, а відвідної – 13270 м, ширина каналу по дну складає 75 м, ширина по дзеркалу – 110 м. Існуючі відмітки дна відвідного каналу перевищують проектні від 2,2 до 2,6 м, обсяг замулення каналу – 58000 м³. Відмітка дна відвідного каналу вище проектних від 1,6 до 2,0 м.

Перший етап альголізації водойми с. Музичі (рис. 3.2) – внесення суспензії здійснено 12.04.2023 р. при температурі води +10°C. Для альголізації водойми використовували суспензію хлорели з концентрацією водорості 50 млн. кл/мл. Суспензію вносили згідно рекомендації виробника [ТУ У 03.0–36308885–001:2021 ТОВ «НАФТОГАЗІНЖІНІРІНГ»] із розрахунку 20 л/га. Суспензія була рівномірно розподілена вздовж всієї водойми (по периметру).



Рис. 3.2. – Фото. Внесення суспензії хлорели

У наступний період була спроба альголізації у підлідний період. Щорічно у двох ділянках водойми вносилися культура хлорели з щільністю клітин 50-60 млн/мл 20 л.

Завдяки цьому стартові умови для розвитку аборигенних та акліматизованих видів ставали ідентичними. У відсотковому відображенні від загальної чисельності клітин фітопланктону хлорела становила 10% навесні та 30% влітку та восени.

Згідно з принципами формування експериментальних і контрольних систем (розд. 3.1.2) було здійснено відбір проб із спостережних пунктів різних об'єктів із подальшим виконанням лабораторного аналізу за переліком показників, що використовуються для визначення якості води водних рибогосподарських об'єктів із подальшим виконанням лабораторних аналізів за переліком показників, що використовуються для визначення якості води водних рибогосподарських об'єктів. Фактичні концентрації фізико-хімічних показників води визначалися лабораторними методами згідно з чинними стандартами [68] результати яких наведені у протоколі досліджень ТОВ «НВГ «Сінекотех» № 2023–073 від 21.08.2023. Проби відбиралися до введення хлорели та через 15 днів після її розмноження у водному середовищі.

Визначені органолептичні показники, сухий залишок, а також виконані дослідження проб води на наявність органічних забруднювачів (зокрема, ПАР), неорганічних забруднювачів (фториди, азотні солі, нітрити, нітрати), концентрації розчиненого кисню, хімічне споживання кисню та ін.

3.2.2. Інтегральна оцінка якості води

Для узагальненої оцінки змін екологічного стану водних об'єктів застосовано інтегральний показник якості води W , розрахований на основі нормованих значень основних гідрохімічних параметрів.

Використані чотири критерії шкідливості, по кожному з яких сформовано певну групу речовин і специфічних показників якості води:

- критерій санітарного режиму (W_c) враховує розчинений кисень, БСК₅, ХСК і специфічні забруднення, що нормуються (W) за впливом на санітарний режим;

- критерій органолептичних властивостей (W_ϕ) враховує запах, завислі речовини, ХСК і специфічні забруднення, що нормуються за органолептичною ознакою шкідливості;

- епідеміологічний критерій (W_e) враховує небезпеку мікробного забруднення;

- критерій небезпеки санітарно-токсикологічного забруднення (W_{ct}) враховує ХСК і специфічні забруднення, що нормуються за санітарно-токсикологічною ознакою.

Одні й ті ж самі показники можуть водночас відображатися в кількох групах шкідливості. Комплексну оцінку вираховують окремо для кожної лімітуючої ознаки шкідливості (ЛОШ) за формулами (3.1)

$$W = 1 + \frac{\sum_{i=1}^n (\delta - 1)}{n} \quad (3.1)$$

$$di = C_i/N_i$$

де W – комплексна оцінка рівня забруднення води за даною ЛОШ;

n – кількість показників, що використовуються для розрахунків;

N_i – нормативне значення одиничного показника (найчастіше = ГДК);

d_i – кратність перевищення фактичної концентрації i -го інгредієнта у воді (C_i) до нормативного значення одиничного показника.

Якщо $d_i < 1$, тобто концентрація менше нормативної, то приймається $d_i = 1$. За відповідними формулами розраховують вміст розчиненого кисню і за-
вислих речовин. Розчинений кисень нормується за нижнім рівнем значення, тобто його вміст має бути меншим за 4 мг/дм³, тому при < 4 мг/дм³ для нього прийнято:

$$d_i = 1 + 10 \frac{N_i - C_i}{N}$$

Оскільки самі розраховані показники ніщо не стверджують, до формул пропонується традиційна класифікаційна таблиця діапазонів значень комплексних оцінок W (табл. 3.1).

Таблиця 3.1 – Ступінь забруднення водойм залежно від значень комплексних показників W

Рівень забруднення	Критерій забруднення за величинами комплексних оцінок			
	Органолептичний (W_{ϕ})	Санітарний режим (W_c)	Санітарно-токсикологічний (W_{ct})	Епідеміологічний (W_e)
Допустимий	1	1	1	1
Помірний	1,0-1,5	1,0-3,0	1,0-3,0	1,0-10,0
Високий	1,5-2,0	3,0-6,0	3,0-10,0	10,0-100,0
Найвищий	$>2,0$	$>6,0$	$>10,0$	$>100,0$

У якості параметрів, що визначають санітарно-токсикологічний стан водного середовища, відібрані наступні – перманганатна окиснюваність, розчинений кисень, фтор, нітрати, нітроти, амоній (солі амонію). Визначались органолептичні показники, сухий залишок, а також виконані дослідження проб води на наявність органічних забруднювачів (зокрема, ПАВ), неорганічних забруднювачів (фториди, азотні солі, нітроти, нітрати), концентрації розчиненого кисню, хімічне споживання кисню та ін.

За результатами аналізу виконаний розрахунок ступеня забруднення водойм (W) за санітарно-токсикологічним критерієм, що дозволив оцінити фактори істотних змін режиму водного середовища у результаті здійснення експерименту.

Ступінь забруднення водойм за санітарно-токсикологічним критерієм до та після заселення хлорели наведено у таблиці 3.2.

Таблиця 3.2 – Оцінка екологічного стану водних об'єктів за розрахованим ступенем забруднення

Водний об'єкт	Санітарно-токсикологічне забруднення до введення	Рівень забруднення до введення	Санітарно-токсикологічне забруднення після введення	Рівень забруднення після введення
Пункт у с. Музичі	1,65	Помірний	1,43	Помірний
Нерушайське водосховище	1,98	Помірний	1,74	Помірний
Канал Дунай-Сасик	2,02	Помірний	2,36	Помірний

Аналіз отриманих значень показника W продемонстрував його обмежену інформативність у випадках активного біологічного впливу на водну екосистему (Улицький О., Пашкевич Л., 2023) [30]. Зокрема, у ряді експериментальних систем інтегральний індекс не відображав позитивних змін кисневого режиму та зниження концентрацій біогенних забруднювачів через вплив зростання органічної складової. Як засвідчують результати (табл. 3.4), рівень забруднення, визначений на основі врахування індексу санітарно-токсикологічного критерію як лімітуючої ознаки шкоди, є досить непоказовим через широкий діапазон розбігу визначених величин.

Це свідчить про необхідність комплексного підходу до оцінки ефективності біотехнологій очищення води із залученням як хімічних, так і біологічних та екотоксикологічних показників.

Тому з метою виявлення факторів змін екологічного режиму водних об'єктів під впливом росту колонії хлорел, були розраховані величини кратності перевищення кожного із досліджуваних показників до гранично допустимих норм. Результати продемонстровані у вигляді діаграм порівняння (рис. 3.3-3.5).

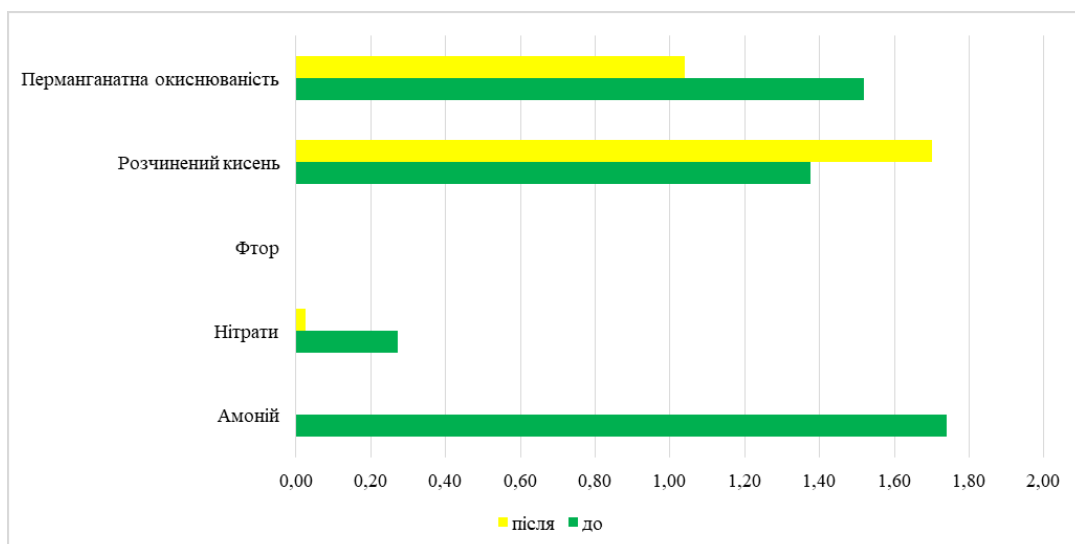


Рис. 3.3. – Порівняльна діаграма кратності забруднення за наведеними показниками у водній масі до та після введення колонії хлорел у пункті відбору с. Музичі

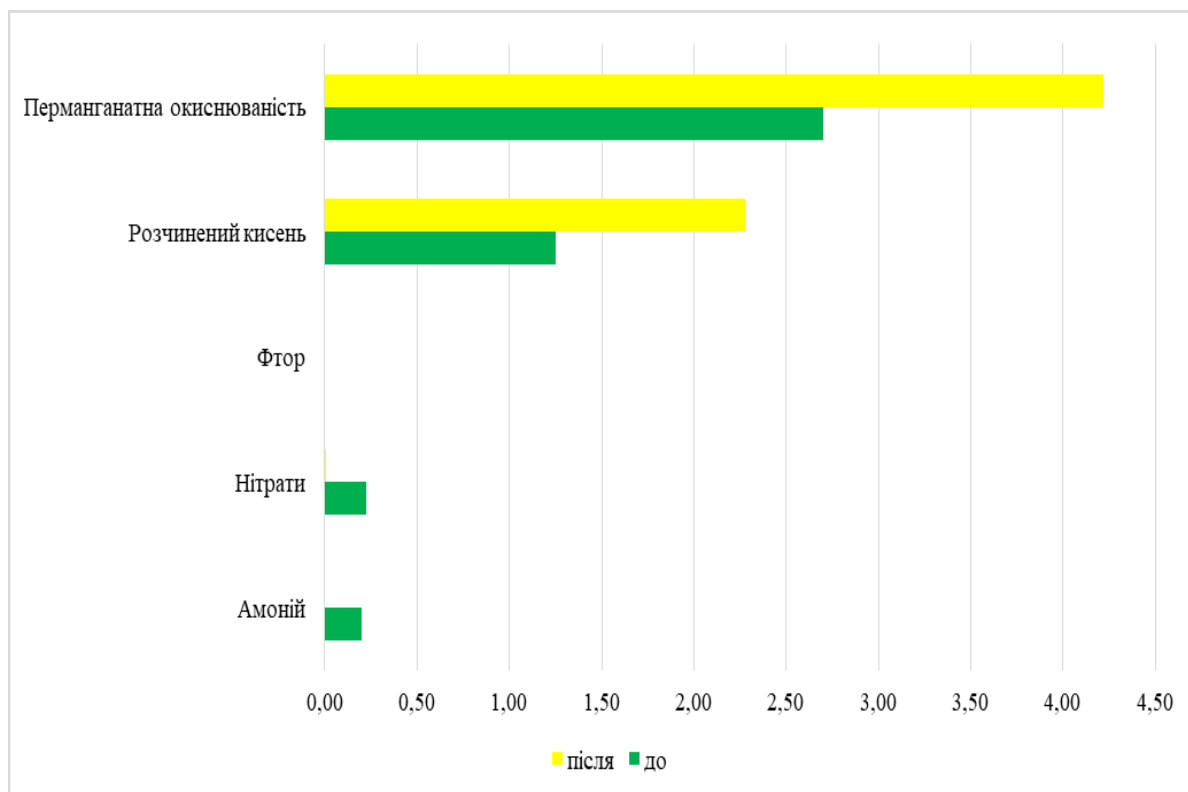


Рис. 3.4. – Порівняльна діаграма кратності забруднення за наведеними показниками у водній масі до та після введення колонії хлорел у пункті відбору Нерушайське водосховище

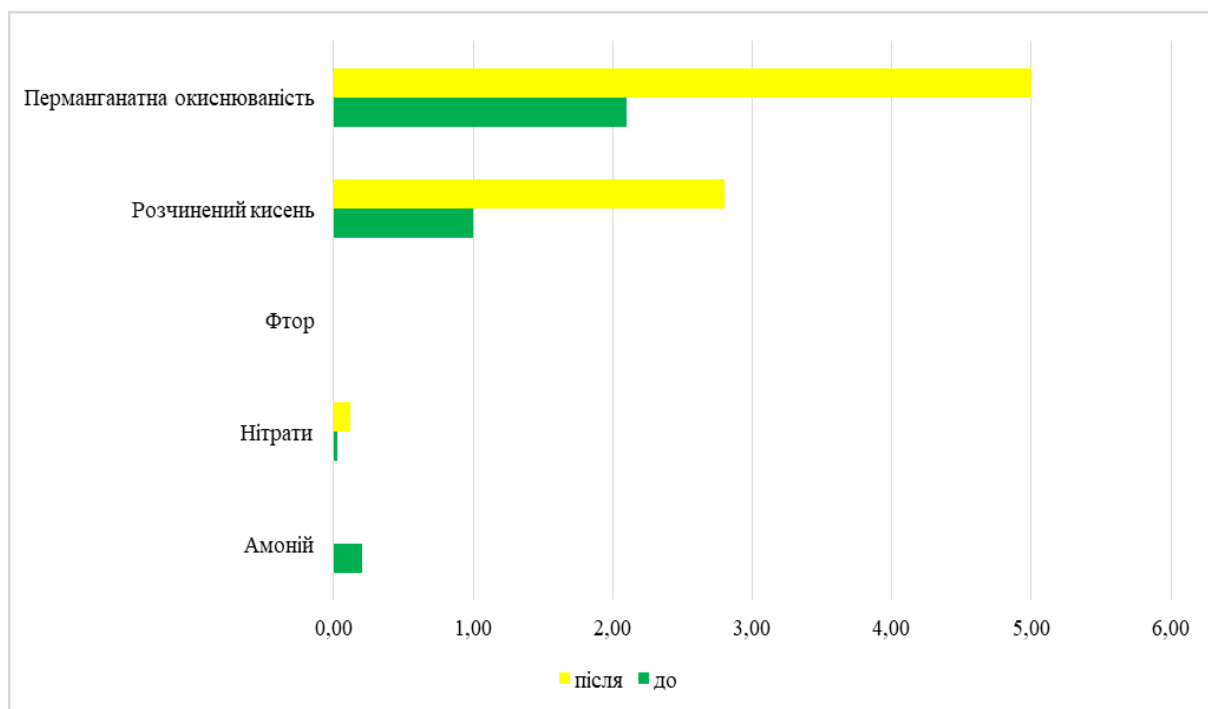


Рис. 3.5 – Порівняльна діаграма кратності забруднення за наведеними показниками у водній масі до та після введення колонії хлорел у пункті відбору каналу Дунай-Сасик

3.2.3. Зміна фізико-хімічних показників води під впливом альголізації

Результати лабораторного аналізу води після впровадження технології альголізації із застосуванням штаму *Chlorella vulgaris* Polikarp засвідчили суттєве покращення екологічного стану досліджуваних водних об'єктів (Улицький О., Пашкевич Л., 2023).

Найбільш виражені зміни відзначено за показниками азотного циклу та кисневого режиму: концентрація амонійного азоту знизилася до значень нижче межі визначення, а вміст нітратів скоротився більш ніж на порядок, що свідчить про ефективну біологічну іммобілізацію сполук азоту клітинами мікроводорості. Одночасно спостерігалось зростання концентрації розчиненого кисню, що підтверджує активний фотосинтетичний метаболізм хлорели та формування сприятливих аеробних умов у водному середовищі. Зменшення перманганатної окиснюваності вказує на зниження загального органічного навантаження та домінування процесів біологічної трансформації органічних

речовин над їх накопиченням.

Сукупність отриманих результатів свідчить про високу ефективність використання штаму *Chlorella vulgaris* Polikarp як інструменту екологічної реабілітації прісних водойм та відновлення їх природних механізмів саморегуляції.

В таблицях 3.3 - 3.5 наведено фактичні концентрації наявних речовин до та через 15 днів після введення хлорели у водойми у трьох місцях відбору проб (у т.ч. у Нерушайському водосховищі та у каналі Дунай-Сасик).

Таблиця 3.3 – Фактичні концентрації речовин, визначені у пробах води із пункту відбору проб у с. Музичі

Показник	Фактичні концентрації		ГДК, мг/дм ³
	До	Після	
Амоній, мг/дм ³	0.87	–	0.5
Нітрати, мг/дм ³	12.3	1.1	45
Фтор, мг/дм ³	–	–	1.5
Розчинений кисень, мг/дм ³	5.5	6.8	4.0
Перманганатна окиснюваність, мг/дм ³	7.6	5.2	5.0

Таблиця 3.4 – Фактичні концентрації речовин, визначені у пробах води із пункту відбору проб у Нерушайському водосховищі

Показник	Фактичні концентрації		ГДК, мг/дм ³
	До	Після	
Амоній, мг/дм ³	0.1	–	0.5
Нітрати, мг/дм ³	10	0,2	45
Фтор, мг/дм ³	–	–	1.5
Розчинений кисень, мг/дм ³	5	9.1	4.0
Перманганатна окиснюваність, мг/дм ³	13.5	21.1	5.0

Таблиця 3.5 – Фактичні концентрації речовин, визначені у пробах води із пункту відбору проб у каналі Дунай-Сасик

Показник	Фактичні концентрації		ГДК, мг/дм ³
	До	Після	
Амоній, мг/дм ³	0.1	–	0.5
Нітрати, мг/дм ³	1	5,4	45
Фтор, мг/дм ³	–	–	1.5
Розчинений кисень, мг/дм ³	4	11.2	4.0
Перманганатна окиснюваність, мг/дм ³	10.5	25	5.0

Наведені результати свідчать про те, що одним із найбільш показових

стало підвищення концентрації розчиненого кисню у воді. В експериментальних системах спостерігалось зростання вмісту кисню в середньому на 1,5-3,2 мг/дм³ порівняно з контрольними зразками, що свідчить про інтенсифікацію фотосинтетичних процесів та покращення аераційного режиму водою.

Паралельно відзначено зниження концентрацій амонійного азоту та нітритів, що є індикатором активізації процесів біологічного засвоєння біогенних елементів. В окремих експериментальних серіях концентрація NH_4^+ зменшувалася на 30-55 %, а NO_2^- – на 40-60 % відносно вихідних значень.

Вміст нітратів демонстрував менш виражену динаміку, що пов'язано з їх більш стабільною формою у водному середовищі та участю у вторинних мікробіологічних процесах.

Аналіз показників органічного забруднення засвідчив неоднозначну динаміку перманганатної окиснюваності. В окремих експериментальних системах після введення і зростання колонії хлорели спостерігалось її підвищення порівняно з контрольними значеннями.

Перманганатна окиснюваність – це показник, що відображає загальне органічне забруднення вод. Зростання перманганатної окиснюваності після введення хлорели не слід інтерпретувати однозначно як погіршення якості води, оскільки даний показник відображає сумарний вміст органічних речовин, у тому числі автохтонного біогенного походження. У даному випадку підвищення значень обумовлене інтенсивним розвитком біомаси мікроростерей та супутньої мікрофлори, що є характерним для процесів біологічної ремедіації водних екосистем. Збільшення концентрацій цього показника ймовірно спричинене культивуванням і розмноженням мікроорганізмів у досліджуваних водних об'єктах, адже розмноження бактерій відбувається інтенсивно із збільшенням популяції майже у два рази (рис. 3.3).

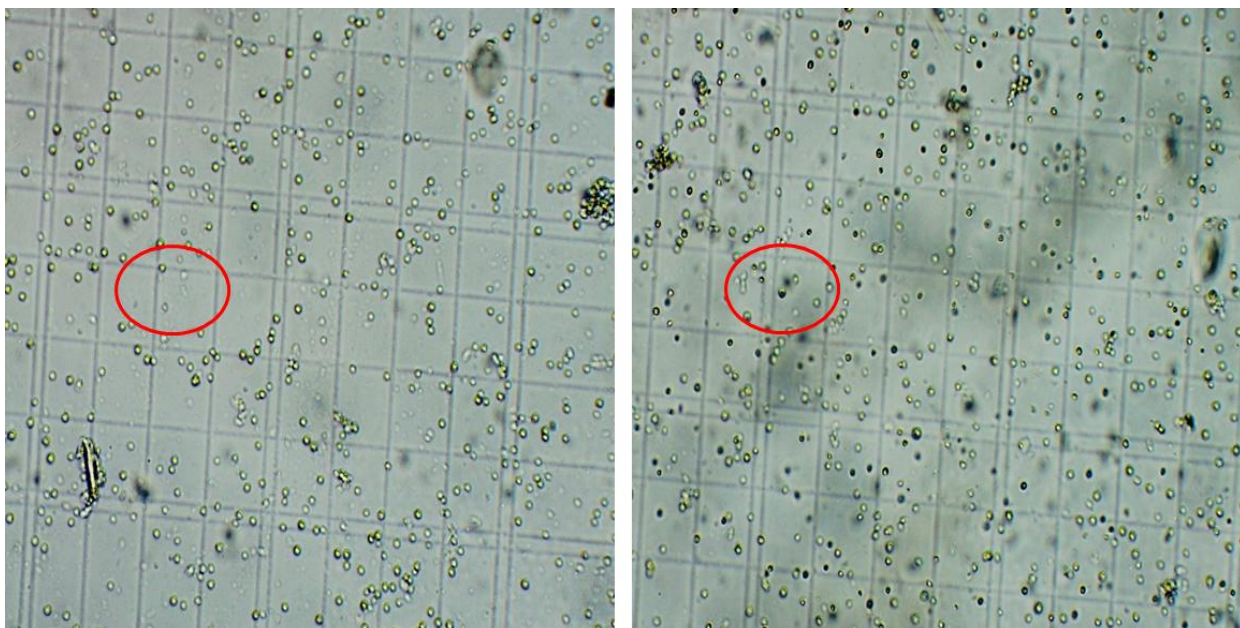


Рис. 3.3. – Демонстрація росту популяції хлорели на початок введення у водойму (а) та через три дні після введення (б) (мікроскопічні дослідження)

Біологічна реабілітація водосховищ с. Музичі Київської області шляхом застосування технології вирощування мікроводорості *Chlorella* штамму *Polikarp*, призвела до того, що окрім відсутності «цвітіння» синьо-зеленими водоростями за 2023 р. вміст розчиненого кисню у воді був вищим, навіть у найспекотніший місяць літньої пори – липень перевищував мінімально допустимий рівень.

Таким чином, зростання органічної складової супроводжувалося одночасним покращенням кисневого режиму та зниженням концентрацій токсичних форм азоту, що свідчить про формування умов для відновлення природних механізмів біотичної саморегуляції. Враховуючи ймовірний несприятливий вплив росту субстрату на загибель інших наявних організмів у водоймах, у майбутньому доцільно передбачити проведення експериментальних лабораторних досліджень за мікробіологічними показниками та виконати біотестування. Таким чином, отримані результати свідчать про високу ефективність застосування технології альголізації із використанням штамму *Chlorella vulgaris Polikarp* для покращення кисневого режиму та зниження концентрацій біогенних форм азоту у водних об'єктах різного типу. Водночас виявлені

зміни органічного балансу води потребують подальших досліджень з урахуванням мікробіологічних показників та біотестування.

3.3.Результати експериментальних досліджень впровадження технології альголізації річки Слана (Словаччина)

Водні об'єкти на урбанізованих територіях завжди знаходяться у великій небезпеці. Це обумовлюється різними видами забруднень, які надходять безпосередньо в водотік і водойми. Особливо це стосується поверхневих водотоків, розташованих в зоні об'єктів промислового виробництва (шахт) і які зазнали аварійного скидання шахтної води, що призводить до екологічної катастрофи. В таких водотоках порушуються умови життєдіяльності річної та прибережної зони екосистеми, температурного та особливостей гідрохімічних режимів, збільшується органічне забруднення, накопичуються важкі метали, змінюються показники екологічної якості води в річці [69].

