

Міністерство освіти і науки України
Мелітопольський державний педагогічний університет
імені Богдана Хмельницького

Кваліфікаційна наукова
праця на правах рукопису

Чубченко Єлизавета Артемівна

УДК 631.468:631.82+631.468:633.18

ДИСЕРТАЦІЯ

ФІТОІНДИКАЦІЯ ЕВТРОФІКАЦІЇ

ВОДОЙМИЩ ПРИРОДНОГО ЗАПОВІДНИКУ

«ДНІПРОВСЬКО-ОРІЛЬСЬКИЙ»

101 – Екологія

10 – Природничі науки

Подається на здобуття наукового ступеня доктора філософії

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

_____ Чубченко Є.А.
(підпис, ініціали та прізвище здобувача)

Науковий керівник: Жуков Олександр Вікторович,
доктор біологічних наук, професор

Запоріжжя – 2026

АНОТАЦІЯ

Чубченко Є.А. Фітоіндикація евтрофікації водоймищ природного заповіднику «Дніпровсько-Орільський». – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора філософії за спеціальністю 101 – Екологія. – Мелітопольський державний педагогічний університет імені Богдана Хмельницького, 2026.

Дисертаційне дослідження присвячене оцінці трофічного стану водойм природного заповіднику «Дніпровсько-Орільський» на основі методу фітоіндикації. В дисертації встановлено залежність розподілу угруповань вищої водної рослинності заплавної екосистем заповідника від гідрохімічних, просторових, ґрунтових умов водойм заповідника та визначити рівень трофності водойм за наявності та домінування окремих видів вищої водної рослинності в межах природного заповіднику «Дніпровсько-Орільський».

Фітоіндикація дозволяє оцінити рівень впливу антропогенного навантаження на екологічний стан водойм заповідника шляхом гідротехнічних змін, рекреаційного тиску та стоків населених пунктів та впливу сільського господарства з меншими затратами в порівнянні з хроматографічним аналізом та молекулярними методами. Досліджено закономірності фітоіндикаційного зв'язку між типами болотних ґрунтів та структурою угруповань водних і прибережно-водних рослин. Встановлено, що формування рослинного покриву на ґрунтах зумовлюється комплексом гідрологічних та едафічних чинників, серед яких визначальними є рівень зволоження, кислотність, редокс-потенціал та трофність субстрату. Показано, що видовий склад і домінантна структура макрофітних угруповань достовірно відображають градієнти гідроморфності. За результатами ординаційного аналізу підтверджено статистично значущий зв'язок між видовою структурою макрофітів і показниками рН, вмістом органічного вуглецю, концентрацією амонійного азоту та глибиною залягання ґрунтових вод. Доведено, що

рослинність болотних екосистем виступає не лише індикатором, а й активним чинником трансформації ґрунтового профілю через процеси акумуляції органічної речовини та регуляцію кисневого режиму ризосфери. Отримані результати розширюють теоретичні уявлення про екологічні взаємозв'язки у гідроморфних екосистемах та можуть бути використані для моніторингу екологічного стану водних угідь в умовах кліматичних змін та антропогенного навантаження.

Домінування рудеральних і евтрофних видів є ознакою порушених екосистем. Проаналізовано структурно-функціональні особливості вищої водної рослинності, її видовий склад, екологічну диференціацію та індикаторні властивості щодо процесів евтрофікації. Встановлено закономірності поширення макрофітів різних трофічних груп залежно від гідрологічних умов, рівня біогенного навантаження та ступеня антропогенного впливу. Характерними рисами рудеральних вищих водних рослин є стійкість до евтрофікації, здатність до вегетативного розмноження та здатність до регенерації навіть з маленького фрагмента стебла. Визначений високий рівень пластичності видів, насамперед, до коливань рівня води та температур.

Показано, що домінування евтрофних і мезо-евтрофних видів, зокрема представників родин *Potamogetonaceae*, *Lemnaceae*, *Tyrphaceae* та *Ceratophyllaceae*, є надійним індикатором підвищеної концентрації сполук азоту і фосфору у водному середовищі та формують щільні ценози в умовах замулення та накопичення органічних сполук. Виявлено взаємозв'язок між інтенсивністю заростання водойм, змінами просторової структури фітоценозів та деградацією гідроекосистем.

За складом рослинності визначено особливості гідрологічного режиму у вигляді рівня обводнення, тривалості затоплення територій заповідника, стабільності водного режиму, коливання рівня води. Ступінь заростання та деградації водойм також охарактеризовано з використанням фітоіндикації на прикладі процесів заболочування, замулення, сукцесійних змін та втрати

відкритого плеса. Рослини індукують ряд гідрохімічних показників води: прозорість, вміст поживних речовин, наявність та рівень органічного забруднення, трофічний дисбаланс.