Скиди з шахт, що видобувають метали, призвели до серйозної деградації багатьох річок по всьому світу [70]. Токсичні металеві забруднювачі можуть бути надзвичайно стійкими в навколишньому середовищі. Вони можуть зберігатися в відкладах заклави протягом десятиліть і навіть тисячоліть.

За даними [71] існують метали, які завдяки своїм хімічним властивостям, майже повністю зв'язані (накопичуються) з осадам (Fe, Mn, Pb, Al). Забруднення осадів у руслі зазвичай зменшується вниз за течією від джерела забруднення. Швидкість варіюється залежно від системи, та в багатьох випадках, є негативно експоненціальною [72]. Ця закономірність функціонально пов'язана з гідравлічним сортуванням осаду за щільністю та розміром частинок руди. Але, за даними [73]токсичні метали можуть бути ослаблені нижче за течією від місця видобутку за допомогою буферизації рН, нейтралізації кислоти та реакцій осадження та адсорбції. Зі збільшенням рН водні форми металів, як правило, виявляють тенденцію до осадження у вигляді карбонатів, оксидів, гідроксидів, фосфатів, силікатів або гідрокси сульфатів.

Адсорбція металів зазвичай збільшується при більш високому рН, тому

істотні зміни в концентраціях розчинених металів можуть відбуватися при незначних змінах рН. Відомо, що високий рівень солоності, твердості та вмісту органічних речовин збільшує ослаблення металів, забезпечуючи місця зв'язування для сорбції металів. За незмінних умов навколишнього середовища геохімічні фази осади є стабільними, хімічне ослаблення металів відбуватиметься з регулярною швидкістю, і, таким чином, метали залишатимуться нерухомими в осадах річкового дна [74]. Однак осади не є постійним поглиначем металів і вони можуть вивільнятися у водну товщу, коли виникають відповідні умови для розчинення. Саме тому, ризик забруднення, який становлять токсичні метали, що зберігаються у водних осадах, існує як постійна довготривала загроза.

3.3.1. Характеристика ситуації забруднення та об'єкту експериментальних досліджень

Подібна ситуація щодо катастрофічних наслідків змін якості поверхневих вод склалася в річці Слана (Словенська Республіка), що протікає на півдні Кошицького краю. Через витік шахтних вод із залізрудного рудника в районі колишнього гірничодобувного підприємства Siderit (залізрудна шахта в селі Нижня Слана (рис. 3.4, а), з лютого 2022 року в річку потрапляють високомінералізовані стоки, що призвело до значного погіршення екосистеми [75].

Основною загрозою для природи є високий вміст заліза, яке забарвлює воду в характерний червоний колір (рис. 3.4, б) і осідає у вигляді охри, що особливо небезпечно для риби – частинки заліза закупорюють їх зябра, викликаючи задиху. Крім заліза, аналізи води виявили перевищення допустимих норм за вмістом марганцю, сульфатів і миш'яку. Додаткову складність створює підвищена температура води, що пов'язано з окислювальними процесами в шахті і може в довгостроковій перспективі негативно вплинути на біорізноманіття регіону. На річці Слана, тимчасово заборонено вилов риби. Аналізи показали, що вона містить підвищену концентрацію миш'яку.



Рис. 3.4. – Територія досліджень (а) з візуалізацією забруднення річки Слана в Кошицькому краї (б) [Фото imeteo.sk.]

Заборона на риболовлю поширюється на ділянку річки від місця виходу шахтних вод із залізрудного рудника в селі Нижня-Слана до кордону з Угорщиною. На цій ділянці річка протікає через міста Рожнява і Торталья, а також села Плешивець і Ленартовце. На початку червня 2024 року уряд Словаччини виділив 1,5 млн євро на вирішення проблеми із забрудненням Слани. Перші роботи з очищення розпочалися в другій половині липня. Після отримання результатів аналізів влада оголосила надзвичайний стан в округах Рожнява, Ревуца і Рімавська-Собота, через які протікає річка [76]. Угорська сторона також закликає до вирішення проблеми.

З метою вирішення проблеми в другій половині 2024 року розпочалися перші підземні роботи. Гірничі рятувальники зайнялися перенаправленням потоку і розділенням чистої та забрудненої води. Наприкінці року були проведені додаткові заходи щодо стабілізації обсягів скидання шахтних стоків. В рамках подальших заходів планується встановлення каналів і трубопроводів, а також будівництво двох резервуарів для аварійного скидання води. Таким чином, забруднення р. Слана залишається серйозною екологічною проблемою, що вимагає комплексного підходу до вирішення. Відстань забруднення

від витoku вже досягла більш 50 км.

Тобто, в таких випадках, особливо актуальною є проблема ліквідації наслідків надзвичайної ситуації, пов'язаної з небезпечними хімічними речовинами на дні водойми в районі водозабору. Традиційно для очищення забруднених вод, а також для подолання біологічних перешкод застосовують фізико-хімічні і механічні методи. Зазвичай використовують засоби гідромеханізації для механічного видалення мулу і ґрунту, з подальшою утилізацією, але це, як ми бачим, досить тривалий і трудомісткий процес.

За цих обставин, замість традиційних методів очищення та знезараження стічних вод через їх складність в експлуатації, високу вартість та енергоємність, автором запропонований метод альголізації з використанням мікродорості *Chlorella vulgaris* Polikarp, яка здатна до активної асиміляції забруднюючих речовин, таких як важкі метали, нітрати та фосфати, а також насичення води киснем⁵⁷.

Однак, для розуміння екологічного стану води в річці Слана та розробки алгоритму альголізації з використанням мікродорості *Chlorella vulgaris* Polikarp, в першу чергу, слід проаналізувати первинні «вхідні» данні території дослідження, а саме: характеристики родовища (для розуміння фонових концентрацій забруднювача), стан забруднення річки (дані моніторингу) та зробити часовий аналіз геохімічних даних і аналіз просторових змін концентрацій (ЗК) геохімічних показників у воді.

3.3.2. Характеристики родовища

Рудні гори Спіш-Гемер вважаються найважливішим родовищем Словаччині. Сучасна база сидеритових руд представлена ділянками в районі сіл Нижня Слана та Кобелярово. На сьогоднішній день експлуатуються два аналогічні рудні тіла. Родовище Мано-Габрієла, а також родовище Кобелярово, які складаються з метасоматичного сидериту з незначними домішками анкериту, обидва мають змінну лінзоподібну форму. Основна маса залізної руди має непряму потужність 250 м, тоді як реальна потужність пластів становить близько 30 метрів. Залізну руду видобувають підземним способом. Єдина у

світі діюча глибока шахта з видобутку сидериту в Нижній Слані щорічно видобуває 970 тис. т. сирової залізної руди, з якої виробляють 400 тис. т. окатишів. Родовища та прояви стратиформного метасоматичного сидериту та анкериту залягають у нижньому та верхньому палеозої Гемериканського щита (рис. 3.5).

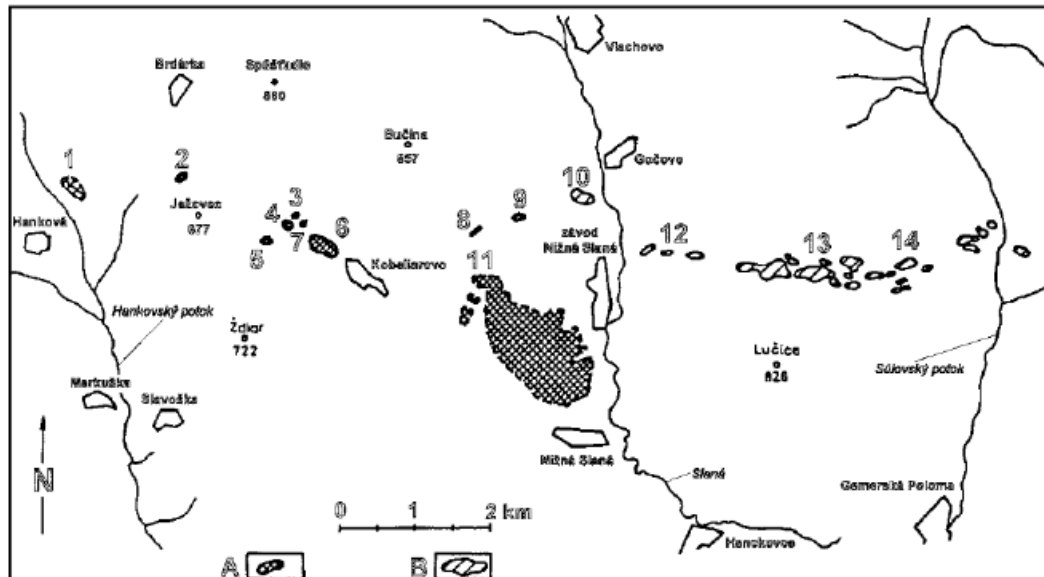


Рис. 3.5 – Оглядова карта родовищ і проявів сидериту в околицях Нижньої Слани [77]

Місцезнаходження: 1–Ганкова-Брдарка, анкерит, 2 – штольня 9. Мау (*Álmos*), сидерит, 3 – шахта Jarok, анкерит, 4 – *Vybraná (Michaeli)*, сидерит, 5 – *Amália I-II*, анкерит, 6 – Kobeliarovo, сидерит, 7 – Kobeliarovo, анкерит, 8 – *Ignác*, сидерит, 9 – Гампель, сидерит, 10 – Гочово, анкерит, 11 – Нижня Слана-Мано, сидерит, 12-14 – Золтан, Амтіла, Коломан, Віктор, Леонтина, Петро, Бонавентура, анкерит. Умовні позначення: А – рудні тіла метасоматичного сидериту (з порядковим номером родовища або прояву), Б – тіла анкериту

Основна маса родовища складається з метасоматичного анкериту і сидериту, які містять основну масу заліза, в той час як інші мінерали є незначними з точки зору осадження. Дрібнозернистий сидерит має високий вміст заліза, а також підвищений вміст Mn, причому вміст Mg зменшується зі збільшенням вмісту Fe і Mn. Тобто, корисними елементами в родовищі або в си-

дериті є залізо і марганець. Середній вміст Fe і Mn в руді становить 33,5 % і 2,18 % відповідно. Небажані домішки на родовищі включають в основному миш'як, сірку, свинець і цинк, які зустрічаються у вигляді оксидів, сульфідів, сульфатів і сульфосолей. З цих домішок у руді, що видобувається, велика увага приділяється миш'яку, який в основному зв'язаний в арсенопіритом. Він розвинений на окремих ділянках контакту сидеритової позиції з вищезалягаючими чорними філітами та лілітами. Середній вміст As у видобутій руді [78] коливається від 0,01 до 0,1 %. Всі перелічені показники свідчать про те, що вверх за течєю р. Слана (відносно м. Нижня Слана) розташовані прояви сидериту та анкериту, які впливають на фонові концентрації хімічних елементів та сполук у гірських породах та ґрунтах, які можуть потрапляти у річкову воду, формуючи її хімічний склад. Вплив цих фонових концентрацій залежить від типу родовища та його геологічної структури: вони можуть як незначно збагачувати воду, так і призводити до значного перевищення гранично допустимої концентрації (ГДК) певних речовин. Наявність додаткового забруднення за рахунок джерела викидів існуючого заводу з видобутку та переробки залізної руди в Нижній Слані, також становить постійну небезпеку переміщення та перетворення токсичних елементів. Дослідження ґрунтів на території цього заводу [78] показали, що вміст Hg, Cd, Cr, Cu, As, Fe, Mn та Mg перевищує рівень токсичності. As, Fe, Mn та Mg є найсерйознішими забруднювачами. При цьому, максимальні значення перевищують середній вміст Fe до 6,7 разів, забруднення ґрунтів Mg в середньому в 26-53 рази перевищує ГДК. Особливої уваги заслуговують дослідження стосовно забруднення ґрунтового середовища As, яке пов'язане не тільки з антропогенним впливом, але й з геохімічним впливом, що підтверджується дослідженням [80]. Тобто, хімічні показники проб води пункту S0065000 Слана-Нижньосланська Баня г. км 67,75 (міст через завод), з допущенням, можна вважати фоновими. Для розуміння повного впливу необхідно проводити комплексні дослідження хімічного складу родовища, ґрунтів та води в річці, а також враховувати сучасні антропогенні чинники.

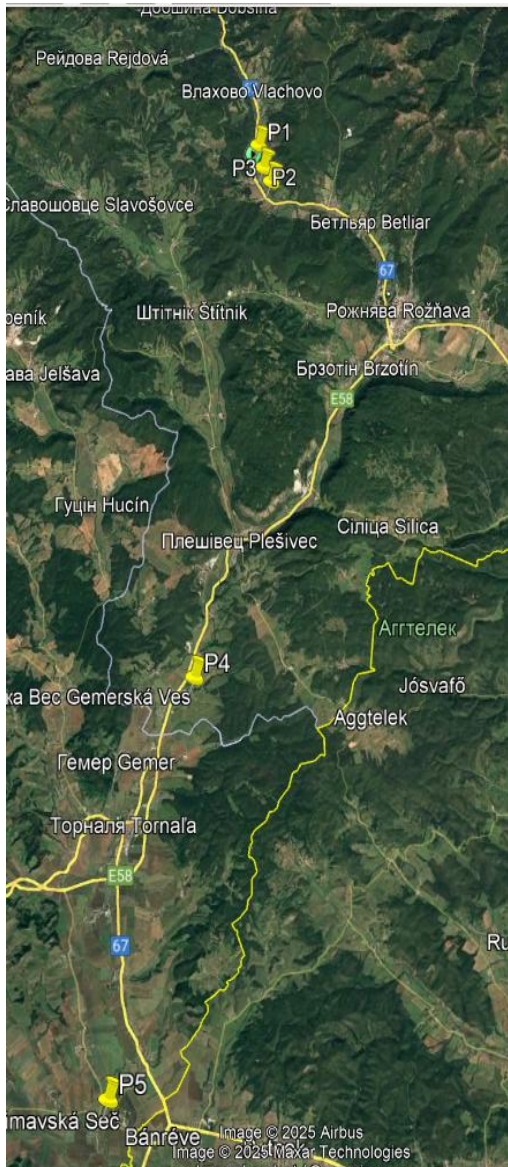
3.3.3. Результати аналізу моніторингових досліджень забруднення р. Слана

Моніторинг хімічних показників води в р. Слана вперше був зроблений 17.03.22 р. (табл. 3.6) на 3 пунктах спостереження P1, P2, P3 (рис. 3.6, а).

Таблиця 3.6 – Характеристика проб шахтної води 17.03.2022

Хімічний показник	Од. виміру	Пункти відбору води				K=Ci/Cн	
		S006500 О Слана – Нижньо-сланська Баня. км 67,75, С1	S0065PVA шахта Nižná Slaná, вихід ШВ, С2	S007000О Слана – Нижня Слана, п. км 66,0, С3	ГДК, (Постанова Уряду Словач. 269/2010, д. 1, 5), Сн	K2	K3
Темп. води, t	°C	5,7	30,5	5,7	<26		
Розчин. кисень	мг/дм ³	13,80	3,08	11,70	більш 5		
БСК	мг/дм ³	1,35	11,30	3,60	7	1,7	0,5
ХСК вихром.	мг/дм ³	4,56	1220	11,80	35	34,9	0,34
pH		8,82	5,81	7,26	6-8,5		
Розч. тв. реч., ви-суш. при 105°C	мг/дм ³	170	80030	1690	900	88,9	1,88
Розч. реч., відпал. при 550°C	мг/дм ³	128	42980	1250	640	67,16	1,95
Пит. провід. (при 25°C)	mS/m	28,20		120	110		1,09
Залізо, Fe	мг/дм ³	0,45	5810	82,10	2	2905	41,1
Марганець,	мг/дм ³	0,072	584	9,81	0,3	1946	32,7
Нітрати, NO ₃	мг/дм ³	1,56	39,10	2,49	5,0	7,8	0,5
Загальний фосфор	мг/дм ³	0,034	3,18	0,024	0,4	7,9	0,1
Загальний азот	мг/дм ³	1,42	7,49	1,23	9	0,8	0,1
Сульфати	мг/дм ³	39,20	35500	1090	250	142	4,4
Магній	мг/дм ³	2,27	1830	578	100	18,3	5,78
Hg, розчин.	мг/дм ³	0,70	6800	262	200	34	1,5
Cd, розчин.	мг/дм ³	< 0,024		0,028	1,5		0,02
Pb, розчин.	мг/дм ³	2,93	12,70	2,24	20	0,6	0,1
As, розчин.	мг/дм ³	5,51	14000	224	20	700	11,2
Cu, розчин.	мг/дм ³	10,0	38,70	2,78	20	1,9	0,14
Cr, розчин.	мг/дм ³	0,67		2,55	50		0,05
Ni, розчин. і	мг/дм ³	1,87	21500	357	20	1075	17,9
Zn, розчин.	мг/дм ³	40,60	2830	70,5	100	28,3	0,7

– нормативні значення приведені згідно Постанови Уряду Словаччини: № 269/2010, Додаток 1, 5. Зб. законів, які встановлює вимоги для досягнення доброго стану води. Червоним кольором виділені коефіцієнти забруднення (K2, K3) – перевищення ГДК. С1, С2, С3 – концентрація хімічного показника в пункті моніторингу. ШУ – шахтна вода.



а)

Місця відбору проб води по руслу Слана.

Місце 1 (P1). S006500O Слана – Нижньосланська шахта, р. км 67,4 (міст під колишнім заводом);

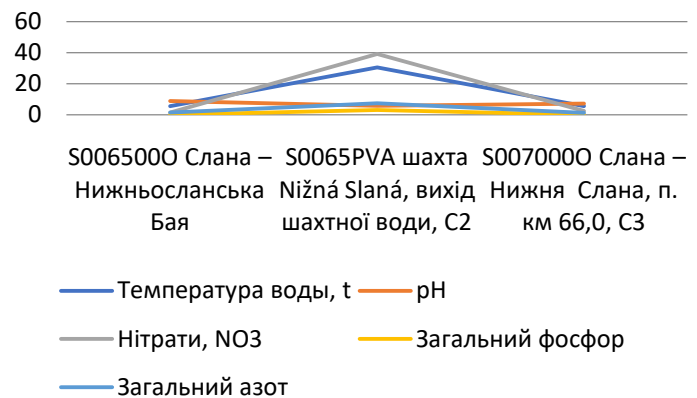
Місце 2 (P2). S0065PVA Рудне Бане, ш.л. Нижня Слана, вихід шахтних вод, родовище сидеритової руди (джерело забруднення);

Місце 3 (P3). S007000O Слана – Нижня Слана, р. км 66 (міст);

Місце 4 (P4). S053000D Слана – Чолтово, р. км 28,2;

Місце 5 (P5). S131000D Слана – Ленартовце, пом. км 3,3 (над гирлом р. Римава).

Просторовий аналіз змін геохімічних показників води в р. Слана на 17.03.22.



б)

Рис. 3.6. – Фрагмент карти з прив'язкою точок (P) моніторингу (а) з деталізацією результатів просторового аналізу змін геохімічних показників води в р. Слана на 17.03.22.

Відстань між пунктами спостереження становить від 700 м до 1500 м. Розраховані коефіцієнти перевищення ГДК (K2, K3) свідчать про те, що виток шахтної води майже через місяць після аварії, не вплинув на геохімічні показники води в р. Слана вверх за течєю (рис. 3.6, б).

Аналіз просторових змін геохімічних показників (рис. 3.6, б) показав, що майже всі мали максимальні (для водневого показнику – мінімальні) значення показників у місті витоку шахтних вод, що дуже вплинуло на температуру

води у р. Слана. Зрозуміло, що з'ясувати закономірності розподілу показників у просторі по трьох пунктах спостереження неможливо, але для визначення загальних тенденцій забруднення та катастрофічних наслідків аварії було важливо.

За даними спостережень на 17.03.2022 перевищення вмісту елементів порівняно з ГДК мало місце у точках моніторингу P2 та P3: Fe (P2 – у 2905 разів, P3 – 41 раз); Mn (P2 – у 1946 разів, P3 – 32.7 рази); Mg (P2 – у 18.3 разів, P3 – 5,78 разів); Hg (P2 – у 34 разів, P3 – 1,73 разів); As (P2 – у 700 разів, P3 – 11,72 разів); Ni (P2 – у 1075 разів, P3 – 17,9 разів); Zn (P2 – у 28.3 разів, P3 – 0.7 разів); сульфати (P2 – у 142 разів, P3 – 4,4 разів). Дуже висока температура води. Водневий показник (pH) в зоні витоку мав низьке значення (5,81), тобто сформувалося кисле середовище.

Аналіз отриманих результатів свідчить про те, що приток великих об'ємів засміченого матеріалу в річкову систему може змінити локальний масоперенос та осадження осаду, мати вплив на різноманітні хімічні процеси як у воді, так й у ґрунті ложа річці.

Для проведення часового аналізу геохімічних даних, було прийняте рішення розширити діапазон та профіль моніторингових спостережень (табл. 3.7). Дослідження показало, що в місці витоку шахтних вод підвищення температура, низький показник розчиненого кисню, знижений показник pH та підвищені концентрації сульфатів, магнію, заліза, миш'яку, кобальту та цинку спостерігалися майже на протязі чотирьох місяців після аварії.

Він описується поліномом другого порядку (квадратний тричлен) та найбільш впевнено показує параболічну залежність між змінними, що свідчить про складність процесу. Поліном другого порядку є частиною розкладу Тейлора. Він може використовуватися для наближення більш складних функцій, тобто показати, що спочатку концентрації зростають зі збільшенням температури, досягають максимуму, а потім починають знижуватися, коли температура стає нижчою. Для водневого показнику цей процес має обернену залежність.

Таблиця 3.7 – Порівняння результатів моніторингу у період 03/2022 – 06/2022: S0065PVA Rudné bane, вихід шахтних вод – джерело забруднення

Хімічний показник/ Кпер	Од. виміру	17.03. 2022	30.03. 2022	04.05. 2022	01.06 2022	14.06. 2022	28.06. 2022	Пос-ва Уряду SR 269/2010 Дод.№ 5
Візуал. ко- лір		кор.– червон.	кор.– червон	кор.– жовт	кор.– червон	кор.– червон	жовт.– коричн	
Температура води, t	°C	30,5	31,7	32,6	32,6	17,8	14,3	більше 5
Розчинений кисень	мг/дм ³	3,08	2,54	3,63	3,67	7,47	8,97	7
БСК	мг/дм ³	11,3	11,9	14,3	15,2	11,3	11,4	35
ХСК дих- ромат.	мг/дм ³	1220	1320	1220	1238	493,0	178	–
pH		5,81	5,67	5,53	5,6	5,53	6,74	
Залізо, Fe	мг/дм ³	5810	1230	623	709	246	81,4	2
Марганець, Mn	мг/дм ³	584	5,87	1,22	1,22	1,22	1,22	0,3
Нітрати, NO ₃	мг/дм ³	39,1	16,6	0,22	0,14	2,47	0,03	5,0
Загальний фосфор	мг/дм ³	3,18	5,37	5,93	6,09	2,13	1,43	0,4
Сульфати	мг/дм ³	35500	41200	2850	3250	2890	2520	250
Магній	мг/дм ³	1830	1830	4690	4810	6640	432	200
Hg, розчин.	мг/дм ³	6800	0,05	0,05	0,05	0,05		1,5
Cd, розчин.	мг/дм ³		0,49	1,19	0,99	0,35	0,049	20
Pb, розчин.	мг/дм ³	12,7	0,30	1,0	1,0	2,8	0,3	20
As, розчин.	мг/дм ³	14000	7140	6710	10744	8800	1180	20
Cu, розчин.	мг/дм ³	38,7	0,50	1,0	1,0	2,9	0,50	50
Cr, розчин.	мг/дм ³		0,50	2,0	2,0	2,9	0,50	20
Ni, розчин.	мг/дм ³	21500	21500	25436	22991	9684	3110	100
Zn, розчин.	мг/дм ³	2830	20091	1734	1220	1340	397	500
Sb, розчин.	мг/дм ³	–	–	438	31,9	21,6	5	50
Co, розчин.	мг/дм ³			4500	4044	1580	–	1,5

Але, аналіз просторових змін концентрацій (ЗК) геохімічних показників (ГП) (рис. 3.7, 3.8) показав, що процес ЗК з часом не є лінійним.

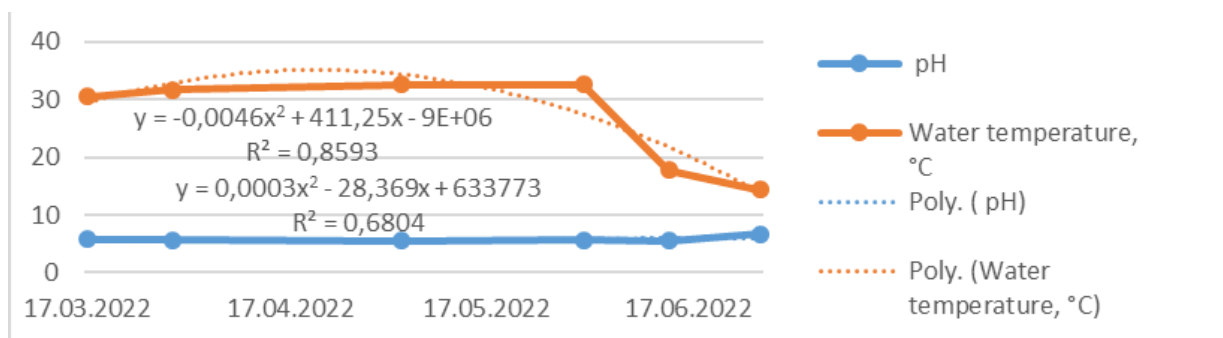


Рис. 3.7 – Результат часового аналізу змін ГП води в р. Слана в пункті виходу шахтних вод у період з 03.22 по 06.22 р з використанням елементів тренд аналізу.

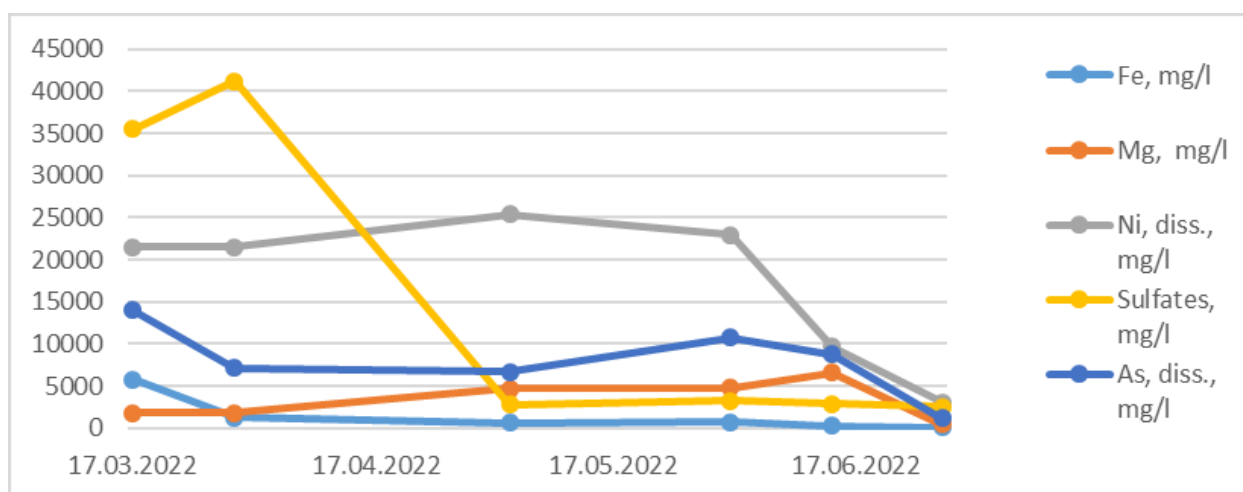


Рис. 3.8. – Результат часового аналізу змін ГП води в р. Слана в пункті виходу шахтних вод у період з 03.22 по 06.22 р з використанням елементів тренд аналізу

Чим вище значення коефіцієнта детермінації, який показує, яка частина варіації залежної змінної пояснюється незалежними змінними у статистичній моделі (R^2), тим краще модель пояснює результат. В дослідженому випадку маємо достатньо великі показники R^2 (0,883, 0,7855, 0,7623, 0,9266 та ін.).

Можливість з'ясувати «стосунки» окремих індикаторів вимірювання як взаємопов'язаних (або навпаки) елементів, надає математичний розрахунок кореляційної матриці, зроблений в програмі Data Analysis (таб. 3.8).

Таблиця 3.8 – Результат математичного розрахунку кореляційної матриці: зелений колір – від’ємна кореляція; рудий колір – позитивна кореляція

	DO	BOD	COD	pH	TDS ₁₀₅	TDS ₅₅₀	EC ₂₅	Fe	Mn	NH ₄	NO ₃ ⁻	P _{tot}	N _{tot}	S	Ca	Mg
DO	1															
BOD	-0.268	1														
COD	-0.485	0.170	1													
pH	0.900	0.011	-0.278	1												
TDS ₁₀₅	0.429	0.141	-0.209	0.319	1											
TDS ₅₅₀	-0.536	0.796	0.420	-0.279	0.178	1										
EC ₂₅	0.116	0.055	0.139	0.071	0.735	0.045	1									
Fe	0.576	0.129	0.468	0.694	0.108	-0.357	0.207	1								
Mn	0.218	-0.084	0.204	0.382	0.169	-0.214	0.634	0.619	1							
NH ₄	-0.642	0.235	0.052	-0.611	0.260	0.562	0.362	-0.295	0.023	1						
NO ₃ ⁻	0.856	-0.532	-0.623	0.727	0.039	-0.518	-0.105	0.652	0.255	-0.631	1					
P _{tot}	-0.173	0.204	0.003	-0.357	0.214	-0.065	0.456	-0.032	-0.047	0.060	-0.260	1				
N _{tot}	0.723	-0.614	-0.609	0.480	0.482	-0.510	0.094	0.169	0.003	-0.156	0.703	-0.353	1			
SO ₄	0.806	-0.252	-0.447	0.708	0.424	-0.637	0.489	0.793	0.604	-0.414	0.777	0.177	0.502	1		
Ca	-0.467	-0.296	0.361	-0.548	-0.778	-0.165	-0.601	-0.601	-0.501	-0.276	-0.237	0.065	-0.390	0.576	1	
Mg	-0.678	0.118	0.833	-0.49	0.005	0.460	0.455	-0.473	0.319	0.536	-0.750	0.159	-0.527	-0.422	0.136	1

Виходячи з отриманих результатів, можна констатувати, що за період моніторингових спостережень, дуже високий показник кореляції має взаємозв'язок pH та розчиненого кисню. Тобто збільшення одного показника з вірогідністю 90% впливає на збільшення іншого. Практична така сама залежність має місце між вмістом нітратів, сульфатів, азоту та розчиненим киснем (на рівні 70-85 %). Високий кореляційний зв'язок належить зв'язці залізо-сульфати, сульфати-нітрати та магній-ХСК. Від’ємна кореляція на рівні 70-80 % свідчить про протилежний кореляційний зв'язок з високою долею вірогідності. Це зв'язка: вміст магнію та нітратів, нітратів та розчинених твердих речовин, кальцію та розчинених твердих речовин. Інші геохімічні показники мають менший кореляційний зв'язок (трошки більш 60%): БСК та загальний азот, pH та аміак та розчинений кисень та ін. Існують індикатори вимірювання, вміст яких жодним чином не впливає на вміст інших, їх коефіцієнт кореляції дуже малий. В той же час, екологічна шкода суміші металів посилюється якістю води (жорсткість, солоність і вміст органічних речовин). Ці параметри можуть збільшувати або зменшувати токсичність металів. Як правило, зниження pH призводить до підвищення кількості токсичних вільних іонів

металів через зміни у складі металу. Однак, при низькому рН метали мають тенденцію десорбуватися через конкуренцію з іонами водню. Всі перераховані зміни, в першу чергу, впливають на біоту річки.

Аналіз отриманих результатів дозволив встановити, що токсичні метали (наприклад, цинк, свинець, мідь, кадмій) можуть створювати утворення нерозчинних сульфідів і карбонатів металів та можуть повторно переміщатися або шляхом прямого осадження у вигляді оксидів і гідроксидів, або карбонатів, або шляхом співосадження з гідроксидами заліза, марганцю та алюмінію. Однак швидкість видалення токсичних металів у цих системах різна. Тому, відклади заплави річки або донного мулу можуть становити значне вторинне дифузне джерело забруднення. Річка продовжуватиме становити серйозну загрозу екологічній безпеці, якщо не вжити ряд необхідних заходів.

Технології очищення річкових вод при локальному забрудненні можна, в цілому, розділити на такі категорії: механічні, хімічні та біологічні. Але, впровадження систем очищення повинно включати вимірювання сезонних варіацій та врахування впливу епізодичних подій змиву забруднюючих речовин (наприклад, пов'язаних з потоками води під час повені). В першу чергу, необхідно збирати і направляти забруднені стоки в зони очищення. Загалом, для очищення р. Слана, необхідно використовувати комбінацію механічних (решітки, фільтри, відстоювання, відкачування осаду з річки занурювальним насосом (шламовий насос), який здатний працювати з абразивними частинками і липкою масою, що міститься в мулі), фізико-хімічних (коагуляція, хімічні реагенти, сорбція) та біологічних методів, зокрема альголізацію (насищення природних водойм мікроскопічними водоростями, зокрема хлорелою, для покращення якості води та боротьби з надмірним забрудненням).

3.3.4. Результати практичної частини експерименту з введення хлорели для альголізації річки Слана

Практична частина експерименту з введення хлорели для альголізації річки Слана (Словаччина) була проведена у воді, відібраній після місця витоку шахтної води. Експеримент можна розглядати з різних аспектів функціо-

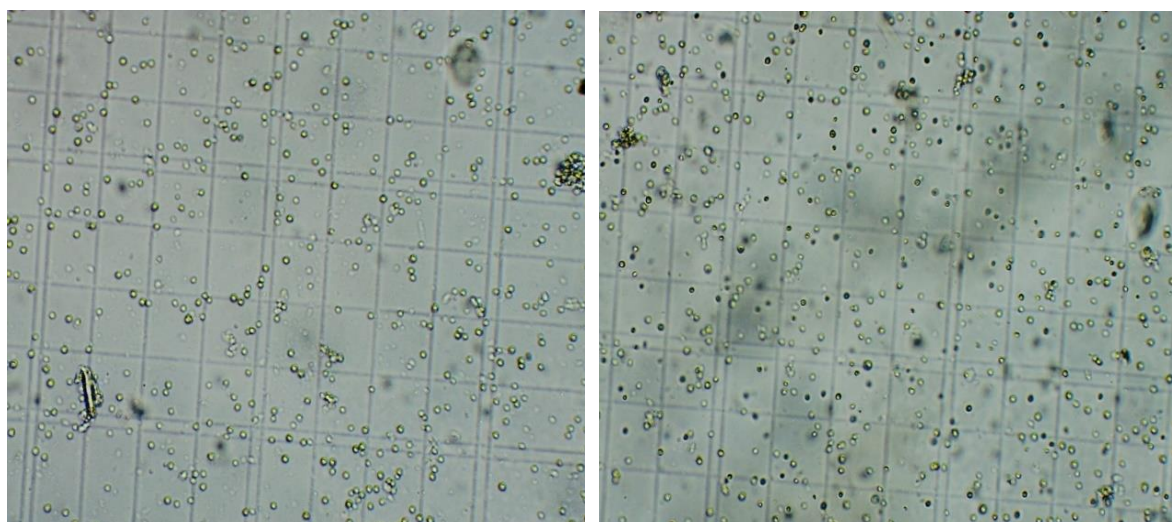
нування мікроорганізмів у воді, забрудненій важкими металами (ВМ):

- як ймовірність використання в якості тестових організмів або індикаторних організмів;
- як перспектива використання окремих мікробних спільнот.

При оцінці змін якості вод річки Слана був використаний коефіцієнт оптичної щільності, який відображав концентрацію водоростей у воді (рис. 3.10).

Автор дослідження запатентував метод культивування нового штаму зелених водоростей *Chlorella vulgaris* Polikarp (Патент України № u201607588. Український інститут інтелектуальної власності (Укрпатент), який був використаний для проведення експерименту з альголізацією поверхневих вод.

Головним у цьому випадку була розробка технологій вирощування на основі високопродуктивного штаму хлорели, змішаних штамів з використанням місцевих культур мікроводоростей для створення стійких виробників біомаси залежно від типу використання водойми [30].



А – популяція мікроводоростей штаму
Chlorella vulgaris Polikarp

В – фрагмент після 3 днів росту *Chlorella*
vulgaris Polikarp

Рис. 3.9. – Фрагменти колонізації мікроводоростей *Chlorella* штаму Polikarp

За результатами використання штаму *Chlorella vulgaris* Polikarp було зроблено висновок, що хлорела здатна видаляти важкі метали з річки Слана за допомогою декількох механізмів [81]:

1. Біосорбція: іони важких металів адсорбуються на поверхні клітинних стінок хлорели. Це швидкий процес, який не вимагає метаболічної активності клітин.

2. Біоаккумуляція: важкі метали поглинаються клітинами хлорели і накопичуються всередині них. Цей процес залежить від метаболізму.

Дуже важливо, що мікрowodорості можуть утворювати комплекси: хлорела може виділяти певні речовини, які зв'язують важкі метали, роблячи їх менш токсичними або сприяючи їх осаду. Важливо зазначити, що більшість прикладів використання хлорели для очищення промислових стічних вод від важких металів є лабораторними та пілотними дослідженнями, оскільки повне впровадження біотехнології в промислових масштабах часто вимагає значних інвестицій та подальшої оптимізації.

Використання біомаси *Chlorella vulgaris* Polikarp в лабораторних умовах для очищення річки Слана забезпечило ефективність видалення: Cu: 39-95 %, Cd: 57-96 %, Ni: 32-99 %, Pb: 48-99 %, Zn: 51-98 %.

Оптимальний рН для видалення важких металів хлорелою часто знаходиться в діапазоні 6-7. Оптимальна температура становить близько 25°C (Р. Петрук, Л. Пашкевич, 2024). Хлорела може ефективно видаляти метали з низьких і відносно високих концентрацій.

Дослідження показують, що як живі, так і неживі клітини хлорели здатні до біосорбції важких металів. Більше того, в деяких випадках суха біомаса водоростей може поглинати навіть більше металів, ніж живі клітини, завдяки збільшеній площі поверхні та доступності функціональних груп.

Проведене дослідження демонструє значний потенціал хлорели у вирішенні проблеми забруднення водою важкими металами. Однак перехід від лабораторних досліджень до повномасштабного промислового застосування вимагає подальших досліджень, оптимізації процесів та розробки економічно вигідних технологій. Однак ефект від використання біологічних препаратів на основі хлорели може бути повільнішим у порівнянні з деякими хімічними та механічними методами очищення води. Недоліком використання хлорели

є необхідність утилізації біомаси для уникнення вторинного забруднення.

Річка Слана, права притока річки Тиса, що тече в Словаччині та Угорщині, була оголошена зоною надзвичайної ситуації в місцевостях Рожнява, Ревуча та Римаєвська Собота через витік шахтних вод із залізрудного рудника на території колишньої гірничодобувної компанії «Сідеріт». Забруднення шахтними водами є одним з найбільш масштабних і небезпечних видів техногенного впливу на навколишнє середовище. Дослідження підтвердило підвищений вміст заліза, нікелю, марганцю, сульфатів і наявність миш'яку (компонентів рудного утворення) у річці Слана. Показники забруднення та їх інтенсивність були визначені на основі геохімічних досліджень з використанням сучасних програмних продуктів для математичного моделювання та платформи супутникових знімків Google Earth. У ході дослідження були створені математичні моделі розподілу забруднюючих речовин у часі та просторі.

Було встановлено, що в місці витіку шахтних вод спостерігається підвищення температури, низький рівень розчиненого кисню, зниження рН та підвищення концентрації сульфатів, магнію, заліза, миш'яку, кобальту та цинку. Ця тенденція зберігалася протягом майже чотирьох місяців після аварії. Аналіз просторових коефіцієнтів кореляції геохімічних показників показав, що зміни в часі не є лінійними. Вони описуються поліномом другого порядку і демонструють параболічну залежність між змінними, що вказує на складність процесу розподілу забруднюючих речовин. Ця складна функція показує, що спочатку концентрації зростають із підвищенням температури, досягають максимуму, а потім починають знижуватися, коли температура стає нижчою. Цей процес має обернену залежність для рН. На основі результатів оцінки кореляційної матриці можна стверджувати, що взаємозв'язок між рН і розчиненого кисню має дуже високий індекс кореляції.

Тобто збільшення одного показника з ймовірністю 90 % впливає на збільшення іншого. Такий самий взаємозв'язок (70-85 %) був виявлений між вмістом нітратів, сульфатів, азоту і розчиненого кисню. Високий кореляційний взаємозв'язок був зареєстрований для заліза-сульфатів, сульфатів-

нітратів і магнію – ХСК. Була виявлена негативна кореляція (70-80 %) для вмісту магнію та нітратів, нітратів та розчинених твердих речовин, кальцію та розчинених твердих речовин. Шкода навколишньому середовищу, яку завдає суміш металів у воді, посилюється якістю води (твердістю, солоністю та вмістом органічних речовин). Усі вищезазначені зміни, насамперед, впливають на біоту річки. Аналіз результатів показав, що токсичні метали (наприклад, цинк, свинець, мідь, кадмій) можуть утворювати нерозчинні сульфіді та карбонати металів і можуть бути ремобілізовані або шляхом прямого осадження у вигляді оксидів та гідроксидів або карбонатів, або шляхом співосадження з гідроксидами заліза, марганцю та алюмінію. Однак швидкість видалення токсичних металів у цих системах є різною.

Для очищення річки Слана пропонуються такі рекомендації: використовувати комбінацію механічних (сітки, фільтри, осадження, відкачування осаду з річки за допомогою занурювального насоса (насоса для шлам), фізико-хімічних (коагуляція, хімічні реагенти, сорбція) та біологічних методів, зокрема альголізацію за допомогою штаму *Chlorella vulgaris* Polikarp. Використання біомаси *Chlorella vulgaris* Polikarp в лабораторних умовах для очищення води з річки Слана дозволило досягти ефективності видалення: Cu: 39-95 %, Cd: 57-6 %, Ni: 32-99 %, Pb: 48-99 %, Zn: 51-98 %. Були визначені умови використання мікроводоростей: оптимальний рН для видалення важких металів хлорелою знаходиться в діапазоні 6-7; оптимальна температура становить близько 25 °C.

Аналіз моніторингових геохімічних даних для рішення прикладних завдань еколого-гідрохімічного напрямку проводився автором методами тренд-аналізу та оцінки взаємозв'язків показників методом кореляційної матриці. Визначення показників забруднення та їх інтенсивності здійснено з використанням сучасних програмних продуктів для математичного моделювання та платформи супутникових знімків Google Earth.

3.4. Використання *Chlorella Polikarp* для видалення важких металів з

інфільтратів полігонів ТПВ та техногенних стічних вод

Неочищені техногенні та промислові стічні води є одним із найбільш небезпечних джерел антропогенного навантаження на довкілля. Їх надходження у водні об'єкти призводить до деградації ґрунтів, забруднення підземних і поверхневих вод, зниження продуктивності агроєкосистем та порушення трофічних ланцюгів. Особливу екологічну загрозу становлять інфільтрати полігонів твердих побутових відходів, які характеризуються високим вмістом органічних речовин, сполук азоту, фосфору та важких металів. У зв'язку з цим проблема очищення техногенних стічних вод є надзвичайно актуальною та потребує пошуку ефективних, енергоощадних і екологічно безпечних технологічних рішень.

Традиційні фізико-хімічні методи очищення, зокрема реагентне осадження, іонний обмін або мембранні технології, характеризуються значними енерговитратами та утворенням вторинних відходів, а в окремих випадках не забезпечують повного вилучення біогенних елементів і важких металів. У зв'язку з цим останніми роками активно розвивається напрям використання природних біологічних механізмів очищення, зокрема із залученням мікроводоростей. Особливу увагу приділяють зеленій мікроводорості *Chlorella vulgaris*, яка виявляє високу адаптивність до забруднених середовищ і здатність до інтенсивного біосорбційного та біоаккумуляційного поглинання токсичних компонентів.

Штам *Chlorella vulgaris* Polikarp, використаний у даному дослідженні, характеризується підвищеною стійкістю до техногенного навантаження, високою швидкістю росту та здатністю ефективно функціонувати у середовищах із підвищеною мінералізацією та вмістом важких металів. Основними механізмами очищення стічних вод за участю цього штаму є:

- асиміляція сполук азоту та фосфору з неорганічних форм (NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-}) у процесі біосинтезу;
- адсорбція іонів важких металів (Cd, Pb, Zn, Cu, Cr) на поверхні клітинної оболонки завдяки наявності функціональних груп (карбоксильних, фос-

фатних, амінних);

- біоаккумуляція металів у клітинних структурах;
- фотосинтетична оксигенація водного середовища, що сприяє перебігу аеробних процесів біодеградації органічних речовин;
- зниження концентрації органічних забруднювачів шляхом їх включення до складу біомаси.

На відміну від ціанобактерій, *Chlorella vulgaris* Polikarp не стимулює процеси евтрофікації, а навпаки виступає біологічним антагоністом синьо-зелених водоростей, що має принципове значення при очищенні інфільтратів та стічних вод із високим біогенним навантаженням. Суттєвою особливістю використання хлорели для очищення техногенних вод є подальша доля сформованої біомаси. У випадку очищення інфільтратів полігонів ТПВ та стічних вод, що містять важкі метали, отриману біомасу не допускається використовувати як кормову базу, оскільки відбувається концентрування токсичних елементів з ризиком їх подальшої передачі по трофічному ланцюгу. Водночас така біомаса може бути використана як вторинна сировина для отримання біопалива, технічних сорбентів або піддана контрольованій утилізації.

Застосування *Chlorella vulgaris* Polikarp для очищення інфільтратів і техногенних стічних вод має низку суттєвих переваг, серед яких:

- висока ефективність вилучення забруднювачів при їх низьких і середніх концентраціях;
- можливість комплексного очищення від органічних сполук, біогенних елементів та важких металів;
- зниження енерговитрат порівняно з традиційними технологіями;
- потенціал вторинного використання біомаси в межах замкнених технологічних циклів.

Разом із тим використання хлорели у відкритих або напіввідкритих системах потребує контролю температурного режиму, освітлення та щільності культури. У відкритих лагунних системах ефективність процесу значною мірою залежить від кліматичних умов, тоді як замкнені фотобіореактори забез-

печують більш стабільні параметри культивування, але супроводжуються вищими капітальними та експлуатаційними витратами. Перспективним напрямом є застосування гібридних систем, що поєднують біореактори з аеротенками або біофільтрами, дозволяючи досягти високого ступеня очищення при помірних енерговитратах. Таким чином, використання штаму *Chlorella vulgaris* Polikarp для видалення важких металів з інфільтратів полігонів ТПВ та техногенних стічних вод є перспективним напрямом екобіотехнологій. За умови науково обґрунтованого проектування та оптимізації параметрів культивування цей підхід дозволяє досягти високої ефективності очищення водних середовищ із мінімальним негативним впливом на довкілля та значно меншими енерговитратами порівняно з традиційними методами. З огляду на викладені біотехнологічні можливості застосування штаму *Chlorella vulgaris* Polikarp для видалення біогенних елементів та важких металів зі стічних вод, особливий науковий і практичний інтерес становлять інфільтрати полігонів твердих побутових відходів. Саме ці водні середовища характеризуються складним багатокомпонентним хімічним складом, високою мінералізацією, значними концентраціями органічних речовин і токсичних елементів, що робить традиційні методи їх очищення малоефективними або економічно невіправданими. У зв'язку з цим доцільним є детальний розгляд інфільтрату сміттєзвалищ як об'єкта експериментальних досліджень з метою оцінки ефективності біологічного очищення за участю високопродуктивного штаму *Chlorella vulgaris* Polikarp.

3.4.1. Інфільтрат сміттєзвалищ як об'єкт експериментальних досліджень

Інфільтрат сміттєзвалищ утворюється внаслідок просочування дощової води через шари відходів, розчиняючи органічні та неорганічні забруднювачі, включаючи важкі метали. Ці метали, такі як Pb, Cd, Cr, Ni, Zn та ін. є токсичними, персистентними та здатними до біоаккумуляції, що призводить до забруднення ґрунтових вод, поверхневих водойм та харчових ланцюгів. За даними досліджень, концентрації важких металів в інфільтраті можуть пере-

вищувати норми в 10-100 разів, вимагаючи ефективних методів очищення. Традиційні методи, такі як захоронення, є недоцільними, тому сучасні підходи фокусуються на вилученні металів для повторного використання або безпечного видалення [82]. Оскільки одним із завдань дисертаційних досліджень є оцінка потенціалу хлорели як інструменту вилучення важких металів з стічних вод та, зокрема, інфільтрату сміттєзвалищ або використання хлорели для зниження концентрації важких металів у водних об'єктах з подальшим вилученням металовмісних клітин хлорели з довкілля. Наступною логічною і обов'язковою задачею є детальне вивчення можливості застосування штаму хлорели для очищення інфільтрату сміттєзвалищ з високою концентрацією забруднювальних речовин та супутнім видаленням біогенних елементів та оцінка можливості вилучення металів з біомаси хлорели та відновлення їх клітин, аналіз можливості і доцільності використання цих методів в умовах України. Згідно з проведеним автором аналізом існуючих методів вилучення важких металів з інфільтрату сміттєзвалища [83] та подальших досліджень [57] з вилучення важких металів з біомаси *Chlorella Vulgaris Polikarp*, що дозволить використовувати рідину інфільтрату для полів зрошення чи полів фільтрації.