Фітоіндикація дозволяє оцінити трофічний стан, гідрологічні умови, рівень антропогенного навантаження та ступінь трансформації водних екосистем на основі індикаторних властивостей вищих водних рослин. Завдяки здатності вищих водних рослин акумулювати результат впливу факторів вони відображають сумарний ефект гідрологічного режиму, трофності, кислотності, забруднення. Зміна структури макрофітних угруповань часто передують суттєвим гідрохімічним зрушенням, що дозволяє та оцінювати напрям сукцесійних змін та евтрофікацію.

Результати дослідження підтверджують доцільність використання фітоіндикації як ефективного, екологічно обґрунтованого та економічно доступного методу моніторингу евтрофікації водних екосистем на територіях природно-заповідного фонду. Отримані дані можуть бути використані для розробки рекомендацій з охорони та відновлення водно-болотних угідь Дніпровсько-Орільського природного заповідника.

Ключові слова: фітотоксичність, евтрофікація, макрофіти, водорості, заплавні водойми, інвазії, природоохоронні території, гемеробія, адвентивні види, Дніпровсько-Орільський заповідник

ABSTRACT

Chubchenko, Ye. A. Phytoindication of eutrophication in reservoirs of the Dnipro-Orilsky Nature Reserve. The dissertation for the degree Doctor of Philosophy (Ph.D.) on a specialty 101 – Ecology. – Bogdan Khmelnytsky Melitopol State Pedagogical University.

The dissertation research is devoted to assessing the trophic status of water bodies in the Dnipro-Orilsky Nature Reserve based on the phytocenosis method. The dissertation establishes the dependence of the distribution of higher aquatic vegetation groups of floodplain ecosystems of the reserve on the hydrochemical, spatial, and soil conditions of the reservoirs of the reserve and determines the level of trophicity of reservoirs in the presence and dominance of certain species of higher aquatic vegetation within the Dniprovsko-Orilskyi nature reserve.

Phytoindication allows assessing the level of impact of anthropogenic load on the ecological state of the reserve's reservoirs through hydraulic changes, recreational pressure and runoff from settlements and the impact of agriculture with lower costs compared to chromatographic analysis and molecular methods. The regularities of the phytoindication relationship between the types of swamp soils and the structure of aquatic and coastal aquatic plant communities have been studied. It has been established that the formation of plant cover on soils is determined by a complex of hydrological and edaphic factors, among which the determining ones are the level of moisture, acidity, redox potential and trophicity of the substrate. It has been shown that the species composition and dominant structure of macrophyte communities reliably reflect hydromorphic gradients. According to the results of ordination analysis, a statistically significant relationship was confirmed between the species structure of macrophytes and pH indicators, organic carbon content, ammonium nitrogen concentration and groundwater depth. It was proven that the vegetation of swamp ecosystems acts not only as an indicator, but also as an active factor in the transformation of the soil profile through the processes of organic matter accumulation and regulation of the oxygen regime of the rhizosphere. The results obtained expand theoretical ideas about ecological relationships in hydromorphic

ecosystems and can be used to monitor the ecological state of water bodies under conditions of climate change and anthropogenic load.

The dominance of ruderal and eutrophic species is a sign of disturbed ecosystems. The structural and functional features of higher aquatic vegetation, its species composition, ecological differentiation and indicator properties regarding eutrophication processes have been analyzed. The patterns of distribution of macrophytes of different trophic groups depending on hydrological conditions, the level of biogenic load and the degree of anthropogenic impact have been established. The characteristic features of ruderal higher aquatic plants are resistance to eutrophication, the ability to vegetative reproduction and the ability to regenerate even from a small fragment of the stem. A high level of plasticity of species has been determined, primarily to fluctuations in water level and temperatures.

It is shown that the dominance of eutrophic and meso-eutrophic species, in particular representatives of the families Potamogetonaceae, Lemnaceae, Typhaceae and Ceratophyllaceae, is a reliable indicator of increased concentrations of nitrogen and phosphorus compounds in the aquatic environment and forms dense cenoses under conditions of siltation and accumulation of organic compounds. A relationship between the intensity of overgrowing of water bodies, changes in the spatial structure of phytocenoses and degradation of hydroecosystems has been revealed.

The composition of vegetation determines the features of the hydrological regime in the form of the level of flooding, the duration of flooding of the reserve territories, the stability of the water regime, and fluctuations in the water level. The degree of overgrowth and degradation of water bodies is also characterized using phytoindication, for example, in the form of processes of waterlogging, silting, successional changes, and loss of open reaches. Plants induce a number of hydrochemical indicators of water: transparency, nutrient content, presence and level of organic pollution, and trophic imbalance.