Інфільтрат сміттєзвалища отриманий з дослідної модельної установки [84], яка містить вихідні концентрації важких металів, представлені у таблиці 3.9. Вимірювання проводилось за допомогою атомно-абсорбційного спектрофотометра Selmi C-600.

Таблиця 3.9 – Вміст важких металів у інфільтраті сміттєзвалища

Номер	Катіон металу	Концентрація, мг/л	Граничні норми вмісту хімічних речовин у воді водних об'єктів для задоволення питних, господарсько-побутових та інших потреб населення (наказ МОЗ №721 від.02.05.2022р)	Кратність перевищення ГДК
1	Мідь	0.0061	1	0.006
2	Свинець	0.0045	0.03	0.15
3	Кадмій	≤0.001	0.001	1
4	Нікель	0.025	0.1	0.25
5	Цинк	3.41	1	3.41
6	Марганець	0.36	0.1	3.6

3.4.2. Методи вилучення важких металів з інфільтрату

Вилучення важких металів базується на перетворенні їх у форми, придатні для сепарації: нерозчинні преципітати, адсорбовані комплекси або фільтровані частинки. Методи класифікуються на фізичні (сепарація), хімічні (реакції), біологічні (мікробна взаємодія) та передові (комбіновані з окисненням). Ефективність залежить від рН, концентрації металів, органічних домішок та умов процесу [85]. Комбіновані системи, наприклад, метод Фентона з мембранами, дозволяють досягти >95% видалення, зменшуючи екологічне навантаження та сприяючи циркулярній економіці через рекуперацію металів [86].

Методи вилучення [87-89.] поділяються на фізичні, хімічні, біологічні та умовно нові перспективні.

Нижче наведено таблицю 3.10 з ключовими прикладами, механізмами, ефективністю та умовами [90, 91].

Фізичні методи ефективні для високих концентрацій, але вимагають попередньої обробки. Хімічні методи є універсальними, але генерують відходи та шлам, з яким треба виконувати додаткові дії очищення та сушення, проте дозволяє отримувати вторинні ресурси. Біологічні – поширені та досить недорогі, але повільні і утворюють забруднену металами біологічну речовину. Проте біологічні методи мінімізують використання хімікатів.

Наразі у світі є приклади ефективного використання деяких наведених методів. Так, наприклад, у Фінляндії (підприємство Trasegrow) використовують преципітацію для рекуперації Zn та Mn з батарейок, адаптовано для інфільтрату. У Китаї (місто Guiyu) використовують комбіновані методи Фентона з адсорбцією для зменшення вмісту поліхлорованих біфенілів та металів у забруднених районах. У Індії використовують конструкційні вологі зони (болота) з рогозом широколистям (Typha latifolia) для видалення Cd (80%) в муніципальних системах.

Таблиця 3.10 – Методи вилучення важких металів з інфільтрату

Категорія	Метод	Механізм	Ефективність видалення (%)	Умови	Переваги	Недоліки
Фізичні	Зворотний осмос	Фільтрація через напівпроникну мембрану під тиском	95-99 (розчинені солі та метали)	Тиск 10-100 бар, рН 5-8	Висока ефективність, стабільна якість ефлюенту	Фоулінг мембран, високі витрати енергії
Фізичні	Нанofільтрація	Селективна фільтрація дво-валентних іонів	70-90 (дивалентні метали)	Тиск 5-20 бар	Нижчі витрати, ніж RO	Менша ефективність для моновалентних іонів
Хімічні	Преципітація	Утворення нерозчинних солей з вапном, FeCl ₃ або сульфатами	80-95 (Pb, Cd, Cr)	рН 8-10, дозування 1-5 г/л	Простота, низькі витрати	Утворення шламу, вторинне забруднення
Хімічні	Коагуляція/флокуляція [92]	Агрегація частинок з коагулянтами (alum, FeCl ₃)	60-90 (суспензії з металами)	рН 6-8, змішування	Ефективна для колоїдів	Залежність від рН, шлам
Хімічні	Адсорбція	Зв'язування на активованому вугіллі, цеоліті або фруктових шкірках	70-95 (Cu, Pb, Ni)	Контактний час 20-100 хв	Селективність, регенерація	Високі витрати на адсорбенти
Біологічні	Біоремедіація	Біоаккумуляція мікробами (Chlorella sp., бактерії)	50-80 (Mn, Cu, Se)	Анаеробні/аеробні умови, 21 день	Екологічність, низькі витрати	Повільність, чутливість до токсинів
Біологічні	Фіторемедіація (конструкційні вологі зони)	Накопичення рослинами (Typha latifolia)	40-80 (Cd, Pb, Hg)	Потік 5 л/день, 0-30 днів	Природний процес, низька енергія	Варіабельність, сезонність
Передові	Метод Фентона, озонація [93]	Генерація радикалів для окиснення	75-95 (COD та метали)	рН 3-5, каталізатори	Розкладання комплексів	Високі витрати, енергія
Передові	Електрохімія (електрокоагуляція) [94]	Преципітація на електродах	51-95 (метали та коліформи)	Струм 1-5 А/м ²	Відновлення металів	Енергоспоживання, електроди

Вилучення важких металів з інфільтрату можливе за допомогою різноманітних методів, з перевагою комбінованих систем для досягнення високої ефективності. Рекомендується фокус на сталі методи, як біоремедіація та адсорбція з відходами, з подальшими дослідженнями для зменшення витрат. Це сприятиме глобальним цілям сталого розвитку.

3.4.3. Використання хлорели для видалення важких металів з інфільтрату сміттєзвалищ

Використання хлорели для видалення важких металів з інфільтрату сміттєзвалищ є ефективним методом біоремедіації, заснованим на здатності мікроводоростей до біосорбції та біоаккумуляції токсичних речовин. Цей процес допомагає зменшити забруднення стічних вод, де важкі метали, такі як хром (Cr), нікель (Ni), цинк (Zn), кадмій (Cd) [95] та інші, присутні в високих концентраціях. Метод може використовувати як живі клітини хлорели (для біоаккумуляції), так і неживі (для біосорбції).

Для підготовки до культивування хлорели можна використовувати живі клітини. Хлорелу культивують у поживному середовищі BG-11 у флаконах об'ємом 150-250 мл протягом 7 днів до фази експоненціального росту. Температура – 25-27°C, постійне освітлення холодними білими лампами з інтенсивністю ~ 200 мкмоль/м²/с (фотосинтетичне активне випромінювання 400-700 нм). Культури можуть бути статичними або на шейкері (120 об/хв) для аерації. Зростання контролюють за оптичною щільністю при 750 нм та вмістом хлорофілу А і визначають спектрофотометрично після екстракції етанолом. Можна використовувати штам *Chlorella vulgaris* Polacarp чи інший штам адаптований до умов вирощування в інфільтраті.

Для накопичення важких металів з інфільтрату можна також використовувати неживі клітини як біосорбент. Після культивування хлорелу фільтрують, промивають чистою водою, сушать у затіненому приміщенні (без прямого сонця), подрібнюють і просівають до розміру частинок 120 мкм. Це створює порошок для адсорбції.

Умови проведення експерименту в лабораторних умовах [96]:

1. Інфільтрат збирають зі сміттєзвалищ (включаючи сезонні варіації – вологий/сухий періоди), осаджують для видалення твердих частинок і розводять водою (10-100% залежно від токсичності; для високотоксичних – до 20-30%). Для проведення експерименту можна також використовувати приготувані розчини солей металів з певними концентраціями. Для визначення зменшення вмісту важких металів до ГДК найкраще використовувати розчин з 2-5 кратним перевищенням ГДК для гранично допустимого зниження забруднюючих речовин у водних об'єкти із зворотними водам відповідно до наказу Міндовкілля від 05.03.21 № 173.

2. Температура 18-24°C (кімнатна). Освітлення постійне штучне протягом 24 годин з інтенсивністю 200 мкмоль/м²/с. рН 6-7 для оптимальної адсорбції (для Cd – рН 6). Аерація обов'язкова для токсичних інфільтратів (шейкер 120 об/хв або магнітне перемішування). В експерименті з *Chlorella vulgaris* Policarp використовувався аератор для акваріума з продуктивністю 1,5 л/хв при об'ємі акваріума 20 л.

3. Тривалість експерименту 9 днів для живих клітин; 15-120 хвилин для неживих (при перемішуванні 100-120 об/хв).

4. Концентрація металів обиралася з перевищенням ГДК у 2-5 разів з метою зниження концентрації в результаті експерименту до близьких ГДК значень. У таблиці 3.11 наведені вихідні дані експерименту з *Chlorella vulgaris* Policarp та кінцеві значення після експерименту.

Таблиця 3.11 – Вихідні концентрації в лабораторному експерименті з *Chlorella vulgaris* Policarp

Катіон металу	Вихідна концентрація, мг/л	Кінцева концентрація, мг/л
Мідь	0.0061	0.0005
Свинець	0.0045	0.0004
Кадмій	≤0.001	≤0.001
Нікель	0.025	0.009
Цинк	3.41	0.62
Марганець	0.36	≤0.001

Видалення важких металів має проходити за наступним алгоритмом наведеним в таблиці 3.12.

Таблиця 3.12 – Етапи вилучення важких металів з інфільтрату

Збір і підготовка інфільтрату	Зібрати зразки, осадити тверді речовини, виміряти фізико-хімічні параметри (рН, БСК, ХСК, вміст металів за допомогою ААС чи іншим методом).
Розведення	Розвести інфільтрат водою до оптимальної концентрації (наприклад, 30% для менш токсичних, 10-20% для високотоксичних).
Інокуляція (для живих клітин)	Додати підготовлену хлорелу до розведеного інфільтрату, забезпечити аерацію та освітлення.
Інкубація	Витримати 9 днів, контролюючи зростання (оптична щільність, хлорофіл). Для неживих клітин — змішати біосорбент з розчином, перемішувати 120 хвилин.
Вимірювання видалення	Порівняти концентрації металів до і після (використовуючи ААС).
Постобробка	Зібрати біомасу хлорели (може використовуватися як добриво або для подальшого вилучення металів), очищений інфільтрат перевірити на відповідність нормам.

Розрахунок ефективності вилучення важких металів з інфільтрату варто виконувати за наступною формулою (3.2):

$$R = \frac{C_i - C_f}{C_i} \cdot 100\% \quad (3.2)$$

де C_i – початкова концентрація, C_f – кінцева.

Ефективність залежить від типу інфільтрату, розведення та умов. В таблиці 3.13 наведені найбільш ефективні умови культивування хлорели з метою видалення важких металів.

Таблиця 3.13 – Умови ефективного вилучення важких металів з інфільтрату

Метал	Умови	Ефективність видалення за літературою, %	Ефективність видалення експеримент з <i>Chlorella vulgaris</i> Policarp, %
Хром (Cr)	Живі клітини, 9 днів	70	Не досліджувався
Нікель (Ni)	Живі клітини, 9 днів	66	64
Цинк (Zn)	Живі клітини, аерація, 9 днів	89.7	81,9
Кадмій (Cd)	Неживі клітини, рН 6, 120 хв	95.41	Не виявлено в вихідному розчині

Додатково, хлорела видаляє з води і інші забруднювачі: амоній-N (до 54%), БПК (до 53%), ХПК (до 51%) [89]. Для високотоксичних інфільтратів аерація критична, інакше зростання пригнічується.

Хлорела є екологічно чистим і ефективним засобом для очищення інфільтрату, особливо для менш токсичних зразків, де можливе використання без розведення. Для токсичних потрібне розведення та аерація. Неживі клітини підходять для швидкої адсорбції, тоді як живі – для комплексного очищення з виробництвом біомаси. Метод перспективний для масштабного застосування, але вимагає моніторингу та інтеграції з іншими системами очищення (наприклад, з річковою водою). Подальші дослідження рекомендуються для оптимізації параметрів. Якщо інфільтрат містить інші забруднювачі, можна комбінувати з іншими мікробіодоростями.

3.4.4. Вилучення важких металів з клітин хлорели

Процес вилучення важких металів з клітин хлорели є важливим етапом, оскільки клітина хлорели має високу здатність до біоаккумуляції металів, що потребує розробки певних механізмів поводження з такими клітинами. Після вилучення важких металів з інфільтрату чи природних вод виникає необхідність утилізації чи ефективного поводження біомасою хлорели з високим вмістом важких металів. Ефективність вилучення залежить від поставлених завдань: чи потрібно отримати чисту біомасу хлорели, чи ізолювати метали для подальшого використання. Для екологічних цілей, очевидно, цінність становить не біомаса хлорели, а саме мінімізація впливу на довкілля та поширення важких металів. Нижче наведено основні методи та способи для ефективного вилучення важких металів із хлорели.

1) Хімічна десорбція. Для цього використовують кислотну чи лужну обробку, хелатування:

а) В кислотній обробці використовують розчини сильних кислот, таких як HCl, HNO₃ або H₂SO₄ (концентрація 0.1-1 М), для десорбції металів із клітинної стінки та внутрішньоклітинних компонентів. При цьому біомасу змішують із кислотним розчином, інкубують (зазвичай 30-60 хвилин при 20-

40°C), а потім центрифугують для відділення біомаси від розчину з металами. Перевагою цього методу є висока ефективність вилучення (до 90% для таких металів, як Cd, Pb, Cu) [20]. Проте даний метод може пошкоджувати клітинну структуру, що ускладнює подальше використання біомаси.

б) Хелатування передбачає використання ЕДТА (етилендіамінтетраоцтова кислота), цитратів або інших хелаторів для зв'язування металів і їх вилучення з біомаси. При цьому біомасу обробляють розчином ЕДТА (0.01-0.1 М) при рН 4-6, що сприяє витягуванню металів без значного руйнування клітин. Перевагою методу є менш агресивний вплив, що зберігає біомасу для подальшого використання. Проте цей метод дорожчий через вартість реагентів.

в) Лужна обробка передбачає використання розчинів NaOH або KOH для десорбції металів, які утворюють слабкі зв'язки з клітинною стінкою. Цей метод менш ефективний для внутрішньоклітинних металів, але підходить для поверхневих. Переваги і недоліки аналогічні із кислотною обробкою.

2) Фізичні методи включають ультразвукову чи термічну обробку.

а) Ультразвукова обробка передбачає застосування ультразвуку (20-40 кГц) у комбінації з розчинами (вода, слабкі кислоти чи хелатори) для руйнування зв'язків між металами та клітинними компонентами. Перевагою є прискорення процесу десорбції та можливість комбінації з хімічними методами. Недоліком є необхідність спеціального обладнання, хоча воно не складне і не дорогівартісне.

б) Термічна обробка зводиться до нагрівання біомаси до 50-80°C у присутності десорбуючих агентів для полегшення вилучення металів. Нагрівання може досить знижувати якість біомаси. Також недоліком є необхідність витрати енергії на нагрівання.

3) Біологічні методи включають використання ферментів або мікроорганізмів, які сприяють вивільненню металів. Наприклад, ферменти, що руйнують полісахариди клітинної стінки, можуть полегшити доступ до внутрішньоклітинних металів. Недоліком біологічних методів є утворення біомаси,

яка забруднена металами, що фактично не вирішує проблему, а навпаки її посилює.

Різні метали, що містяться в клітинах хлорели мають різну афінність до клітинних компонентів хлорели. Наприклад, Pb і Cd краще видаляються кислотами, тоді як Zn може ефективно десорбуватися ЕДТА. Тому в залежності від ступеня забруднення клітин хлорели різними металами варто надавати перевагу тому чи іншому методу.

Для промислового застосування найефективнішим є комбінований підхід, який включає промивання водою з подальшою обробкою слабким розчином ЕДТА і кислотна десорбція для залишкових металів.

У випадку необхідності збереження біомаси, перевагу слід віддавати хелаторам або ультразвуковій обробці

Отже, аналіз сучасних методів вилучення важких металів з інфільтрату сміттєзвалищ показав, що фізичні (зворотний осмос, нанофільтрація), хімічні (преципітація, адсорбція), біологічні (біоремедіація, фіторемедіація) та передові технології (метод Фентона, електрохімія) мають різну ефективність (50-99%) залежно від умов, типу інфільтрату та концентрації металів. Комбіновані підходи, такі як метод Фентона з мембранами, забезпечують найвищу ефективність (>95%) та сприяють рекуперації металів, підтримуючи принципи циркулярної економіки.

Використання штаму *Chlorella vulgaris* Polikarp є перспективним для біоремедіації інфільтрату завдяки здатності до біосорбції та біоаккумуляції. У лабораторних умовах хлорела продемонструвала високу ефективність видалення важких металів: до 81.9 % для цинку, 91,1% для свинцю за оптимальних умов. Живі клітини ефективні для комплексного очищення, а неживі – для швидкої адсорбції. Загалом, методи десорбції металів з біомаси хлорели (кислотна, хелатна, ультразвукова обробка) дозволяють ефективно вилучати метали (до 90% для Cd, Pb, Cu) та зберігати біомасу для подальшого використання, наприклад, як добриво. Комбінований підхід (промивання водою, ЕДТА, кислотна десорбція) є оптимальним для промислового застосування.

Застосування *Chlorella vulgaris* Polikarp сприяє сталому управлінню відходами, зменшенню забруднення та відновленню екосистем, особливо в Україні. Подальші дослідження необхідні для оптимізації умов культивування, масштабування технологій та інтеграції в національну екологічну політику.

Висновки до розділу 3.

Вибір об'єктів дослідження охоплює широкий спектр водних екосистем, що дозволяє всебічно оцінити ефективність і екологічну безпеку застосування *Chlorella vulgaris* Polikarp у технологіях альголізації, а також визначити межі та умови її практичного використання для покращення якості води в природних і техногенних водних об'єктах.

Використання штаму *Chlorella vulgaris* Polikarp є перспективним для біоремедіації інфільтрату завдяки здатності до біосорбції та біоаккумуляції. У лабораторних умовах хлорела продемонструвала високу ефективність видалення важких металів: до 81.9 % для цинку, 91,1% для свинцю за оптимальних умов. Живі клітини ефективні для комплексного очищення, а неживі – для швидкої адсорбції. Загалом, методи десорбції металів з біомаси хлорели (кислотна, хелатна, ультразвукова обробка) дозволяють ефективно вилучати метали (до 90% для Cd, Pb, Cu) та зберігати біомасу для подальшого використання, наприклад, як добриво. Комбінований підхід (промивання водою, ЕДТА, кислотна десорбція) є оптимальним для промислового застосування.

Додатково, хлорела видаляє з води і інші забруднювачі: амоній-N (до 54%), БПК (до 53%), ХПК (до 51%) [89]. Для високотоксичних інфільтратів аерація критична, інакше зростання пригнічується.

РОЗДІЛ 4. ЕКОЛОГІЧНО-ЕКОНОМІЧНИЙ ТА ПРАКТИЧНИЙ АНАЛІЗ ВПРОВАДЖЕННЯ ТЕХНОЛОГІЙ

4.1. Еколого-економічний аналіз природоохоронних технологій використання штаму мікроводорості *Chlorella Vulgaris Polikarp*

Еколого-економічна оцінка природоохоронних технологій є необхідним етапом обґрунтування доцільності їх впровадження у практику водоочищення, оскільки дозволяє комплексно врахувати як екологічний ефект, так і економічні витрати та вигоди. Застосування штаму мікроводорості *Chlorella vulgaris Polikarp* для очищення поверхневих, стічних і техногенних вод належить до біоінженерних рішень, які поєднують високу природоохоронну ефективність із відносно низькими експлуатаційними витратами [30].

Одноклітинна зелена мікроводорість, вирізняється унікальними властивостями, що зумовлює її, як перспективний агент для охорони довкілля. Завдяки високій швидкості фотосинтезу, здатності поглинати CO₂, важкі метали, пестициди та органічні забруднювачі, а також можливості культивування на відходах, хлорела знаходить застосування в біоремедіації, очищенні стічних вод і зменшенні парникового ефекту. Особливо актуальним є використання штамів хлорели в Україні, де воєнні дії спричинили значне забруднення ґрунтів і водойм. Саме тому, дисертаційні дослідження присвячені не тільки практичним результатам використання хлорели в екологічних технологіях, включаючи біоремедіацію, вловлювання CO₂ і переробку відходів, а також еколого-економічному аналізу доцільності їх впровадження.

Завданням дослідження є використання хлорели для охорони довкілля, еколого-економічне порівняння можливості та доцільності використання цих методів в умовах України та обґрунтування перспектив використання штаму *Chlorella Vulgaris Polikarp* для охорони довкілля з врахуванням комерційної привабливості запропонованих методів. Одним із завдань дослідження є підбір найбільш ефективної сфери застосування отриманого штаму з комерційною вигодою.

Розроблена автором дисертаційного дослідження установка [30] та штам мікроводорості хлорели дозволяють отримувати суспензії та розчини активної хлорели з досить низькою собівартістю та специфічними властивостями, які можна і доцільно використовувати для природоохоронних цілей.

Біологічна характеристика *Chlorella Vulgaris Polikarp* має свої особливості – прісноводна фото синтезуюча мікроводорість з високою концентрацією хлорофілу; розмножується вегетативно, має високу біомасу при короткому періоді подвоєння (в межах доби). Штам *Chlorella Vulgaris Polikarp* відрізняється від «стандартного» виду через цілеспрямовану селекцію чи можливість адаптації до певних умов, що дає можливість використовувати його для конкретних завдань охорони довкілля. За допомогою установки по випрошуванню штаму [46] можна отримати акліматизовані і адаптовані до певних умов клітини, які при внесенні в довкілля більш ефективно і швидко будуть виконувати свою функцію.

З екологічної точки зору використання *Chlorella vulgaris Polikarp* забезпечує зменшення навантаження на водні екосистеми за рахунок одночасного вилучення біогенних елементів (сполук азоту та фосфору), органічних забруднювачів і важких металів. Біологічна асиміляція та біосорбція забруднювачів супроводжуються підвищенням вмісту розчиненого кисню у воді, що сприяє відновленню аеробних процесів самоочищення та покращенню загального екологічного стану водойм. На відміну від хімічних методів, застосування мікроводоростей не призводить до вторинного забруднення та утворення токсичних побічних продуктів.

Економічна ефективність технологій із використанням *Chlorella vulgaris Polikarp* зумовлена зниженням енерговитрат у порівнянні з традиційними методами очищення стічних вод, зокрема хімічною коагуляцією, реагентною нейтралізацією та глибокою механічною очисткою. Основні витрати пов'язані з культивуванням біомаси (освітлення, аерація, підтримання температурного режиму), однак у відкритих або напіввідкритих системах (ставки-накопичувачі, лагуни, біоплато) ці витрати є мінімальними та частково ком-

пенсуються природними факторами.

Важливим еколого-економічним чинником є можливість вторинного використання отриманої біомаси *Chlorella vulgaris* Polikarp. За умов відсутності накопичення важких металів біомаса може застосовуватися як сировина для виробництва біопалива, органічних добрив або кормових добавок, що підвищує ресурсну ефективність технології та зменшує загальні витрати на очищення води. У випадку очищення техногенних стоків або інфільтратів полігонів ТПВ, де відбувається акумуляція токсичних елементів, біомаса розглядається як концентрат забруднювачів, придатний для подальшої утилізації або вилучення металів, що також має економічне обґрунтування.

Порівняльний аналіз показує, що інтеграція біотехнологій на основі *Chlorella vulgaris* Polikarp у діючі схеми водоочищення дозволяє зменшити експлуатаційні витрати, скоротити обсяги утворення осадів і підвищити екологічну безпеку об'єктів водовідведення. Особливо перспективним є використання таких технологій у малих населених пунктах, на полігонах ТПВ, у зонах впливу гірничодобувних і промислових підприємств, де впровадження енергоємних класичних очисних споруд є економічно складним.

Таким чином, результати еколого-економічного аналізу свідчать, що застосування штаму мікроводорості *Chlorella vulgaris* Polikarp є доцільним та ефективним природоохоронним рішенням, яке поєднує екологічні переваги біологічного очищення з економічною вигодою, забезпечуючи сталий підхід до управління водними ресурсами та зниження техногенного навантаження на довкілля.

Базуючись на доступних наукових джерелах [87-103], основні напрямки використання, переваги та виклики, (зокрема *Chlorella vulgaris*, близька споріднена культура *Chlorella vulgaris* Polikarp) і біотехнологічні підходи, можна сформулювати порівняльний аналіз біотехнологічних інтеграцій *Chlorella vulgaris* Polikarp (табл. 4.1).