Phytoindication allows to assess the trophic state, hydrological conditions, the level of anthropogenic load and the degree of transformation of aquatic ecosystems based on the indicator properties of higher aquatic plants. Due to the ability of higher

aquatic plants to accumulate the result of the influence of factors, they reflect the total effect of the hydrological regime, trophicity, acidity, pollution. A change in the structure of macrophyte communities is often preceded by a significant hydrochemical shift, which allows to assess the direction of successional changes and eutrophication.

The results of the study confirm the feasibility of using phytoindication as an effective, environmentally sound and economically affordable method of monitoring eutrophication of aquatic ecosystems in the territories of the nature reserve fund. The data obtained can be used to develop recommendations for the protection and restoration of wetlands of the Dnipro-Orilsky Nature Reserve.

Key words: phytotoxicity, eutrophication, macrophytes, algae, floodplains, invasions, nature conservation areas, hemerobia, adventitious species, Dnipro-Orilsky Reserve

Список публікацій здобувача, в яких висвітлено основні наукові результати дисертації у виданнях, які включені до наукометричних баз Web of Science та Scopus

1. Zhukov O, Kunakh O, Bondarev D, Chubchenko Y (2022) Extraction of macrophyte community spatialvariation allows to adapt the macrophyte biological index for rivers to the conditions of the middle Dnipro river. *Limnologica* 97:126036. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2022.12603675> (**Scopus – 2-й кuartиль**) (особистий внесок: аналітичний огляд, підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків).
2. Fedonenko, E. V., Kunakh, O. M., Chubchenko, Y. A., & Zhukov, O. V. (2022). Application of remote sensing data for monitoring eutrophication of floodplain water bodies. *Biosystems Diversity*, 30(2), 179–190. <https://doi.org/10.15421/012219> (**Web of Science, Scopus – 3-й кuartиль**) (особистий внесок: аналітичний огляд, підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків).

Публікації в наукових фахових виданнях України

3. Chubchenko, Y. A. (2025) Diversity of species of higher aquatic plants of Lake Somivka (Dniprovsko-Orilskyi Nature Reserve). *Ecology and Noospherology*, 36(1), 64–69 <https://doi:10.15421/032508>
4. Чубченко Є.А., Губанова Н.Л. (2025) Фітопланктон як показник рівня евтрофікації річки промислових регіонів степової зони України. *Ecology and Noospherology*, 36 (2), 129 – 137 <https://doi.org/10.15421/032516>

Список публікацій, які засвідчують апробацію матеріалів дисертації

5. Чубченко Є.А., Губанова Н.Л. (2024). Накопичення радіонуклідів природного та штучного походження вищими водними рослинами на прикладі роду *Ceratophyllum demersum*. Збірник матеріалів ІХ з'їзду Гідроекологічного товариства України. “Перспективи гідроекологічних досліджень в контексті

локальних та глобальних наслідків ведення воєнних дій” (вересень, 18-20, 2024) Дніпро, Україна. 2024. 285 с. (особистий внесок: аналітичний огляд, підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків).

6. Губанова Н.Л., Чубченко Є.А. Функціональне значення вищих водних рослин заповідних територій степового Придніпров'я. Біорізноманіття та роль тварин в екосистемах: Матеріали XII Міжнародної наукової конференції присвяченої 105-річчю Дніпровського Національного Університету імені Олеся Гончара. – Дніпро: Середняк Т. К., 2023. – с. 74-75 (особистий внесок: аналітичний огляд, підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків).

7. Сидоренко К.Є., Чубченко Є.А., Губанова Н.Л. Якість води як основний фактор в аквакультурі. Актуальні проблеми підвищення якості та безпека виробництва й переробки продукції тваринництва: матеріали Міжнародної науково-практичної конференції (м. Дніпро, 20 жовтня 2022 р.): Дніпровський ДАЕУ. – Дніпро, 2022. – 185 с. (особистий внесок: аналітичний огляд, підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків).

8. Чубченко Є.А., Якимчук О.В., Губанова Н.Л. (2023). Видове різноманіття макрофітів окремих ділянок водойм Дніпровсько-Орільського заповідника Регіональні аспекти флористичних і фауністичних досліджень Чернівці, (12–13 жовтня 2023 р.) (особистий внесок: аналітичний огляд, підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків).