Таблиця 4.1 – Порівняльний аналіз біотехнологічних інтеграцій *Chlorella vulgaris* Polikarp

Категорія біотехнологічної інтеграції	Основний зміст	Потенційні переваги	Обмеження / Виклики	Приклади / Посилання
1. Виробництво біомаси та ферментація	Масове культивування мікроводоростей для отримання білка, ліпідів чи біоактивних сполук.	Висока швидкість росту, не потребує аграрних площ, джерело білків, каротиноїдів, ліпідів.	Необхідність оптимізації біореакторів, контроль умов (світло, CO ₂ , поживні речовини).	Сучасні біореакторні технології для <i>C. vulgaris</i> (генетичне/метаболічне покращення)
2. Генетичне та метаболічне інжиніринг	Використання CRISPR, мутагенезу та інших методів для покращення штамів.	Можливість підвищити продуктивність, синтез корисних метаболітів, кращу адаптацію	Технічні складнощі, етичні/регуляторні обмеження, потенційна нестабільність модифікацій.	CRISPR–Cas9, покращення біосинтезу каротиноїдів і білків
3. Біоремедіація та очищення ґрунтів/води	Використання мікроводоростей для очищення стоків (нітрати, фосфати, важкі метали).	Екологічно чиста технологія, зменшення навантаження на екосистеми, утилізація забруднень	Потрібні великі площі водойм/реакторів для ефективності, залежність від типу забруднення.	<i>C. vulgaris</i> може видаляти нітрати та амоній зі стоків
4. Біоенергетика (біопаливо)	Виробництво біодизелю або біоетанолу з ліпідів чи вуглеводів.	Альтернативне джерело енергії; не конкурує з продуктами харчування.	Висока собівартість виробництва, потреба у оптимізації культури та ферментації.	Генетично модифіковані штами для покращення вмісту вуглеводів (біоетанол)
5. Біостимуляція рослин/Сільське господарство	Використання екстрактів або супернатантів культури як стимулятора росту.	Покращує ріст рослин, може підвищувати стійкість до стресу	Обмежена доступність перевірених комерційних препаратів; потребує масштабних випробувань	Екстракти культури <i>C. vulgaris</i> підвищують ріст та толерантність рослин
6. Видалення органічних речовин шляхом утворення біомаси	Використання біомаси хлорели як харчову базу для риби	Накопичена біомаса хлорели є дешевою та покращує ріст риби	у випадку очищення вод з значним вмістом важких металів, як харчової бази для риби, її не можна використовувати, важкі метали	Екстракти культури <i>C. vulgaris</i> підвищують ріст риби

Категорія біо-технологічної інтеграції	Основний зміст	Потенційні переваги	Обмеження / Виклики	Приклади / Посилання
			будуть концентруватися в організмі риб та передаватися по харчовому ланцюгу людині	
6. Харчові та фармацевтичні продукти	Використання біомаси для харчових добавок, вітамінів, косметичних засобів.	Висока харчова цінність (білки, вітаміни, антиоксиданти).	Витрати на виробництво, потреба в очищенні та стандартизації продуктів.	Вітаміни та біоактивні речовини в продуктах на основі <i>C. vulgaris</i>
7. Екологічне вирішення проблем «цвітіння» водойм	Використання хлорели для контролювання водної рослинності та підтримки екологічної рівноваги.	Покращення якості води, насичення киснем, зниження токсичного впливу синьо-зелених водоростей	Не завжди контролюється в природних умовах, потребує моніторингу.	Хлорела пригнічує «цвітіння» водоростей екологічно-органічно
8. Боротьба з парниковими газами.	Хлорела здатна поглинати CO ₂ з повітря чи з технологічних газів і фіксувати його у вигляді органічної біомаси	Покращення якості повітря	Не завжди контролюється в природних умовах, потребує моніторингу.	Поглинання вуглекислого газу промислових підприємств

Результати багатьох досліджень свідчать, що хлорела здатна ефективно поглинати азотні та фосфорні сполуки зі стічних вод, що є особливо важливим у запобіганні евтрофікації водойм [30, 52]. Завдяки високій швидкості фотосинтезу хлорела сприяє насиченню середовища киснем, що підтримує аеробні процеси біодеградації.

Зростання антропогенного навантаження на водні ресурси, яке пов'язане із розвитком промисловості, сільського господарства та урбанізації, призводить до постійного збільшення об'ємів стічних вод. Традиційні методи очищення потребують великих енерговитрат, а іноді не здатні повністю видалити біогенні елементи, мікрозабруднювачі та важкі метали. Тому, в останні

роки науковці активно залучають використання мікроводоростей, зокрема хлорели, як альтернативного або додаткового біологічного методу очищення вод.

Згідно з дослідженнями [104], хлорела діє завдяки кільком механізмам:

- Біосорбція – метали зв’язуються з функціональними групами (карбоксильними, аміногрупами) клітинної стінки;
- Біоаккумуляція – іони металів транспортуються всередину клітини;
- Комплексоутворення – утворення стійких металорганічних комплексів на поверхні клітини.

Ці процеси не вимагають енергетичних витрат і можуть відбуватись як за живих, так і за інактивованих клітин.

Різні метали видаляються хлорелою з різною ефективністю (табл. 4.2).

Таблиця 4.2 – Ефективність видалення важких металів з розчинів за допомогою хлорели

Метал	Ефективність видалення металу	Література
Кадмій (Cd)	Клітини <i>Chlorella vulgaris</i> здатні сорбувати до 90% іонів кадмію при концентрації 5 мг/л протягом 24 годин.	[95]
Свинець (Pb)	<i>Chlorella</i> здатна видаляти до 95% свинцю у лабораторних умовах при рН 5-6.	[107]
Мідь (Cu), Цинк (Zn), Нікель (Ni)	Хлорела найбільш ефективна у видаленні Cu (85%), Zn (72%) та Ni (66%) із модельних водних розчинів. Водночас, конкурентне середовище (присутність інших катіонів) може знижувати ефективність сорбції.	[89,99, 86]

Як вже вказувалось раніше, обмеженнями використання хлорели для сорбції металів є рН середовища, температура, концентрація металу та базові показники її життєдіяльності (освітленість, вміст поживних речовин та ін.). Оптимальний діапазон рН для біосорбції більшості металів – 5,0-7,0. При низькому рН відбувається конкуренція між H^+ і іонами металів за активні центри. Підвищення температури покращує сорбцію до певної межі (до 35-37°C), після чого клітини можуть пошкоджуватись. Концентрація металу у розчині теж впливає на межу насичення біомаси, де при досягненні певного значення ефективність знижується.

Для видалення важких металів за допомогою хлорели можуть використовуватись форми суспензії живої або висушеної біомаси, іммобілізовані системи (біомаса у матриці – гелі, полімери), інтеграції в біореактори або очисні каскади разом із іншими мікроводоростями.

Метод вилучення важких металів з водних розчинів має як переваги, так і недоліки. Перевагами є низька вартість та простота культивування, екологічність, можливість регенерації, селективність сорбції. Недоліками є чутливість до змін рН, температури, необхідність утилізації забрудненої біомаси, неможливість використання забрудненої хлорели в якості кормів для риб.

З точки зору економічної ефективності хлорела – це дешевша альтернатива іонообмінним смолам та мембранним технологіям. За оцінками [107], вартість очищення 1 м³ води за допомогою біомаси хлорели може бути в 2-3 рази нижчою, ніж при традиційних фізико-хімічних методах. Особливо це актуально для очищення забруднених ґрунтових або дренажних вод в зонах техногенного навантаження.

Використання хлорели для видалення важких металів із природних вод – перспективна, ефективна та екологічно безпечна технологія. Вона забезпечує високу ефективність видалення таких металів, як кадмій, свинець, мідь при відносно низьких витратах. Проте широке впровадження потребує подальшого дослідження впливу багатокомпонентних середовищ, стабільності сорбції та утилізації насиченої біомаси.

Окрема позиція – фотосинтетична активність хлорели та вловлювання CO₂ та зменшення парникового ефекту. Фотосинтетична активність хлорели дозволяє використовувати її як біологічний фільтр для вловлювання вуглекислого газу з промислових викидів. Дані свідчать про те [100], що 1 тонна біомаси хлорели здатна поглинути до 1,8 т CO₂ (за сезон), що робить її ефективним інструментом біологічної декарбонізації.

Вуглекислий газ (CO₂) є основним парниковим газом, який спричиняє глобальне потепління та зміну клімату. Зростання концентрації CO₂ у атмосфері, яка досягла 427 ppm у 2024 році порівняно з 280 ppm до промислової

революції, вимагає ефективних методів його уловлювання та зменшення. Одним із перспективних біологічних підходів є використання мікроводоростей, зокрема хлорели, завдяки їхній здатності до фотосинтезу, швидкому росту та високій ефективності поглинання CO₂.

Хлорела, як одноклітинна зелена мікроводорість, ефективно поглинає CO₂ через фотосинтез, перетворюючи його на біомасу та кисень. У процесі фотосинтезу CO₂ фіксується в органічні сполуки, такі як вуглеводи, ліпіди та білки за класичною реакцією фотосинтезу:



Дослідження доводять, що хлорела може поглинати CO₂ з концентрацією від 0,04% (атмосферний рівень) до 20% (промислові викиди), що робить її придатною для уловлювання CO₂ із димових газів. Наприклад, дослідження [64] демонструє, що *Chlorella vulgaris* може фіксувати до 0,6-1,2 г CO₂ на літр культури за добу при оптимальних умовах.

Хлорела демонструє високу ефективність у вловлюванні CO₂ порівняно з наземними рослинами. За даними [62] мікроводорості, зокрема *Chlorella*, можуть фіксувати CO₂ у 10-50 разів ефективніше, ніж дерева, завдяки швидкому росту та високій щільності біомаси. Одне з досліджень [62] показало, що біореактор із *Chlorella pyrenoidosa* здатний уловлювати до 90% CO₂ із газової суміші за концентрації 10% CO₂.

Використання хлорели також сприяє зменшенню парникового ефекту через:

1. Секвестрацію вуглецю, де біомаса хлорели може бути використана для виробництва біопалива, біопластику або добрив, що утримує вуглець у стабільних формах.
2. Зменшення викидів за допомогою інтеграції систем вирощування хлорели з промисловими об'єктами (наприклад, електростанціями) дозволяє уловлювати CO₂ безпосередньо з димових газів, знижуючи викиди в атмосферу.
3. Виробництво кисню за допомогою виділення значної кількості

O₂, що сприяє покращенню якості повітря.

Культивування хлорели для таких цілей можливе через відкриті ставки, фотобіореактори та гібридні системи. Інноваційні підходи також включають генетичну модифікацію хлорели для підвищення швидкості фотосинтезу та стійкості до високих концентрацій CO₂ [30].

Незважаючи на потенціал, використання хлорели має низку недоліків:

1. Високі витрати вирощування хлорели у фотобіореакторах вимагають значних інвестицій у обладнання, енергію та поживні речовини.
2. Перехід від лабораторних до промислових масштабів ускладнений через потребу в стабільних умовах культивування.
3. Відкриті системи схильні до контамінації іншими мікроорганізмами, що знижує їх продуктивність.
4. Великі обсяги біомаси потребують ефективних методів переробки, щоб уникнути вторинних викидів CO₂. Утворену біомасу можна використати з користю, наприклад для потреб енергетики, але звичайне вивезення на полігони призведе до повторного потрапляння вуглецю в атмосферу.

Поряд із цим, хлорела є перспективним інструментом для вловлювання CO₂ і зменшення парникового ефекту завдяки високій ефективності фотосинтезу, швидкому росту та адаптивності до різних умов. Сучасні технології, такі як фотобіореактори та генетична модифікація, значно підвищують її потенціал. Однак економічні та технічні виклики, такі як висока вартість і складність масштабування, потребують подальших досліджень. Інтеграція систем вирощування хлорели з промисловими процесами та використання біомаси для створення цінних продуктів можуть зробити цей підхід економічно вигідним і екологічно стійким. Автори проаналізовані переваги та недоліки найбільш відомих методів використання хлорели (табл. 4.3).

Тобто, найбільш раціональним і економічно доцільним методом є очищення стічних вод хлорелою, особливо для муніципальних і промислових об'єктів. Інші методи можуть бути ефективними у комбінації або в спеціалізованих умовах (наприклад, біосорбція у хімічній промисловості чи вироб-

ництво біопалива на біофермах).

Таблиця 4.3 – Переваги та недоліки найбільш відомих методів використання хлорели

Метод використання хлорели	Переваги	Недоліки	Економічна доцільність
Очищення стічних вод	видаляє органічні речовини, азот, фосфор, важкі метали; насичує воду киснем; низька вартість культивування	необхідна стабільна освітленість; вплив сезонних факторів	висока: може знизити витрати на традиційні очисні технології та утилізацію відходів
Видалення вуглекислого газу з атмосфери	поглинає CO ₂ через фотосинтез; стимулює біомасоутворення	низька швидкість поглинання при низькому рівні світла або CO ₂ ; потрібна велика площа культивування	середня: перспективна для великих підприємств або парникових господарств
Біоремедіація ґрунтів	поглинає важкі метали з ґрунту; поліпшує мікробіологічний склад	ефективна лише у верхніх шарах ґрунту; повільна дія	середня: потребує тривалого часу, але менш затратна за фізико-хімічні методи
Фітоекстракція у водно-болотних угіддях	ефективна в умовах природних водойм; сприяє біорізноманіттю	складно контролювати процес; погано працює у холодному кліматі	низька: екологічна, але малопридатна для промислового масштабу
Виробництво біопалива з біомаси хлорели	стала сировина; використовується вторинна біомаса	висока вартість добування ліпідів; потрібне складне обладнання	низька-середня: економічно доцільна лише при масштабному виробництві
Поглинання важких металів у рідких середовищах (біосорбція)	висока сорбційна здатність; екологічна безпека	не всі метали поглинаються однаково; біомаса вимагає утилізації	висока: вигідно як доповнення до інших методів очищення
Використання в біофільтрах та біореакторах	відносно легке впровадження в існуючі системи; автоматизований процес	висока вартість встановлення; потреба у контролі параметрів (pH, O ₂ , t°)	середня–висока: окупається при тривалій експлуатації

Для повної еколого-економічної оцінки потрібно розуміння переваг та недоліків найбільш відомих методів культивування хлорели для природоочищення (табл. 4.4).

Судячи з результатів проведеного аналізу, для промислового очищення води найефективнішими є закриті фотобіореактори, натомість відкриті ба-

сейни – доступне рішення для фермерських господарств. В екстрених ситуаціях доцільні мобільні установки.

Таблиця 4.4 – Переваги та недоліки найбільш відомих методів культивування хлорели для природоочищення

Тип обладнання	Призначення	Основні характеристики	Переваги	Недоліки
Фотобіореактор (замкнений)	Культивування хлорели в контрольованих умовах для біоочистки стічних вод або отримання біомаси	Об'єм: 100-10 000 л; освітлення: штучне або природне; Матеріал: скло, пластик; Температурний контроль	висока продуктивність; захист від забруднення; можливість автоматизації	висока вартість; складність обслуговування
Відкритий фотобасейн	Масове вирощування хлорели для біологічного очищення вод або отримання біомаси	Глибина: 15-30 см; Освітлення: природне; Потрібна велика площа; Перемішування лопатевими мішалками	низька собівартість; простота у будівництві та експлуатації	низька чистота культури; залежність від погодних умов
Мікробіологічні біофільтри з хлорелою	Біофільтрація забруднених стоків та вод з використанням фіксованої біомаси хлорели	Компактність; Можливість модульної установки; Потужність: 1-10 м³/год	висока ефективність видалення забруднень; невеликі габарити	необхідна періодична заміна біомаси; обмежена потужність
Біоочисні споруди з аеробною секцією на основі хлорели	Видалення органічних сполук, азоту, фосфору у стічних водах	Комбінована система; Відстійники, аератори та фотобіореактори	комплексне очищення; виробництво біомаси як вторинного продукту	високі експлуатаційні витрати; складне проектування
Мобільна установка очищення води на основі мікроводоростей	Очищення забрудненої води в польових умовах або у зонах аварій	Потужність: до 5 м³/добу; Живлення: автономне (генератор, сонячні панелі); Режим роботи: автоматичний	мобільність; застосування в умовах надзвичайних ситуацій	невисока продуктивність; залежність від умов освітлення
Інтегровані модулі біоремедіації ґрунтів (зрошення суспензією хлорели)	Внесення хлорели в ґрунт для біодеструкції пестицидів і важких металів	Обприскувачі, ємності для розчину; Система контролю вологості	дешева реалізація; підвищення біологічної активності ґрунтів	залежність від клімату; потрібна тривала дія

4.1.1. Розрахунок загального економічного ефекту від впровадження технології очищення стічних вод із використанням *Chlorella vulgaris* Polikarp.

Загальний економічний ефект від впровадження технології визначається як різниця між сумарними вигодами та сумарними витратами:

$$E=B-C \quad (4.1)$$

де: B – сукупні економічні та екологічні вигоди;

C – сумарні капітальні та операційні витрати.

Оцінювання виконувалося у валюті USD, що забезпечує коректність порівняння за умов динамічного валютного курсу.

Вхідні техніко-біологічні параметри, які враховувались для розрахунків (використано узагальнені літературні та експериментально підтверджені значення) додані в табл. 4.5.

Таблиця 4.5 – Вхідні техніко-біологічні параметри

Параметри	особливості	Показники
продуктивність <i>Chlorella</i>	відкриті реактори	0.5-2 г/л/добу
	закриті фотобіореактори	2-5 г/л/добу
фіксація CO ₂		1.8 кг CO ₂ / 1 кг біомаси
вміст ліпідів у біомасі		20-40%
середня собівартість біомаси		1-5/кг, дол.США
енергоспоживання		0.5-5 кВт·год/кг біомаси
витрати на сушіння		46-110/т сухої біомаси, дол.США

Примітка: Собівартість біомаси 0.55-10 дол.США за кг (знижується до 0.73 дол.США за кг при використанні монохроматичного світла та стічних вод як поживних речовин);

Оцінка витрат на очищення 1 м³ стічних вод. Зроблено обґрунтоване припущення, що: з 1 м³ стічних вод утворюється 0.1-0.5 кг біомаси та ступінь видалення нітратів і фосфатів становить 50-90%.

Для середнього сценарію прийнято: 0.3 кг біомаси на 1 м³ стічних вод та середня собівартість біомаси –3 дол.США/кг.

Тоді базові витрати на культивування:

$$C_{\text{біомаса}}=0.3 \times 3=0.9 \text{ дол.США/кг}$$

Витрати на сушіння біомаси ($\approx 10\%$):

$$C_{\text{сушіння}} = 0.05 \times 0.3 = 0.1 \text{ дол.США/кг}$$

Енергетичні та допоміжні витрати:

$$C_{\text{енергія}} = 0.1 - 0.5 \sim 0.1 \text{ дол.США/м}^3$$

Сумарні витрати:

$$C = 0.9 + 0.1 + 0.1 = 1.1 \text{ дол.США/м}^3 \text{ (для консервативного сценарію)}$$

Тоді оцінка економічних та екологічних вигод буде мати наступний вигляд:

1. Заощадження на традиційному очищенні

Вартість класичного очищення стічних вод:

$$V_{\text{очищення}} = 0.5 - 2.0 \text{ дол.США/м}^3$$

Для середнього сценарію:

$$V_{\text{очищення}} = 1.0 \text{ дол.США/м}^3$$

2. Уникнення евтрофікації

Економічна оцінка шкоди від нітратного забруднення:

$$10 - 50 \text{ дол.США/кг NO}_3^-$$

За умови видалення ≈ 0.05 кг нітратів/м³:

$$V_{\text{евтрофікація}} = 0.5 - 2.5 \text{ дол.США/м}^3$$

3. Побічна вигода від біомаси

Отримана біомаса може використовуватись як: біодобриво; сировина для біопалива; кормова добавка.

Оціночна мінімальна вартість:

$$V_{\text{біомаса}} = 0.3 \times 1 = 0.3 \text{ дол.США/м}^3$$

Загальна вигода

$$V = 1.0 + 0.5 + 0.3 = 1.8 \text{ дол.США/м}^3$$

Розрахунок економічного ефекту E (4.1):

$$E = 1.8 - 1.1 = +0.7 \text{ дол.США/м}^3$$

Отримані результати свідчать, що застосування технології очищення стічних вод із використанням *Chlorella vulgaris* Polikarp забезпечує позитивний економічний ефект у розмірі близько 0.5-0.7 USD на 1 м³ очищеної води

навіть за консервативних припущень. Додатковими перевагами є скорочення антропогенного навантаження на водні об'єкти, зменшення ризику евтрофікації та можливість повторного використання біомаси у межах циркулярної економіки.

4.1.2 Розрахунок зменшення екологічних збитків від забруднення водних ресурсів.

Зменшення екологічних збитків від забруднення водних ресурсів у результаті впровадження технології з використанням штаму *Chlorella vulgaris* Polikarp визначається на основі скорочення маси забруднювальних речовин, що скидаються у водні об'єкти після біологічного очищення.

Економічна оцінка такого ефекту базується на нормативному підході, відповідно до якого збитки пропорційні масі забруднювачів і питомим коефіцієнтам екологічної шкоди.

Згідно з [108] зменшення екологічних збитків від забруднення водних ресурсів визначається на основі скорочення маси забруднювальних речовин, що скидаються у водні об'єкти за формулою:

$$Z = \sum_{i=1}^n \Delta M_i * K_i \quad (4.2)$$

де:

Z – зменшення екологічних збитків від забруднення;

ΔM_i – скорочення маси i -го забруднювального компонента, кг/рік;

K_i – питомий економічний збиток від скидання 1 кг i -го забруднювача у водний об'єкт, дол.США/т;

n — кількість контрольованих забруднювальних компонентів.

Це узагальнений варіант нормативної методики розрахунку збитків, що ґрунтується на: масі скинутих забруднювальних речовин; нормативних ставках шкоди або платежів; порівнянні «до» і «після» впровадження природоохоронного заходу.

Цей підхід використовується з кінця 1980-х років у працях з еколого-економічного аналізу [109] та закріплений у державних методиках.

Використовується принцип: зменшення маси забруднювачів є базовим показником для розрахунку економічного ефекту природоохоронних технологій.

У Міжнародній практиці застосовується аналогічний підхід (EU Water Framework Directive (WFD), OECD Environmental Damage Assessment) та використовується поняття avoided damage — уникнені збитки.

Скорочення маси кожного забруднювача визначається як різниця між масою, що надходить у водний об'єкт до та після впровадження технології:

$$\Delta M_i = (C_{i,\text{до}} - C_{i,\text{після}}) \cdot V \cdot T \quad (4.3)$$

де:

$C_{i,\text{до}}, C_{i,\text{після}}$ — концентрації i -го забруднювача до та після очищення, кг/м³;

V — об'єм стічних вод, м³/добу;

T — тривалість роботи системи, діб/рік.

Оцінка економічної доцільності використання хлорели при очищенні стічних вод. Приклад розрахунку (умовний сценарій). Приймаємо середні експериментальні та літературні значення: об'єм очищення: 1000 м³/добу; період роботи: 365 діб/рік; ефективність видалення: нітрати — 80%; амоній — 85%; фосфати — 75%.

1. Нітрати (NO_3^-)

початкова концентрація: 40 мг/л = 0.04 кг/м³

після очищення: 8 мг/л = 0.008 кг/м³

$$\Delta M_{\text{NO}_3} = (0.04 - 0.008) \cdot 1000 \cdot 365 = 11\,680 \text{ кг/рік}$$

Питомий збиток Z (4.3) (уникнена шкода евтрофікації):

$$K_{(\text{NO}_3)} = 10 \text{ дол.США/кг}$$

$$Z_{\text{NO}_3} = 11\,680 \cdot 10 = 116\,800 \text{ дол.США/рік}$$

2. Амоній (NH_4^+)

початкова концентрація: 10 мг/л = 0.01 кг/м³

після очищення: 1.5 мг/л = 0.0015 кг/м³

$$\Delta M_{\text{NH}_4} = (0.01 - 0.0015) \cdot 1000 \cdot 365 = 3\,103 \text{ кг/рік}$$

$$K_{\text{NH}_4}=12 \text{ дол.США/кг}$$

$$Z\text{NH}_4=3\,103 \cdot 12=37\,236 \text{ дол.США/рік}$$

3. Фосфати (PO_4^{3-})

початкова концентрація: $5 \text{ мг/л} = 0.005 \text{ кг/м}^3$

після очищення: $1.25 \text{ мг/л} = 0.00125 \text{ кг/м}^3$

$$\Delta\text{MPO}_4^{3-} = (0.005 - 0.00125) \cdot 1000 \cdot 365 = 1\,369 \text{ кг/рік}$$

$$K\text{PO}_4^3 = 25 \text{ дол.США/кг}$$

$$Z\text{PO}_4^{3-} = 1\,369 \cdot 25 = 34\,225 \text{ дол.США/рік}$$

Тоді, загальне зменшення екологічних збитків становить:

$$Z=116\,800+37\,236+34\,225=188\,261 \text{ дол.США/рік}$$

Розрахунок зменшення екологічних збитків здійснювався відповідно до нормативно-методичного підходу, що базується на визначенні скорочення маси забруднювальних речовин, які скидаються у водні об'єкти, з урахуванням нормативних ставок екологічної шкоди. Даний підхід широко застосовується в державних методиках оцінки збитків водним ресурсам та в еколого-економічних дослідженнях.

Розрахунки показують, що впровадження технології очищення стічних вод із використанням штаму *Chlorella vulgaris* Polikarp забезпечує суттєве зменшення екологічних збитків (188 261 дол.США/рік) за рахунок скорочення надходження біогенних елементів у водні об'єкти. За умов очищення 1000 м³ стічних вод на добу річний економічний ефект від зменшення екологічної шкоди може перевищувати 188 тис. доларів, що підтверджує екологічну та економічну доцільність застосування даної біотехнології.

4.1.3. Розрахунок зменшення екологічних збитків від скорочення скидів важких металів.

Важкі метали належать до найбільш екологічно небезпечних забруднювачів, оскільки характеризуються токсичністю, кумулятивною дією та здатністю до біоаккумуляції. Тому скорочення їх надходження у водні об'єкти забезпечує значно більший економічний та екологічний ефект порівняно з біогенними елементами.

Приймаємо типові концентрації для техногенних та комунально-промислових стоків і ефективність біосорбції *Chlorella vulgaris* Polikarp (табл. 4.6).

Таблиця 4.6 – Типові концентрації для техногенних та комунально-промислових стоків і ефективність біосорбції

Метал	Початкова концентрація, мг/л	Ефективність видалення, %
Cd	0,05	85
Pb	0,2	80
Zn	1,0	70
Cu	0,5	75

Примітка: Об'єм очищення: 1000 м³/добу Період роботи: 365 діб/рік

Розрахунок скорочення маси важких металів.

1. Кадмій (Cd)

$$\Delta M_{Cd} = 0.05 \cdot 10^{-3} \cdot 1000 \cdot 365 \cdot 0.85 = 15.5 \text{ кг/рік}$$

Питомий екологічний збиток:

$$K_{Cd} = 350 \text{ дол.США/кг}$$

$$Z_{Cd} = 15.5 \cdot 350 = 5425 \text{ дол.США/рік}$$

2. Свинець (Pb)

$$\Delta M_{Pb} = 0.20 \cdot 10^{-3} \cdot 1000 \cdot 365 \cdot 0.80 = 58.4 \text{ кг/рік}$$

$$K_{Pb} = 150 \text{ дол.США/кг}$$

$$Z_{Pb} = 58.4 \cdot 150 = 8760 \text{ дол.США/рік}$$

3. Цинк (Zn)

$$\Delta M_{Zn} = 1.00 \cdot 10^{-3} \cdot 1000 \cdot 365 \cdot 0.70 = 255.5 \text{ кг/рік}$$

$$K_{Zn} = 30 \text{ дол.США/кг}$$

$$Z_{Zn} = 255.5 \cdot 30 = 7665 \text{ дол.США/рік}$$

4. Мідь (Cu)

$$\Delta M_{Cu} = 0.50 \cdot 10^{-3} \cdot 1000 \cdot 365 \cdot 0.75 = 136.9 \text{ кг/рік}$$

$$K_{Cu} = 40 \text{ дол.США/кг}$$

$$Z_{Cu} = 136.9 \cdot 40 = 5476 \text{ дол.США/рік}$$

Загалом, загальний економічний ефект від скорочення скидів важких

металів складає:

$$Z_{\text{BM}} = 5\,425 + 8\,760 + 7\,665 + 5\,476 = 27\,326 \text{ дол.США/рік}$$

З урахуванням попередньо розрахованого ефекту від скорочення біогенних елементів, інтегральний екологічно-економічний ефект (біогени + важкі метали):

$$Z = 188\,261 + 27\,326 = 215\,587 \text{ дол.США/рік}$$

Таким чином, включення важких металів до еколого-економічної оцінки суттєво підвищує інтегральний ефект від впровадження технології з використанням штаму *Chlorella vulgaris* Polikarp. Отримані розрахунки свідчать, що біосорбція кадмію, свинцю, міді та цинку забезпечує додаткове скорочення екологічних збитків на понад 27 тис. доларів на рік, а сумарний економічний ефект перевищує 215 тис. доларів на рік, що підтверджує доцільність застосування даної біотехнології для очищення техногенних та комунально-промислових стічних вод.

4.1.4. Розрахунок терміну (строку) окупності технології використання *Chlorella vulgaris* Polikarp

Строк окупності капітальних вкладень визначався за класичною формулою [110]:

$$T_{\text{ок}} = \frac{K}{E_p} \quad (4.4)$$

де:

$T_{\text{ок}}$ – строк окупності, років;

K – капітальні витрати на впровадження технології, грн;

E_p - середньорічний економічний ефект, грн/рік.

Формула походить з класичної радянської і пострадянської школи економіки природокористування та інвестиційного аналізу та була нормативно закріплена як основний показник оцінки ефективності інвестицій. Для природоохоронних технологій з домінуванням екологічного ефекту та відсутністю стабільного грошового потоку строк окупності є найбільш наочним і нормативно закріпленим показником з точки зору маркетингу [111]

Вихідні дані для розрахунку. За результатами попередніх розрахунків отримано інтегральний річний економічний ефект від впровадження технології: зменшення екологічних збитків (біогенні елементи + важкі метали):

$$E_{\text{річний}} = 215\,587 \text{ дол.США/рік}$$

Розуміємо, що цей ефект включає: уникнення екологічних збитків; заощадження на традиційних методах очищення; екологічні вигоди (зменшення евтрофікації, токсичного навантаження).

Друга складова – капітальні витрати (K). Розглядається біотехнологічна система очищення стічних вод з використанням хлорели, що включає: фото-біореактори або відкриті біореактори; насосне та аераційне обладнання; систему контролю рН, температури та освітлення; резервуари для культивування і внесення біомаси. Прийняті значення K (середні літературні) (табл. 4.7):

Таблиця 4.7 – Прийняті значення (K)

Тип системи	Капітальні витрати, дол.США
Відкрита система (ставки, лагуни)	80 000-120 000
Закрита система (фітобіореактори)	300 000-600 000

Для консервативної оцінки (гірший сценарій) приймаємо: $K=400\,000$ дол.США

Наступна необхідна позиція для розрахунку – річні експлуатаційні витрати (операційні витрати, OPEX). Вони включають: електроенергію (0.5-5 кВт·год/кг біомаси); технічне обслуговування; витрати на персонал; сушіння та зберігання біомаси. За літературними даними та з прийнятими припущеннями: $OPEX=60\,000$ дол.США/рік

Тоді чистий річний економічний ефект, який визначається як різниця між річними вигодами та експлуатаційними витратами буде мати вигляд:

$$E_{\text{чистий}} = E_{\text{річний}} - OPEX = 215\,587 - 60\,000 = 155\,587 \text{ дол.США/рік}$$

Розрахунок терміну окупності за формулою (4.4):

$$T_{\text{ок}} = 400\,000 / 155\,587 \approx 2.57 \text{ роки}$$

Тобто, отримані розрахунки свідчать, що технологія очищення стічних вод із використанням високопродуктивного штаму *Chlorella vulgaris* Polikarp

характеризується коротким терміном окупності. Навіть за консервативного сценарію із застосуванням закритих фотобіореакторів термін окупності не перевищує 3 років, що є економічно привабливим показником для природоохоронних технологій.

Як що розглядати декілька сценаріїв за умов використання відкритих або комбінованих систем, термін окупності може скорочуватися до 1-2 років, що підтверджує доцільність широкого впровадження даної біотехнології у системах очищення техногенних та комунально-промислових стічних вод (табл. 4.8).

Таблиця 4.8 – Аналіз чутливості сценаріїв

Сценарій	К, дол.США	ОРЕХ, дол.США/рік	Ток, років
Оптимістичний (відкрита система)	120 000	40 000	< 1 року
Базовий (змішана система)	250 000	50 000	~1.6 року
Консервативний (закрита система)	400 000	60 000	~2.6 року

4.2. Оцінка економічної доцільності використання хлорели в природоохоронних технологіях

Розрахунки собівартості базуються на даних урахуванням витрат на культивування, сушіння, переробку та екологічної вигоди. Дані розрахунки не є точними, оскільки немає детальної статистики таких процесів та невідомо багато змінних складових, такі як: обсяги виробництва (лабораторний чи промисловий), тип реактора (відкриті ставки чи закриті фітобіореактори), джерело поживних речовин (стічні води чи синтетичні) та регіональні факторів (наявність дешевої енергії, води та ін). Екологічні аспекти враховуються через вигоди, такі як вартість уникненого забруднення (наприклад, 50-100 дол.США/т CO₂ за глобальними оцінками) або заощадження на традиційних методах очищення (0.5-2 дол.США/м³ стічних вод).

Розрахунки проводяться за такими припущеннями та значеннями:

- Продуктивність *Chlorella*: 0.5-2 г/л/добу біомаси у відкритих реакторах та 2-5 г/л/добу в закритих реакторах;
- Фіксація CO₂ ~1.8 кг CO₂ на кг біомаси;

- Вміст ліпідів для біопалива: 20-40% від біомаси;
- Валюта – долар дол.США (оцінка в гривнях при динамічному курсі долара в Україні недоцільна);
- Екологічна вигода розрахована як собівартість (витрати мінус заощадження від екологічних ефектів, наприклад, кредитів на CO₂ або заміни хімічних добрив).

4.2.1 Оцінка економічної доцільності використання хлорели при очищенні стічних вод.

Хлорела видаляє нітрати, фосфати та важкі метали зі стічних вод, виробляючи біомасу, яку можна використовувати як біодобриво або корм. Екологічна вигода: зменшення евтрофікації (вартість уникненого забруднення ~10-50 дол.США/кг видалених нітратів) та заощадження на традиційних методах очищення (~0.5-2 дол.США/м³ води).

Ключові витрати методу:

1. Капітальні витрати у 25-50 разів вищі для закритих реакторів порівняно з відкритими.
2. Операційні. Енергія – 0.5-5 кВт·год/кг біомаси), вода, сушіння –46-110 дол.США/т сухої біомаси).
3. Собівартість біомаси 0.55-10 дол.США/кг (знижується до 0.73 дол.США/кг при використанні монохроматичного світла та стічних вод як поживних речовин).

Розрахунок собівартості на м³ очищеної води:

Зробимо обґрунтоване припущення, що 1 м³ стічних вод виробляє ~0.1-0.5 кг біомаси (видаляє ~50-90% нітратів/фосфатів).

- Витрати на культивування складатимуть дол.США1-5 за кг біомаси.
- Загальну собівартість розрахуємо за формулою:

(Витрати на кг біомаси × кг біомаси на м³) + фіксовані витрати (енергія ~дол.США0.1-0.5 за м³).

За середньої продуктивності виробництва= 0.3 кг біомаси/м³ стічних вод.

Середня витрата = дол.США3 за кг біомаси.

Тоді розрахуємо базову собівартість = $3 \times 0.3 = \text{дол.США}0.9$ за м³ стічних вод.

Врахуємо вартість сушіння (10% від витрат) = +дол.США0.1 (за дол.США50/тонну = дол.США0.05/кг $\times 0.3$ кг).

Тоді розрахуємо екологічну вигоду (заощадження на традиційному очищенні 1 дол.США/м³) = чиста собівартість $0.9-1 = -0.1$ дол.США/м³ (прибуток).

Еколого-економічна оцінка: нетто вигода дол.США 0.1-1 за м³ завдяки продажу біомаси як добрива (~ 0.5 дол.США/кг). Дані подано в таблиці 4.9.

Таблиця 4.9 – Еколого-економічна ефективність використання методу очищення стічних вод

Параметр	Діапазон витрат (USD)	Екологічна вигода (USD)	Чиста собівартість за одиницю (USD)
За кг біомаси	0.55-10	0.5-2 (від продажу)	0.05-8
За м ³ води	0.2-2	0.5-2 (уникнення забруднення)	-0.3-1.5

Отримання біомаси зі стічних вод може бути економічно виправданим, проте отримана біомаса таким методом може бути використана як азот– та фосфорвмісне добриво з врахуванням певних додаткових стадій оброблення хлорели, що збільшить операційні витрати і зробить процес малоприбутковим. На відміну від методу активного мулу, біомасу хлорели не можна використовувати для сильно забруднених стічних вод, що накладає обмеження на метод. Проте, за певних умов, еколого-економічна доцільність можлива, наприклад для очищення відкритих водойм.

4.2.2. Оцінка економічної доцільності використання хлорели при поглинанні та секвестрації CO₂

Хлорела фіксує CO₂ з промислових газів (наприклад, з ТЕС), виробляючи біомасу. Можлива екологічна вигода такого методу – це зменшення вики-

дів (вартість вуглецевого податку ~дол.США15-30 за тонну CO₂ в США та до 100-150дол.США у ЄС). В Україні вартість складає 30 грн/т (~0,7дол.США, станом на 2025 рік), причому на перші 500 т податок не сплачується. Через це еколого-економічна доцільність методу поглинання вуглекислого газу в Україні абсолютно відсутня. Подальші розрахунки наведені для ринку ЄС, де найвищі екологічні податки за викиди CO₂. Розрахунки зроблені в авторських дослідженнях [112].

Ключові витрати методу: Операційні витрати енергії для культивування – дол.США 4.75-6.55 за кг хлорели; собівартість секвестрації за тону CO₂ – дол.США 702-1585 (включає культивування, збирання); використання стічних вод знижує витрати на ~10% (заощадження води ~60%); енергія 48-65 кВт·год/кг ліпідів (з CO₂фіксацією ~0.454 кг CO₂/кг біомаси, але типове 1.8 кг CO₂/кг).

Розрахунок собівартості на тонну CO₂:

За обґрунтованого припущення, що 1 кг біомаси фіксує в середньому 1.8 кг CO₂, маємо:

Витрати на біомасу: дол.США 2-15 за кг (відкритим методом).

Тоді розрахуємо необхідну кількість біомаси на тонну CO₂ = 1000 кг CO₂ / 1.8 = ~556 кг біомаси, а також витрати на фіксацію тонуCO₂= 556 × середня 8 дол.США/кг = дол.США4448.

Варто також додати вартість сушіння/переробки (~20% = 890 дол.США).

Відтак загальні витрати = 5338 дол.США/т CO₂.

В результаті порахуємо екологічну вигоду (плата за викиди вуглекислого газу для ЄС 50-100 дол.США/т) = чиста дол.США 5338 дол.США75 (середнє) = 5263. дол.США

Еколого-економічна оцінка: При максимальній для ЄС вартості плати за викиди дол.США 100-150/тонну, витрати на уловлювання однієї тони вуглекислого газу складають дол.США 600-5200 (табл. 4.10).

Таблиця 4.10 – Еколого-економічна ефективність використання методу поглинання та секвестрація CO₂ за допомогою хлорели

Параметр	Діапазон витрат, дол.США	Екологічна вигода, дол.США	Чиста собівартість, дол.США
1 т CO ₂	750-5200	50-100 (плата за викиди)	600-1550
1 кг біомаси	2-15	1-5 (від CO ₂ фіксації)	1-10

Очевидно, такі високі вартості вловлювання вуглекислого газу та виробництва біомаси не допускають прибутків, що робить метод недоцільним з економічної точки зору.

4.2.3. Оцінка економічної доцільності використання хлорели при виробництві біопалива.

Хлорела виробляє ліпіди для біодизелю з такими екологічними вигодами: заміна викопного палива (зменшення CO₂ на ~70-90%), очищення стічних та забруднених вод. Можлива екологічна вигода складає 0.5-1 дол.США/літр у випадку субсидій на зелене паливо. В Україні таких субсидій немає, проте є в Німеччині, Франції, Австрії, США, Бразилії, Індонезії, Аргентині та ін.

Ключові витрати: капітальні витрати складають 3.5-6.5 млн дол.США за технологічну лінію; операційні витрати 837-1132 дол.США/кг ліпідів; собівартість біомаси складає 2-15 дол.США/кг (відкритим методом), 32 дол.США/кг (у закритих ємностях); вартість сушіння складає 46-110 дол.США/т.

Розрахунок собівартості на кг біодизелю. Зробимо обґрунтоване припущення, що 1 кг біомаси дає 0.3 кг ліпідів (~0.25 кг біодизелю), тоді:

- Витрати на виробництво біомаси хлорели складають 5-20 дол.США/кг.
- Необхідні ліпіди на кг біодизелю = $1/0.8$ (ефективність конверсії) = 1.25 кг ліпідів.
- Необхідна біомаса хлорели на кг біодизелю = $1.25 / 0.3 = \sim 4.17$ кг.
- Витрати = 4.17×10 дол.США (середнє) = 41.7 дол.США

Врахуємо додаткові витрати на трансестерифікацію (~5-10 дол.США) + сушіння (0.05 дол.США/кг $\times 4.17 = 0.2$ дол.США).

Відтак загальна витрата на виробництво біодизелю = 47-52 дол.США/кг

(~50-60 дол.США/л, залежно від щільності), а еколого-економічна витрата (з врахуванням субсидій~дол.США/л) = чиста 50-60 дол.США/л.

Еколого-економічна оцінка[112]: вигода при масштабуванні завдяки заміщенню палива та CO₂— відсутня, але для зниження високих витрати варто інтегрувати методи вловлювання вуглекислого газу та виробництва добрив. Дані подано в таблиці 4.11.

Таблиця 4.11 – Еколого-економічна ефективність використання методу виробництва біопалива

Параметр	Діапазон витрат, дол.США	Екологічна вигода, дол.США	Чиста собівартість, дол.США
1 кг біомаси	2-32	1-5 (від продажу палива)	1-27
1 кг біодизелю	40-100	10-30 (субсидії/CO ₂)	10-90

Підсумовуючи, можна констатувати, що собівартість виробництва біодизелю даним методом складає 50-60 дол.США/літр, що вкрай дорого та робить цей метод недоцільним на даний час. В перспективі при зменшенні світових запасів нафти, збільшенні вартості енергоресурсів, розвитку методу вирощування хлорели чи створенні нових більш ефективних штамів хлорели доцільність такого методу може зрости.

4.3. Розробка рекомендацій для управління водними ресурсами за умови використання біоремідації методом альголізації із застосуванням *Chlorella vulgaris* Polikarp

Ефективне управління водними ресурсами в умовах зростаючого антропогенного навантаження потребує впровадження екологічно безпечних та економічно обґрунтованих технологій очищення і відновлення водних екосистем. Однією з таких технологій є біоремідація з використанням мікробіот, зокрема альголізація водойм високопродуктивним штамом *Chlorella vulgaris* Polikarp. На основі результатів експериментальних досліджень та еколого-економічних розрахунків сформульовано комплекс рекомендацій для практичного управління водними ресурсами.

1. Рекомендації щодо вибору об'єктів впровадження:

Доцільним є застосування альголізації з використанням *Chlorella vulgaris* Polikarp у таких типах водних об'єктів: евтрофовані природні водойми (ставки, водосховища, озера); техногенні водойми-накопичувачі та відстійники; поверхневі водні об'єкти, що зазнають впливу неочищених або недостатньо очищених стічних вод; зони формування інфільтрату полігонів твердих побутових відходів (на стадії попереднього очищення).

Першочергове впровадження рекомендується для об'єктів із підвищеними концентраціями біогенних елементів (азот, фосфор) та наявністю розчинних форм важких металів.

2. Рекомендації щодо технологічних параметрів альголізації:

Для забезпечення максимальної ефективності біоремідації рекомендується:

- використовувати адаптований штам *Chlorella vulgaris* Polikarp із високою швидкістю росту та стійкістю до токсичних домішок; вносити біомасу у концентрації 10^5 - 10^6 клітин/мл залежно від трофічного стану водойми;
- забезпечувати періодичність альголізації з інтервалом 7-14 діб у літньо-осінній період;
- підтримувати оптимальні гідрохімічні умови (рН 6.5-8.5, температура 15-30 °С, достатня освітленість).

Для техногенних і лабораторно-модельних систем доцільним є використання автоматизованих біореакторних комплексів, зокрема типу BIODRUM, що забезпечують стабільність процесу культивування.

3. Рекомендації щодо екологічного контролю та моніторингу

Управління водними ресурсами із застосуванням біоремідації повинно супроводжуватися системним моніторингом, який включає:

- контроль концентрацій біогенних елементів (NO_3^- , NH_4^+ , PO_4^{3-});
- визначення вмісту важких металів (Cd, Pb, Cu, Zn, Ni);
- оцінку прозорості води, вмісту розчиненого кисню та біомаси фі-

топланктону;

- аналіз видового складу та структури фітопланктонних угруповань.

Моніторингові дослідження доцільно проводити до початку альголізації, у процесі її реалізації та після завершення біоремедіаційних заходів.

4. Рекомендації щодо інтеграції у систему управління водними ресурсами:

Альголізація з використанням *Chlorella vulgaris* Polikarp може бути рекомендована:

- як складова регіональних програм відновлення та охорони водних об'єктів;
- як додатковий етап до традиційних схем очищення стічних вод;
- як інструмент зменшення екологічних збитків та виконання вимог Водної рамкової директиви ЄС;
- для підвищення екологічної стійкості водних екосистем у зонах підвищеного техногенного впливу.

5. Еколого-економічні рекомендації:

З урахуванням отриманого економічного ефекту та короткого терміну окупності технології рекомендується:

- застосовувати альголізацію як альтернативу або доповнення до енергоємних фізико-хімічних методів очищення;
- використовувати отриману біомасу хлорели як вторинний ресурс (біодобриво, кормова добавка, сировина для біоенергетики);
- враховувати скорочення екологічних збитків як економічний показник ефективності при плануванні природоохоронних заходів.

Отже, використання біоремідації методом альголізації з застосуванням високопродуктивного штаму *Chlorella vulgaris* Polikarp є науково обґрунтованим та практично доцільним підходом до управління водними ресурсами. Запропоновані рекомендації дозволяють не лише покращити екологічний стан водних об'єктів, але й забезпечити економічну ефективність природоо-

хоронних заходів, що відповідає сучасним принципам сталого розвитку та інтегрованого управління водними ресурсами.

4.4. Потенціал комерційного та екологічного застосування високопродуктивного штаму *Chlorella vulgaris* Polikarp

Проведені дослідження показали, що високопродуктивний штам мікроводорості *Chlorella vulgaris* Polikarp характеризується поєднанням інтенсивного росту, широкої екологічної толерантності та здатності до ефективної асиміляції забруднювальних речовин, що зумовлює його значний потенціал як для екологічного, так і для комерційного використання. Результати експериментальних досліджень підтверджують доцільність застосування даного штаму в системах очищення природних і техногенних вод, а також у біотехнологічних процесах із отриманням цінної біомаси.

З точки зору екологічного потенціалу застосування *Chlorella vulgaris* Polikarp є ефективним біоагентом для реалізації процесів біоремідації та відновлення водних екосистем. Штам демонструє високу здатність до вилучення біогенних елементів (азотних і фосфорних сполук), що дозволяє знижувати рівень евтрофікації поверхневих водних об'єктів. Окрім цього, клітинна оболонка хлорели забезпечує адсорбцію і біоаккумуляцію іонів важких металів (Cd, Pb, Cu, Zn, Ni), що особливо актуально для очищення техногенних стоків та інфільтратів полігонів твердих побутових відходів.

Фотосинтетична активність *Chlorella vulgaris* Polikarp сприяє збагаченню води розчиненим киснем, що активізує аеробні процеси самоочищення та стабілізує гідробіоценози. На відміну від деяких видів ціанобактерій, даний штам не провокує токсичні «цвітіння» води, а навпаки виступає біологічним антагоністом синьо-зелених водоростей, покращуючи екологічний стан водойм.

З точки зору комерційного потенціалу і напрямів практичного використання можна констатувати наступне:

Комерційна привабливість *Chlorella vulgaris* Polikarp зумовлена можли-

вістю поєднання функції очищення вод із отриманням товарної біомаси. За умов контрольованого культивування в відкритих та закритих біореакторах штам забезпечує стабільну продуктивність і формування біомаси з високим вмістом білків, ліпідів та біологічно активних речовин.

Основними напрямками комерційного використання біомаси може бути виробництво біодобрих; використання як кормової добавки (за відсутності токсичних домішок у середовищі культивування); отримання сировини для біопалива та біоенергетичних технологій; застосування у комплексних очисних системах як елемент циркулярної економіки. Але ці дослідження чекають на майбутнє.

Отриманий в результаті дисертаційних досліджень результат показав, що, поєднання екологічного ефекту зі зниженням витрат на традиційні методи очищення вод та можливістю реалізації побічної продукції суттєво підвищує економічну доцільність впровадження даної технології.

Сучасні умови стану водних об'єктів України диктують Інтеграція в стратегії сталого розвитку

Використання *Chlorella vulgaris Polikarp* відповідає сучасним концепціям сталого розвитку, ресурсоефективності та декарбонізації економіки. Завдяки здатності фіксувати діоксид вуглецю та зменшувати екологічні збитки від забруднення водних ресурсів, технології на основі цього штаму можуть бути інтегровані у регіональні програми охорони довкілля, управління водними ресурсами та екологічної безпеки.

Висновки до розділу 4

Екологічний потенціал застосування *Chlorella vulgaris Polikarp* є ефективним біоагентом для реалізації процесів біоремідації та відновлення водних екосистем.

Розроблений штам демонструє високу здатність до вилучення біогенних елементів (азотних і фосфорних сполук), що дозволяє знижувати рівень евтрофікації поверхневих водних об'єктів. Окрім цього, клітинна оболонка хло-

рели забезпечує адсорбцію і біоаккумуляцію іонів важких металів (Cd, Pb, Cu, Zn, Ni), що особливо актуально для очищення техногенних стоків та інфільтратів полігонів твердих побутових відходів.

Використання *Chlorella vulgaris Polikarp* відповідає сучасним концепціям сталого розвитку, ресурсоефективності та декарбонізації економіки. Завдяки здатності фіксувати діоксид вуглецю та зменшувати екологічні збитки від забруднення водних ресурсів, технології на основі цього штаму можуть бути інтегровані у регіональні програми охорони довкілля, управління водними ресурсами та екологічної безпеки.

Розрахунок зменшення екологічних збитків здійснювався відповідно до нормативно-методичного підходу, що базується на визначенні скорочення маси забруднювальних речовин, які скидаються у водні об'єкти, з урахуванням нормативних ставок екологічної шкоди. Даний підхід широко застосовується в державних методиках оцінки збитків водним ресурсам та в еколого-економічних дослідженнях.

Розрахунки показують, що впровадження технології очищення стічних вод із використанням штаму *Chlorella vulgaris Polikarp* забезпечує суттєве зменшення екологічних збитків (188 261 дол.США/рік) за рахунок скорочення надходження біогенних елементів у водні об'єкти. За умов очищення 1000 м³ стічних вод на добу річний економічний ефект від зменшення екологічної шкоди може перевищувати 188 тис. доларів, що підтверджує екологічну та економічну доцільність застосування даної біотехнології.

Високопродуктивний штам *Chlorella vulgaris Polikarp* має значний потенціал як універсальний біотехнологічний інструмент для вирішення екологічних проблем водного середовища та формування економічно ефективних природоохоронних рішень. Його використання дозволяє одночасно знижувати рівень антропогенного навантаження на водні об'єкти та створювати додану вартість у межах екологічно орієнтованої економіки.

ВИСНОВКИ

У межах виконаного дисертаційного дослідження здійснено комплексне науково-теоретичне та експериментально-прикладне обґрунтування доцільності використання мікроводорості *Chlorella vulgaris* штаму Polikarp у сучасних природоохоронних технологіях очищення та відновлення водних ресурсів.

Робота поєднує системний аналіз механізмів біоремедіації, результати експериментальних досліджень у водних об'єктах різного типу, зокрема техногенних водоймах та інфільтратах полігонів твердих побутових відходів, а також інженерно-технологічні та еколого-економічні аспекти впровадження альголізаційних технологій.

У ході дослідження встановлено закономірності впливу гідрохімічних і техногенних чинників на ефективність росту культури та вилучення забруднювальних речовин, включаючи біогенні елементи й важкі метали. Розглянуто можливості керованого культивування *Chlorella vulgaris* Polikarp у відкритих і закритих системах, обґрунтовано доцільність використання автоматизованих комплексів та стандартизованих технічних умов для забезпечення стабільності та відтворюваності результатів очищення.

Отримані результати доповнено комплексною еколого-економічною оцінкою, що дозволила визначити економічний ефект, зменшення екологічних збитків та терміни окупності впровадження біоремедіаційних технологій із використанням хлорели. Сукупність отриманих наукових положень, практичних результатів та впровадження створює надійне підґрунтя для формулювання узагальнених висновків та рекомендацій щодо впровадження технології альголізації у системи управління водними ресурсами.

Наукова новизна отриманих результатів полягає у наступному:

1. Уперше науково обґрунтовано та експериментально підтверджено можливість комплексного впровадження технології вирощування мікроводорості *Chlorella vulgaris* штаму Polikarp як інженерно керованого біотехнологічного інструменту очищення та біоіндикації екологічного стану водних

об'єктів різного типу – річкових, стоячих і техногенних водойм, включаючи водойми, сформовані під впливом інфільтратів полігонів твердих побутових відходів.

2. Розвинено теоретичні положення біоремедіації водних екосистем, доповнивши їх концепцією використання *Chlorella vulgaris* Polikarp як біологічного агента подвійної дії, що забезпечує одночасне зниження концентрацій біогенних елементів, органічних сполук і важких металів (Cd, Pb, Zn, Cu, Ni), а також біоіндикацію екологічного стану водного середовища за параметрами росту та фізіолого-біохімічної активності культури.

3. Уперше для штаму *Chlorella vulgaris* Polikarp встановлено залежність ефективності біоремедіації від типу водного об'єкта та характеру техногенного навантаження, що дозволило науково обґрунтувати диференційовані підходи до альголізації річкових систем, озер і ставків, а також техногенних водойм і стоків, зокрема інфільтратів сміттєзвалищ.

4. Удосконалено технологічні параметри культивування мікродоростей шляхом інтеграції автоматизованого комплексу «BIODRUM», що забезпечує стабілізацію фізико-хімічних умов середовища, відтворюваність біомаси, підвищення продуктивності культури та ефективності процесів вилучення забруднювальних речовин у системах захисту водних ресурсів.

5. Науково обґрунтовано та впроваджено використання технічних умов ТУ У 03.0–36308885–001:2021 як інструменту стандартизації біоремедіаційної технології із застосуванням *Chlorella vulgaris* Polikarp, що забезпечує можливість масштабування технології без втрати екологічної ефективності, біологічної стабільності та екологічної безпеки.

6. Уперше виконано комплексну еколого-економічну оцінку застосування *Chlorella vulgaris* Polikarp у природоохоронних технологіях очищення вод, яка враховує не лише прямі капітальні та експлуатаційні витрати, а й екологічну вигоду від скорочення маси скидів забруднювальних речовин, зменшення екологічних збитків, секвестрації CO₂ та утилізації отриманої біомаси.

7. Отримано подальший розвиток інженерних підходів до інтеграції біо-

логічних методів у системи охорони довкілля, що дозволяє розглядати технологію альголізації на основі *Chlorella vulgaris* Polikarp як економічно доцільний, технологічно керований та екологічно безпечний елемент сучасних водоохоронних систем і стратегій управління водними ресурсами.

Отримані наукові результати мають важливе практичне значення для екологічної безпеки та раціонального використання водних ресурсів. Розроблені технологічні підходи можуть бути використані:

- у системах очищення поверхневих, зворотних та техногенних вод, у тому числі стоків і інфільтратів полігонів ТПВ;
- при впровадженні біоремедіаційних заходів для зниження рівня евтрофікації та вмісту важких металів у водоймах;
- у практиці екологічного моніторингу як біоіндикаторний інструмент оцінки стану водних екосистем;
- під час розроблення регіональних програм управління водними ресурсами та відновлення деградованих водойм;
- для еколого-економічного обґрунтування природоохоронних проєктів із визначенням економічного ефекту, строків окупності та зменшення екологічних збитків.

Авторський патент на корисну модель [46], як документальне підтвердження впровадження об'єкта інтелектуальної власності у господарську діяльність, свідчить про новизну та промислову придатність технічного рішення.

Використання штаму *Chlorella vulgaris* Polikarp у межах стандартизованої та керованої технології вирощування мікродорості *Chlorella* Polikarp, як спосіб покращення та індикації екологічного стану водойм, створює передумови для практичної реалізації принципів циркулярної економіки та сталого розвитку України у сфері водокористування.

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. Белова О. Стан поверхневих вод в Україні: сьогодення та перспективи. *Silver Spring*. URL: <https://silverspring.com.ua/uk/advice/9-stan-poverhnevih-vod-v-ukraini-sogodennja-ta-perspektivi> (дата звернення: 05.05.2026).
2. Романенко Є. О., Богданенко А. І. Водна безпека держави. Понятійно–термінологічний словник : навч. посіб. Київ : Ліра–К, 2024. 228 с.
3. Юрасов С. М., Сафранов Т. А., Чугай А. В. Оцінка якості природних вод : навч. посіб. Одеса : Вид-во Одеського держ. еколог. ун-ту, 2011. 164 с.
4. Гавриленко О. П., Циганок Є. Ю. Екологія людини : навч. посіб. Київ : ПВТП «LAT&K», 2020. 286 с. ISBN 978-617-7824-23-6.
5. Вплив полігонів і звалищ твердих побутових відходів на довкілля / О. В. Рибалова, О. В. Ільїнський, О. С. Куц, В. А. Ярмола. *Topical aspects of modern scientific research* : materials of the 7th Intern. scient. and pract. conf. (March 21–23, 2024). Tokyo : CPN Publishing Group, 2024. С. 135–144.
6. Головань Л. В., Клименко І. В. Біоіндикація та біотестування довкілля : навч. посіб. Харків : ХНАУ, 2021. 203 с.
7. The potential of sustainable algal biofuel production using wastewater resources / J. Pittman, A. Dean, O. Osundeko. *Bioresource Technology*. 2011. Vol. 102, No. 1. P. 17–25. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.06.035>
8. Nutrient removal efficiencies of *Chlorella vulgaris* from urban wastewater for reduced eutrophication / R. Singh, R. Birru, G. Sibi. *Journal of Environmental Protection*. 2017. Vol. 08, No. 01. P. 1–11. DOI: <https://doi.org/10.4236/jep.2017.81001>
9. Коненко Г. Д., Підгайко М. Л., Радзимовський Д. А. Ставки Полісся України. Київ : Вид-во АН УРСР, 1961. 139 с.
10. Babu J.M, Getabu A.M, Nyaundi Kjembe D, Boera P, Sitoki L, Mwayuli G.A, Omondi R.O, Olilo C.O. (2015). Phytoplankton distribution and abundance in small water bodies of the Lake Victoria Basin of Kenya // *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies*. 2015. 2(6). P. 166–169. DOI: <https://www.fisheriesjournal.com/archives/2015/vol2issue6/PartC/2-4-49.pdf>

11. Kozak, A., Kowalczywska-Madura, K., Gołdyn, R., & Czar, A. (2014). Phytoplankton composition and physicochemical properties in Lake Swarzędzkie (Midwestern Poland) during restoration: Preliminary results. *Archives of Polish Fisheries*, 22(1), 17–28. <https://doi.org/10.2478/aopf-2014-0003>
12. Dembowska, E. A., & Józefowicz, S. (2015). Seasonal changes in phytoplankton and bioindices in the southern part of Lake Jeziorak (Ne Poland). *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 44(1), 1–10. <https://doi.org/10.1515/ohs-2015-0001>
13. Edmondson W.T. , The uses of ecology: Lake Washington and beyond. University of Washington Press, Seattle and London, 1991. 329 p. ISBN: 0-295-97024-3
14. Edmondson W.T., Anderson G.C. and Peterson D.R. (1956) Artificial Eutrophication of Lake Washington // *Limnology and Oceanography*. 1956. 1. P. 47–53.
15. Park, J. B. K., Craggs, R. J., & Shilton, A. N. (2011). Wastewater treatment high rate algal ponds for biofuel production. *Bioresource Technology*, 102(1), 35–42. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.06.158>
16. Anneville, O., & Pelletier, J. P. (2000). Recovery of lake geneva from eutrophication: Quantitative response of phytoplankton. *Fundamental and Applied Limnology*, 148(4), 607–624. <https://doi.org/10.1127/archiv-hydrobiol/148/2000/607>
17. Tadonleke, R. D., Lazzarotto, J., Anneville, O., & Druart, J.-C. (2009). Phytoplankton productivity increased in Lake Geneva despite phosphorus loading reduction. *Journal of Plankton Research*, 31(10), 1179–1194. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbp063>.
18. Lehn H. (1980). Phytoplankton during the eutrophication phase of Lake Constance. *Verh. Ges. Oekol.* 1980. 8, 363–372.
19. Wang, L., Min, M., Li, Y., Chen, P., Chen, Y., Liu, Y., Wang, Y., & Ruan, R. (2009). Cultivation of green algae chlorella sp. in different wastewaters from

Municipal Wastewater Treatment Plant. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 162(4), 1174–1186. <https://doi.org/10.1007/s12010-009-8866-7> .

20. Harun, R., & Danquah, M. K. (2011). Influence of acid pre-treatment on microalgal biomass for bioethanol production. *Process Biochemistry*, 46(1), 304–309. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2010.08.027> .

21. Oswald, W. J. (2003). My sixty years in Applied Algology. *Journal of Applied Phycology*, 15(2–3), 99–106. <https://doi.org/10.1023/a:1023871903434> .

22. Park, J. B. K., Craggs, R. J., & Shilton, A. N. (2011). Wastewater treatment high rate algal ponds for biofuel production. *Bioresource Technology*, 102(1), 35–42. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.06.158> .

23. Abdel-Raouf, N., Al-Homaidan, A. A., & Ibraheem, I. B. M. (2012). Microalgae and wastewater treatment. *Saudi Journal of Biological Sciences*, 19(3), 257–275. <https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2012.04.005> .

24. Borowitzka, M. A. (2013). High-value products from microalgae—their development and commercialisation. *Journal of Applied Phycology*, 25(3), 743–756. <https://doi.org/10.1007/s10811-013-9983-9> .

25. Markou, G., & Georgakakis, D. (2011). Cultivation of filamentous cyanobacteria (blue-green algae) in agro-industrial wastes and Wastewaters: A Review. *Applied Energy*, 88(10), 3389–3401. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2010.12.042> .

26. *Процес біологічної ремедіації: природний спосіб очищення довкілля*. Державна екологічна інспекція Південно-Західного округу. (2025, February 11). <https://sw.dei.gov.ua/post/protses-biologichnoi-remediatsii-prirodniy-sposib-ochishchennya-dovkillya> .

27. Климчик О.М. (2016) Екологічні аспекти біотехнології. Біореємедіація. Наукові читання. Житомир, 2016. С. 60–66. <http://ir.polissiauniver.edu.ua/handle/123456789/5729>

28. А.І. Горова, С.М. Лисицька, А.В. Павличенко, Т.В. Скворцова. Біотехнології в екології : навч. посібник / – Дніпро. : Національний гірничий університет, 2012. – 184 с.

29. Климчик О. М. (2020) Технології біоремедіації водних екосистем. Водні і наземні екосистеми та збереження їх біорізноманіття. Зб. наук. праць. III Всеукр. наук.–практ. конф., 3–5 черв. 2020 р. – Житомир : Поліський нац. ун–т, 2020.

30. Улицький О.А., Пашкевич Л.П. (2023) Використання штаму мікроводорослі *Chlorella vulgaris* Polikarp для очищення прісних водойм від техногенних забруднень *Екологічні науки*, 2023, № 6(51). – С. 58–67. <https://doi.org/10.32846/2306–9716/2023.eco.6–51.9>.

31. Grishko, V., Zotsenko, V., Bogatko, N., & Ostrovskiy, D. (2024). Biological features, biotechnology, cultivation and areas of stagnation of microscopic single-cell algae of the genus chlorella: (review of the literature). *Scientific Messenger of LNU of Veterinary Medicine and Biotechnologies*, 26(101), 329–340. <https://doi.org/10.32718/nvlvet-a10150>.

32. ТУ У 03.0–36308885–001:2021. Технічні умови «ВИРОБИ З ХЛОРЕЛІ» ТОВ «Нафтогаз Інжиніринг», Київ 2017. 31 с.

33. Кулеш А.В. та ін. (2022). Дослідження: Вивчення умов культивування *Chlorellavulgaris* як тест–об’єкта у біотестуванні <https://dspace.nuph.edu.ua/bitstream/123456789/28034/1/146-147.pdf>.

34. Шило Д.О. (2022).: Підвищення ефективності очищення шахтних вод вугледобувного підприємства біотехнологічними методами: (магістерська робота).Дніпро. НТУ «Дніпровська політехніка», 54 с. [Електронний ресурс]. – URL: <https://ir.nmu.org.ua/server/api/core/bitstreams/d8689eb4-fbb3-43d7-a91e-fcdfe0c3d9eb/content>.

35. Рубрика(2024). *Непроста паста: чи є хлорела рішенням для очищення водойм.*: (Електронний ресурс). – URL: <https://rubryka.com/article/hlorela/>.

36. Музафаров А.М., Таубаєв Т.Т. Массовое культивирование протококковых водорослей в установках под открытым небом. Культивирование водорослей и высших водных растений в Узбекистане. Ташкент: ФАН УзССР, 1972. – 133 с.

37. Myers, J., & Graham, J.-R. (1961). On the mass culture of algae. III. light diffusers; high vs low Temperature Chlorellas. *Plant Physiology*, 36(3), 342–346. <https://doi.org/10.1104/pp.36.3.342> .

38. Takashi Furihata, Supreeya Pomprasirt.(1997). Characteristics of Sulfite Transport by *Chlorella vulgaris*. *Plant Cell Physiol.* 1997. 38(4), 398–403. <https://hero.epa.gov/reference/1709430/> .

39. Cortés, Alondra A., Sánchez-Fortún, Sebastián, García, Martha, & Bartolomé, Ma Carmen. (2018). Effects of ph on the growth rate exhibited of the wild-type and CD-resistant dictyosphaerium chlorelloides strains. *Limnetica*, (37), 229–238. <https://doi.org/10.23818/limn.37.19>

40. Jamal E., Luturmas A. (2016). Some eco–physiological responses of *Chlorella vulgaris* culture in different environmental conditions. *AACL Bioflux*. Vol. 9, Issue 5, 1030-1035. <https://www.limnetica.com/documentos/limnetica/limnetica-37-2-p-229.pdf>

41. Blair, M. F., Kokabian, B., & Gude, V. G. (2014). Light and growth medium effect on *Chlorella vulgaris* biomass production. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2(1), 665–674. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2013.11.005>

42. Feng, P., Deng, Z., Fan, L., & Hu, Z. (2012). Lipid accumulation and growth characteristics of *chlorella zofingiensis* under different nitrate and phosphate concentrations. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 114(4), 405–410. <https://doi.org/10.1016/j.jbiosc.2012.05.007> .

43. Jeong, H., Lee, J., & Cha, M. (2013). Energy efficient growth control of microalgae using photobiological methods. *Renewable Energy*, 54, 161–165. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2012.08.030> .

44. Левтун І.І. (2017). Біотехнологія культивування мікроводоростей *Chlorella vulgaris* з підвищеним вмістом ліпідів. *Дис. на зд. наук.ступ. к.т.н. спец. 03.00.20 – біотехнологія*. Київ: НТУУ «Київський політехнічний інститут ім. Ігоря Сікорського», 154 с.

45. Вінярська Г.Б., Боднар О.І., Бурега Н.В. [та ін.].(2017). Культивування *Chlorellavulgaris* у фотобіореакторі неперервної дії під впливом сонячної інсоляції. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка. Серія : Біологія*. 1. С. 67-73. http://nbuv.gov.ua/UJRN/NZTNPU_2017_1_12 .

46. Новіков Ю. Ю., Гладковський Д.В., Пашкевич Л.П., Адамський О.В. Автоматизований комплекс по вирощуванню мікроводоростей «BIODRUM» : Патент на корисну модель UA 126380 U, Номер заявки u 2018 02206, Публікація відомостей: 11.06.2018, Бюл. № 11, 2018. – 4 с.

47. Ulytskyi, O., Pashkevych, L., Petruk, R., Dyachenko, N. (2025). Methods of Slana River restoration to improve the state of ecosystem. *Journal Environmental Problems*, 10(4), 420–430.<https://doi.org/10.23939/ep2025.04.420>.

48. Петрук Р.В., Пашкевич Л.П. (2024). Екологічна безпечні технології вилучення важких металів з інфільтрату сміттєзвалищ. *Сучасні Технології Будівництва*, 37(2), с. 208–214. <https://doi.org/10.31649/2311-1429-2024-2-208-214> .

49. Odum, E.P. (1983) Basic Ecology. CBS College Publishing, New York, 689

50. Becker, W. (2003). Microalgae for aquaculture: The nutritional value of microalgae for Aquaculture. *Handbook of Microalgal Culture*, 380–391. <https://doi.org/10.1002/9780470995280.ch21>

51. Mahato, A. K., Shah, D. N., & Tachamo-Shah, R. D. (2024). Evaluation of freshwater springs utilizing benthic macroinvertebrates as key bioindicators in the Panchadewal Binayak municipality, Middle Karnali watershed, Nepal. *Nepal Journal of Environmental Science*, 12(1), 19–28. <https://doi.org/10.3126/njes.v12i1.60000> .

52. Singh, R., Birru, R., & Sibi, G. (2017). Nutrient removal efficiencies of <i>Chlorella vulgaris</i> from urban wastewater for reduced eutrophication. *Journal of Environmental Protection*, 08(01), 1–11. <https://doi.org/10.4236/jep.2017.81001> .

53. Bulynina, S. S., Ziganshina, E. E., & Ziganshin, A. M. (2023). Growth efficiency of *Chlorella sorokiniana* in synthetic media and unsterilized domestic wastewater. *BioTech*, 12(3), 53. <https://doi.org/10.3390/biotech12030053>.

54. Wang, Z., Zhang, Z., Xia, L., Farías, M. E., Sánchez, R. M., Belfiore, C., Montes, M. L., Tian, X., Chen, J., & Song, S. (2022). Sulfate induced surface modification of *Chlorella* for enhanced Mercury Immobilization. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(4), 108156. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.108156>.

55. Subashchandrabose, S. R., Venkateswarlu, K., Venkidusamy, K., Palanisami, T., Naidu, R., & Megharaj, M. (2019). Bioremediation of soil long-term contaminated with PAHs by algal–bacterial synergy of *Chlorella* sp. MM3 and *Rhodococcus wratislaviensis* strain 9 in slurry phase. *Science of The Total Environment*, 659, 724–731. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.453>.

56. Kyratzopoulou, E., Kyzaki, N., Malletzidou, L., Nerantzis, E., & Kazakis, N. A. (2025). The efficiency of *Chlorella vulgaris* in heavy metal removal: A comparative study of mono- and multi-component metal systems. *Clean Technologies*, 7(2), 35. <https://doi.org/10.3390/cleantechnol7020035>.

57. Vale, M. A., Ferreira, A., Pires, J. C. M., & Gonçalves, A. L. (2020). CO₂ capture using microalgae. *Advances in Carbon Capture*, 381–405. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-819657-1.00017-7>.

58. Petruk, R. V., & Pashkevych, L. P. (2025). Environmental and economic analysis of Environmental Protection Technologies of Microalga strain *Chlorella vulgaris* Polikarp utilization. *Visnyk of Vinnytsia Politechnical Institute*, 183(6), 7–18. <https://doi.org/10.31649/1997-9266-2025-183-6-7-18>.

59. V. Grishko, V. Zotsenko, N. Bogatko, D. Ostrovskiy. (2024). Biological features, biotechnology, cultivation and areas of stagnation of microscopic single-cell algae of the genus *Chlorella*: (review of the literature) *Scientific Messenger LNUVMB. Series: Agricultural sciences*, 26 (101). <https://nvlvet.com.ua/index.php/agriculture/article/view/5440>.

60. Wang, L., Addy, M., Lu, Q., Cobb, K., Chen, P., Chen, X., Liu, Y., Wang, H., & Ruan, R. (2019). Cultivation of *Chlorella vulgaris* in sludge extracts: Nutrient removal and algal utilization. *Bioresource Technology*, 280, 505–510. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.02.017> .
61. Kirsanova, V. (2020). The expediency of cultivating and using microalgae (*Chlorella*) as organic fertilizers. *Ecological Sciences*, (1(28)), 324–327. <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2020.eco.1-28.52> .
62. Stevenson, R. J., Bothwell, M. L., & Lowe, R. L. (1996). *Algal ecology: Freshwater benthic ecosystems*. Academic Press. <https://shop.elsevier.com/books/algal-ecology/stevenson/978-0-12-668450-6>
63. Miranda, A. M., Hernandez-Tenorio, F., Ocampo, D., Vargas, G. J., & Sáez, A. A. (2022). Trends on CO₂ capture with microalgae: A bibliometric analysis. *Molecules*, 27(15), 4669. <https://doi.org/10.3390/molecules27154669> .
64. Kumar, K., Mishra, S. K., Choi, G.-G., & Yang, J.-W. (2015). CO₂ sequestration through algal biomass production. *Algal Biorefinery: An Integrated Approach*, 35–57. https://doi.org/10.1007/978-3-319-22813-6_2 .
65. Ashwaniy, V. R. V., Perumalsamy, M., & Pandian, S. (2020). Enhancing the synergistic interaction of microalgae and bacteria for the reduction of organic compounds in petroleum refinery effluent. *Environmental Technology & Innovation*, 19, 100926. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.100926> .
66. Li, X., Yang, C., Zeng, G., Wu, S., Lin, Y., Zhou, Q., Lou, W., Du, C., Nie, L., & Zhong, Y. (2020). Nutrient removal from swine wastewater with growing microalgae at various zinc concentrations. *Algal Research*, 46, 101804. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2020.101804> .
67. K.C.A, J., Alam, M. Z., W. A., M., B. Y., K., J., A., & Hossain, A. T. (1970). Removal of nitrate and phosphate from municipal wastewater sludge by *Chlorella vulgaris*, *Spirulina platensis* and *Scenedesmus quadricauda*. *IIUM Engineering Journal*, 12(4). <https://doi.org/10.31436/iiumej.v12i4.214> .

68. ГОСТ 3351–74, ДСТУ 4077–2001, ДСТУ ISO 6059:2003, ГОСТ 26449.1– 85, ДСТУ ISO 9963–1:2007, ДСТУ ISO 6060:2003, ГОСТ 17.1.4.01–80, ДСТУ ISO 5813:2004.

69. Романенко В.Д. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод. Київ, 2006. 408 с.

70. Poulton, B. C., Allert, A. L., Besser, J. M., Schmitt, C. J., Brumbaugh, W. G., & Fairchild, J. F. (2009). A macroinvertebrate assessment of Ozark streams located in lead–zinc mining areas of the viburnum trend in southeastern Missouri, USA. *Environmental Monitoring and Assessment*, 163(1–4), 619–641. <https://doi.org/10.1007/s10661-009-0864-2>.

71. Byrne, P., Wood, P. J., & Reid, I. (2012). The impairment of river systems by Metal Mine Contamination: A review including remediation options. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 42(19), 2017–2077. <https://doi.org/10.1080/10643389.2011.574103>.

72. Lewin, J., and Macklin, M. G. (1986). Metal mining and floodplain sedimentation in Britain. In Gardiner, V. (Ed.), *International Geomorphology*. London: Wiley. Part I. 1009–1027. https://www.academia.edu/52257283/Metal_mining_and_floodplain_sedimentation_in_Britain.

73. Ren, J., & Packman, A. I. (2004). Stream-subsurface exchange of zinc in the presence of silica and kaolinite colloids. *Environmental Science & Technology*, 38(24), 6571–6581. <https://doi.org/10.1021/es035090x>.

74. Morillo, J., Usero, J., & Gracia, I. (2002). Partitioning of metals in sediments from the Odiel River (Spain). *Environment International*, 28(4), 263–271. [https://doi.org/10.1016/s0160-4120\(02\)00033-8](https://doi.org/10.1016/s0160-4120(02)00033-8).

75. Kapr, M. (2025, February 17). Ekologická Katastrofa na Rieke Slaná trvá Už Tri Roky. Situácia je stále vážna. <https://standard.sk/884904/ekologicka-katastrofa-na-rieke-slana-trva-uz-tri-roky-situacia-je-stale-vazna>.

76. Baňa znečisťuje rieku slaná tri roky. Vytokanie banských vôd MÁ Zastaviť Projekt za 740-tisíc. (n.d.). <https://gemer.korzar.sme.sk/c/23436251/bana->

znecistuje-rieku-slana-tri-roky-vytekane-banskych-vod-ma-zastavit-projekt-za-740-tisic.html

77. Mihók Ján. (1996). Bansko – úpravárenský závod SIDERIT Nižná Slaná. *Acta Montanistica Slovaca Ročník*, 2, 125–136. https://www.researchgate.net/publication/26401872_Mining_-_processing_establishment_SIDERIT_Nina_Slana

78. Sasvári, T, Maťo, L. a Mihók, J. (1996). Štruktúrne a mineralogické zhodnotenie severnej časti rudného poľa Nižná Slaná – poznatky k indíciám výskytu telies sideritu v hlbších úrovniach vyťažených ložísk Ignác a Gampel. *Acta Montanistica Slovaca*, 1 (4), 261–280. https://researchgate.net/publication/26401826_Structural_and_mineralogical_evaluation_of_the_northern_part_of_the_Nizna_Slana_ore_field_the_knowledges_to_in_ditions_on_deep-seated_continuation_of_siderite_bodies_of_the_exploitated_deposits_Ignac_a

79. Kobza, J., Barančíková, G., Makovníková, J., Pálka, B., Styk, J., & Širáň, M. (2017). Current state and development of land degradation processes based on soil monitoring in Slovakia. *Agriculture (Pol'nohospodárstvo)*, 63(2), 74–85. <https://doi.org/10.1515/agri-2017-0007> .

80. Curlík, J.; Šefčík, P. Geochemický atlas Slovenskej republiky. Geochemical atlas of the Slovak Republic. SSCRI: Bratislava, Slovakia, 1999.

81. Tymurova, L. E., Faichuk, V. V., Katkov, M. V., & Pashkevych, L. P. (2025). A new system of using Bioplateau for cleaning rivers in the mountain runway formation area. *Visnyk of Vinnytsia Politechnical Institute*, 179(2), 32–38. <https://doi.org/10.31649/1997-9266-2025-179-2-32-38> .

82. Гриньова, Я., Криштоп, Є. (2021). «Проблеми забруднення навколишнього середовища важкими металами та шляхи їх подолання», *Науковий журнал «Інженерія природокористування»*, (1(19), с. 111–119. http://nbuv.gov.ua/UJRN/Iprk_2021_1_18 .

83. Файчук В. В., Пашкевич Л. П., Петрук Р. В. (2025). Біологічне очищення стічних вод за допомогою хлорели. *The 9th International scientific and*

practical conference «Global trends in science and education» (September 22–24, 2025) SPC “Sci-conf.com.ua”, Kyiv, Ukraine, 52–54. <https://sciconf.com.ua/ix-mizhnarodna-naukovo-praktichna-konferentsiya-global-trends-in-science-and-education-22-24-09-2025-kiyiv-ukrayina-arhiv/>.

84. Ishchenko, V. (2018). Prediction of heavy metals concentration in the leachate: A case study of ukrainian waste. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 20(3), 1892–1900. <https://doi.org/10.1007/s10163-018-0740-7>.

85. Mehmood, M. K., Adetutu, E., Nedwell, D. B., & Ball, A. S. (2009). In situ microbial treatment of landfill leachate using aerated lagoons. *Bioresource Technology*, 100(10), 2741–2744. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.11.031>.

86. Hussein, M. H., Abdullah, A. M., Badr El Din, N. I., & Mishafa, E. S. (2017). Biosorption potential of the microchlorophyte *chlorella vulgaris* for some pesticides. *Journal of Fertilizers & Pesticides*, 08(01). <https://doi.org/10.4172/2471-2728.1000177>.

87. Krishnamurti, G. S., Subashchandrabose, S. R., Megharaj, M., & Naidu, R. (2013). Assessment of bioavailability of heavy metal pollutants using soil isolates of *chlorella* sp.. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(12), 8826–8832. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-1799-2>.

88. Hulich, M. P., Petrenko, O. D., & Kharchenko, O. O. (2025). Determination of heavy metals content in agriculture products in regions suffered from hostilities: First results. *Environment & Health*, (1 (114)), 24–30. <https://doi.org/10.32402/dovkil2025.01.024>.

89. Singh, V., & Mishra, V. (2019). Bioremediation of nutrients and heavy metals from wastewater by microalgal cells: Mechanism and kinetics. *Microbial Genomics in Sustainable Agroecosystems*, 319–357. https://doi.org/10.1007/978-981-32-9860-6_16.

90. Wang, J., & Qiao, Z. (2024). A comprehensive review of Landfill Leachate Treatment Technologies. *Frontiers in Environmental Science*, 12. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2024.1439128>.

91. Xiang, R., Wei, W., Mei, T., Wei, Z., Yang, X., Liang, J., & Zhu, J. (2025). A review on landfill leachate treatment technologies: Comparative analysis of methods and process innovation. *Applied Sciences*, 15(7), 3878. <https://doi.org/10.3390/app15073878>.
92. Jaradat, A. Q., Telfah, D. B., & Ismail, R. (2021). Heavy metals removal from landfill leachate by coagulation/flocculation process combined with continuous adsorption using eggshell waste materials. *Water Science and Technology*, 84(12), 3817–3832. <https://doi.org/10.2166/wst.2021.493>.
93. Mojiri, A., Zhou, J. L., Ratnaweera, H., Ohashi, A., Ozaki, N., Kindaichi, T., & Asakura, H. (2020). Treatment of landfill leachate with different techniques: An overview. *Journal of Water Reuse and Desalination*, 11(1), 66–96. <https://doi.org/10.2166/wrd.2020.079>.
94. Abbas. (2009). Review on landfill leachate treatments. *American Journal of Applied Sciences*, 6(4), 672–684. <https://doi.org/10.3844/ajassp.2009.672.684>.
95. Jiang, X., Yin, X., Tian, Y., Zhang, S., Liu, Y., Deng, Z., Lin, Y., & Wang, L. (2022). Study on the mechanism of biochar loaded typical microalgae chlorella removal of cadmium. *Science of The Total Environment*, 813, 152488. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152488>.
96. Методичні рекомендації із збирання, утилізації та знешкодження фільтрату полігонів побутових відходів.(Затверджені наказом Міністерства регіонального розвитку, будівництва та житлово–комунального господарства України № 421 від 20.08.2012 р.) <https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/v0421858-12#Tex>.
97. Salimi, A., Ghanbarizadeh, P., Mirvakili, A., & Moheimani, N. R. (2025). Optimizing heavy metal remediation of synthetic wastewater using *Chlorella vulgaris* and *Sargassum angustifolium*: A comparative analysis of biosorption and bioaccumulation techniques. *Science of The Total Environment*, 992, 179938. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.179938>.

98. Mohammadi, A., & Mahmoudnia, F. (2023). Biological treatment of heavy metals with algae. *Heavy Metals - Recent Advances*. <https://doi.org/10.5772/intechopen.110301>.
99. Travieso L., Cañizares R.O., Borja R., Benítez F., Domínguez A.R., Dupeyrón R., Valiente V. (1999). Heavy Metal Removal by Microalgae. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 62:144-151 https://www.academia.edu/52089954/Heavy_Metal_Removal_by_Microalgae.
100. Anjos, M., Fernandes, B. D., Vicente, A. A., Teixeira, J. A., & Dragone, G. (2013). Optimization of CO₂ bio-mitigation by chlorella vulgaris. *Bioresource Technology*, 139, 149–154. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.04.032>.
101. Fang, Y., Cai, Y., Zhang, Q., Ruan, R., & Zhou, T. (2024). Research status and prospects for bioactive compounds of chlorella species: Composition, extraction, production, and biosynthesis pathways. *Process Safety and Environmental Protection*, 191, 345–359. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2024.08.114>.
102. Aly, S. M., ElBanna, N. I., & Fathi, M. (2023). Chlorella in aquaculture: Challenges, opportunities, and disease prevention for sustainable development. *Aquaculture International*, 32(2), 1559–1586. <https://doi.org/10.1007/s10499-023-01229-x>.
103. Баландюх Ю.А. Утилізація надлишкової біомаси гідробіонтів в технологіях біологічного очищення поверхневих вод: дис. канд. техн. наук : 21.06.01. Львів, 2021. 136 с.
104. Keshavarz, M. H., Shirazi, Z., & Eskandari, P. (2022). A simple assessment of toxicity towards Chlorella vulgaris of organic aromatic compounds in environmental protection. *Process Safety and Environmental Protection*, 163, 669–678. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2022.05.074>.
105. Huesemann, M., Chavis, A., Edmundson, S., Rye, D., Hobbs, S., Sun, N., & Wigmosta, M. (2017). Climate-simulated raceway pond culturing: Quantifying the maximum achievable annual biomass productivity of Chlorella Sorokiniana in

the Contiguous USA. *Journal of Applied Phycology*, 30(1), 287–298. <https://doi.org/10.1007/s10811-017-1256-6>.

106. Malakootian, M., Yousefi, Z., & Limoni, Z. K. (2019). Removal of lead from battery industry wastewater by *chlorella vulgaris* as green micro-algae (case study: Kerman, Iran). *Desalination and Water Treatment*, 141, 248–255. <https://doi.org/10.5004/dwt.2019.23485>.

107. Ricceri, F., Malaguti, M., Derossi, C., Zanetti, M., Riggio, V., & Tiraferri, A. (2022). Microalgae biomass concentration and reuse of water as new cultivation medium using ceramic membrane filtration. *Chemosphere*, 307, 135724. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135724>.

108. Методика розрахунку розмірів відшкодування збитків, заподіяних державі внаслідок порушення законодавства про охорону та раціональне використання водних ресурсів (затверджена наказом Міністерства охорони навколишнього природного середовища України № 389 від 20.07.2009), з подальшими редакціями.

109. Мельник, Л.Г. Екологічна економіка : підручник / Л.Г. Мельник. - 3-е вид. випр.і допов. - Суми : Університетська книга, 2006. - 367 с. URL: <http://essuir.sumdu.edu.ua/handle/123456789/45309>.

110. Методика определения экономической эффективности капитальных вложений. Держплан СРСР, Держбуд СРСР, 1969; оновлені редакції — 1977, 1981.

111. Підприємництво : Навч. посіб. для студ. вищ. навч. закл. / В. Г. Федоренко, М. П. Денисенко, М. М. Руженський та ін. — К.: МАУП, 2005. — 280 с.

112. Ulytskyi, O., Pashkevych, L., Petruk, R., & Dyachenko, N. (2025). Methods of restoration of the Slana River to improve the state of the ecosystem. *Environmental Problems*, 10(4), 420–430. <https://doi.org/10.23939/ep2025.04.420>

113. Richmond, A., Boussiba, S., Vonshak, A., & Kopel, R. (1993). A new tubular reactor for mass production of microalgae outdoors. *Journal of Applied Phycology*, 5(3), 327–332. <https://doi.org/10.1007/bf02186235>.

114. Кузнецов Є.Д., Владімірова М.Г. (1964). Залізо як фактор, лімітуючий ріст хлорели на середовищі Тамія, *Фізіологія рослин*. Т.11 (4), 615 – 619.
115. Методичні рекомендації щодо визначення концентрації патогенних-лептоспир з використанням напіврідких середовищ / Гулай О.В., Гулай В.В.,Обозненко Н.І., та ін. Київ : IBM НААН, 2023. 12 с. DOI: https://doi.org/10.31073/vet_biotech.meth2025.02.
116. «Біотехнологія ХХІ століття» (2023): матеріали XVII Міжнародної науково-практичної конференції, 19 травня 2023. Київ: КПІ ім. Ігоря Сікорського, 2023, 335с.
117. В.І.Щербак, Н.Є.Семенюк Інститут гідробіології НАН України, Фітопланктон як показник ступеня урбанізації внутрішніх водойм м. Києва, *Наук. праці УкрНДГМІ*. – Київ 2003. – Вип. 251 .
118. Зайцев Ю.П., Поликарпов Г.Г. (002).Экологические процессы в критических зонах Черного моря: Синтез результатов двух направлений исследований с середины XX до начала ХХІ веков, *Морской экологический журнал*, Том 1, вып.16, 33-55 .
119. Михайлюк Т.І. Водорості Канівського природного заповідника (Україна) : дис... канд. біол. наук: 03.00.05; Ін-т ботаніки ім. М. Г. Холодного НАН України. - К., 2000.. - 469 л. - Бібліогр.: л. 254-282.
120. Герасимова О. В. Дисертаційна робота "Флора водоростей водойм Дніпровсько-Орільського природного заповідника (Україна)" (2006 р.).
121. Фіторізноманіття заповідників і національних природних парків України. Ч.1. Біосферні заповідники. Природні заповідники / Колектив авторів під ред. В.А. Онищенко і Т.Л. Андрієнко. – Київ: Фітосоціоцентр, 2012. – 406 с.
122. Raida O.V. (2022).Autecological features and characteristics of diatoms (*Bacillariophyta* Karsten) in the lower reaches of the Vorskla River *ALGOLOGIA* Vol. 32 No. 2 , 133–151, <https://doi.org/10.15407/alg32.02.133> .
123. Михайлов Ю.П. Актуальні проблеми ботаніки та екології. Матеріали Міжнародної конференції молодих учених, присвяченої 120-річчю від дня народження Д.К. Зерова. – Полтава, 2015. – 160с.

124. Капустін Д.О., Царенко П.М. (2013). Особливості розподілу водоростей у різнотипних водоймах Поліського природного заповідника (УКРАЇНА), ISSN 0372-4123. *Ukr. Botan. Journ*, vol. 70, № 1
125. Щербак В.И., Семенюк Н.Е., Рудик-Леуская Н.Я. Акваландшафтное и биологическое разнообразие Национального природного парка «Нижнесульский», Украина / Под ред. В. И. Щербака. – Киев: Фитосоциоцентр, 2014. – 266 с.
126. Бурова, Ольга Володимирівна. Водорості Національного природного парку "Деснянсько-Старогутський" : монографія / О. В. Бурова, М. Д. Жежера ; за заг. ред. д-ра біол. наук, проф. П. М. Царенка. Суми: Університетська книга, 2013. 182 с. : рис. ISBN 978-966-680-647-8.
127. Виноградова О. М., Коваленко О. В. (2023). Синьозелені водорості Карпатського біосферного заповідника. *Ukrainianbotanicaljournal* 203-212.
128. Лялюк Н.М. «Біорізноманіття степової зони України: вивчення, збереження, відтворення» (з нагоди 10-річчя створення національного природного парку «Меотида») // Праці науково-технічної конференції (с.Урзуф, 16-18 жовтня 2019 року) / Серія «Conservation Biology in Ukraine». – Вип. 13 – Слов'янськ: Видавництво «Друкарський двір», 2019. – 316 с.

ДОДАТКИ

ДОДАТОК А. ДЕКЛАРАЦІЙНИЙ ПАТЕНТ НА КОРИСНУ МОДЕЛЬ



ДОДАТОК Б. ТЕХНІЧНІ УМОВИ ВИРОЩУВАННЯ ХЛОРЕЛИ

УКНД 65.120

ЗАТВЕРДЖЕНОДиректор
ТОВ «Нафтогаз Інжиніринг»

«16» травня 2021 р.

ВИРОБИ З ХЛОРЕЛИ
Технічні умови
ТУ У 03.0-36308885-001:2021
(Введено вперше)Дата надання чинності: «17» травня 2021 р.
Строк дії: без обмеження**РОЗРОБЛЕНО**

ТОВ «Нафтогаз Інжиніринг»

«16» травня 2021 р.

2

2021

Підп. і дата										
Взам. інв. №										
Інв. № дубл.										
Підп. і дата										
Інв. № підп.	Ли	Зм.	№ докум.	Підп.	Дата	ТУ У 03.0-36308885-001:2021 ВИРОБИ З ХЛОРЕЛИ Технічні умови	Лит	Лист	Листов	
	Розроб.						A	4	1	31
	Перев.						ТОВ «Нафтогаз Інжиніринг»			
	Т. контр.									
	Н. контр.									
	Затв.									

ДОДАТОК В. АКТИ ВПРОВАДЖЕННЯ ТЕХНОЛОГІЇ



Акт впровадження

04.02.2026

ЗАТВЕРДЖУЮ»
Директор ТОВ «Нафтогаз Інженіринг»
Харитонов П. М.
«04» лютого 2026 р.

Акт

впровадження результатів дисертаційної роботи Пашкевича Л.П.

Ми, що нижче підписалися, Шульга Леонід Миколайович – начальник дослідної лабораторії; Трейтак Олексій Дмитрович – провідний інженер; Жерегіна Христина Олександрівна – керівник напрямку біотехнологій, склали акт про те, що частина результатів докторської дисертаційної роботи Пашкевича Леоніда Полікарповича, які торкаються технології вирощування біомаси *Chlorella* штаму Polikarp у біогенераторі BIODRUM, використовуються у науково-практичній діяльності нашого підприємства, зокрема:

- у розгортанні технології вирощування біомаси та виробництва продуктів із біомаси згідно технічним умовам ТУ У 03.0-36308885-001:2021;
- у розробці методів та методик застосування біомаси суспензії хлорели для біоре mediaції прісних водойм;
- в обґрунтуванні оцінки впливу на довкілля (ОВД) та стратегічної екологічної оцінки (СЕО) згідно відповідних Законів України від 2017 та 2018 років;
- у розробці розділів робочих проектів з оцінки впливу на навколишнє середовище згідно ДБН А 2.2-1-2013.

Комісія також зазначає, що використання розробленої у дисертаційній роботі Пашкевича Л.П. комплексної технології вирощування та застосування мікроводорості *Chlorella* штаму Polikarp, як агента подвійної дії відновлення та індикації стану прісних водойм у тому числі техногенно забруднених, є корисним та підвищує ефективність відповідних природоохоронних проектів, висновків і звітів, які розробляє підприємство «Нафтогаз Інженіринг».

«04» лютого 2026 р.

 Шульга Л.М.
 Трейтак О.Д.
 Жерегіна Х.О.



МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ВІННИЦЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ ТЕХНІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ

бул. Хмельницьке шосе, 95, м. Вінниця, 21021, тел.: (0432) 56-08-48, (067) 437-30-01
 e-mail: vntu@vntu.edu.ua, код за ЄДРПОУ 02070693

№ _____ на № _____ від _____

«ЗАТВЕРДЖУЮ»
 Проректор з науково-педагогічної роботи
 та організації освітнього процесу
 Вінницького національного технічного університету,
 Олександр ПЕТРОВ

Акт

впровадження у навчальний процес підготовки бакалаврів, магістрів та докторів філософії
 результатів дисертаційної роботи
 Пашкевича Леоніда Полікарповича

Ми, що нижче підписалися: завідувач кафедри директора екології, хімії та технологій захисту довкілля (ЕХТЗД) Вінницького національного технічного університету (ВНТУ), к.т.н., доцент Іщенко В. А.; к.т.н., доцент кафедри ЕХТЗД Васильківський І. В.; д.т.н., професор кафедри ЕХТЗД Кватернюк С. М. склали цей акт про те, що у навчально-методичний процес та наукову роботу (ВНТУ) впроваджено результати дисертаційних досліджень здобувача вищої освіти третього рівня за спеціальністю 183-Технології захисту навколишнього середовища Пашкевича Л.П., а саме:

- лекційні, лабораторні та практичні заняття бакалаврської підготовки для студентів спеціальностей 101- «Екологія» та 183 – «Технології захисту навколишнього середовища» з дисциплін «Екологічна безпека», «Біотехнологія», «Мікробіологія та основи вірусології», «Екологічна токсикологія», та «Фізико-хімічні методи аналізу навколишнього середовища»;
- лекційні заняття для аспірантів з підготовки докторів філософії зі спеціальності 183- «Технології захисту навколишнього середовища» з дисциплін «Екологічна безпека агрохімікатів та промислових токсикантів», «Основи екологічної безпеки та управління ризиками».

У програмах зазначених дисциплін використані такі елементи науково-практичних досліджень: сучасні методи очищення водних об'єктів від важких металів, усунення розчиненого вуглекислого газу, зниження концентрації азотних сполук у воді, органічних забруднень, методи біоіндикації забруднених територій, сучасні методи і засоби виявлення, іммобілізації та знешкодження органічних речовин та деяких небезпечних відходів у водних об'єктах, загрози небезпечних компонентів твердих побутових відходів (ТПВ), оптимальні форми інтегрованого управління екологічною безпекою місць зберігання ТПВ, науково-обґрунтовані рекомендації застосування сучасних методів відновлення та очищення інфільтрату сміттєзвалищ, забруднених ґрунтів, а також особливості імплементації та інтеграції вітчизняного природоохоронного законодавства та нормативної бази у сфері очищення вод, і, особливо важкими металами, до стандартів ЄС.

Результатом впровадження у науково-навчальний процес матеріалів дисертаційного дослідження є підвищення ефективності наукової роботи студентів, а також якості підготовки фахівців з екології, хімії, екологічної безпеки та природоохоронних технологій.

«13» квітня 2026 р.

Іщенко В. А.

Васильківський І. В.

Кватернюк С. М.