9. Чубченко Є.А., Губанова Н.Л. (2025) Екологічні чинники, що визначають поширення *Salvinia natans* у водоймах природного заповідника «Дніпровсько-Орільський» Сучасні проблеми раціонального використання водних біоресурсів: VII Міжнародна науково-практична конференція, м. Київ, 30-31 жовтня 2025 р.: Збірник матеріалів. Київ: Проформат, 2025. С. 153-156

(особистий внесок: аналітичний огляд, підбір та опрацювання літератури, збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків)

10. Чубченко Є.А. Водяний мох (*Fontinalis antipyretica* Hewd.) як індикатор якості природних водойм заповідника Дніпровсько-Орільський. Науково-практична конференція присвячена 35-річчю природного заповідника «Дніпровсько-Орільський»: Збірник наукових праць, м. Дніпро, 15-16 вересня 2025р. Дніпро: Журфонд С. 171 – 173 (особистий внесок: аналітичний огляд, підбір та опрацювання літератури, збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків)

11. Чубченко Є.А. Біолого-екологічна характеристика елодеї канадської (*Elodea canadensis* Michx) в водоймах заповідника Дніпровсько-Орільський. Біотехнологія, екологія, тваринництво та природокористування: сучасні виклики та забезпечення сталого розвитку [Електронний ресурс]: матеріали Всеукр. наук. конф. здобувачів вищої освіти і молодих учених, 11 листопада 2025 р. / Держ. біотехнол. ун-т. – Х., 2025, С. 132-133 – Електронні текстові дані. – Режим доступу: <http://btu.kharkov.ua/nauka/konferentsiyi/>

12. Чубченко Є.А., Пашко Я. В. Видове різноманіття гідробіонтів як індикатор евтрофікації заплавної водойми Дніпровсько-Орільського природного заповідника. Міжнародна науково-практична конференція «Innovation and modern technologies for the development of science», 12-14 січня 2026 р., Прага, Чехія, 2026, С. 29-30 <https://eu-conf.com/events/innovation-and-modern-technologies-for-the-development-of-science>

ЗМІСТ

ВСТУП	13
Розділ 1. ТЕОРЕТИЧНІ ЗАСАДИ ФІТОІНДИКАЦІЇ ЕВТРОФІКАЦІЇ ВОДОЙМ (літературний огляд)	19
1.1 Сучасні дослідження водойм заповідних територій степу України.....	19
1.2 Біоіндикація та фітоіндикація стану водних екосистем	23
1.3 Гідрологічні та просторові чинники евтрофікації заплавної водойми річки Дніпро	25
Розділ 2. ФІЗИКО-ГЕОГРАФІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА РАЙОНУ ДОСЛІДЖЕНЬ.....	32
2.1 Географічне положення та природні умови заповідника	32
2.2 Типи водойм і їх екологічні особливості.....	34
Розділ 3. МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИКА ДОСЛІДЖЕНЬ.	41
3.1 Характеристика пробних площ	41
3.2. Методи фітоіндикаційної оцінки.....	42
3.2.1. Біологічний індекс макрофітів для річок	42
3.2.2 Макрофітний індекс.....	42
3.2.3 Трофічний індекс макрофітів	43
3.2.4. Середній трофічний ранг	44
3.2.5 Індекс макрофітів для річок.....	44
3.2.6 Спектральні показники для оцінки якості води за даними ДЗЗ	45
3.3 Статистичні методи обробки даних	47
Розділ 4. СТРУКТУРА МАКРОФІТНИХ УГРУПОВАНЬ ВОДОЙМ ДНІПРОВСЬКО-ОРІЛЬСЬКОГО ПРИРОДНОГО ЗАПОВІДНИКА.	50
4.1 Просторово-екологічні чинники формування угруповань водних макрофітів	50
4.2. Видовий склад та структура розподілу макрофітів Дніпровсько- Орільського природного заповідника.	68
4.3. Функціональна роль макрофітів у водних екосистемах	94
Висновки до розділу	99

Розділ 5 ОЦІНКА РІВНЯ ЕВТРОФІКАЦІЇ ВОДОЙМ ДНІПРОВСЬКО-ОРІЛЬСЬКОГО ЗАПОВІДНИКА НА ОСНОВІ ФІТОІНДИКАЦІЇ.....	101
5.1. Аналіз моніторингових досліджень видового різноманіття досліджених ділянок водойм Дніпровсько-Орільського природного заповідника	101
5.2. Вплив ендогенних факторів на гідроценози заповідника в сучасних умовах.....	123
5.3 Диференціація угруповань макрофітів природного заповідника «Дніпровсько-Орільський»	126
Висновки до розділу	137
ВИСНОВКИ.....	139
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	141
ДОДАТКИ.....	152

ВСТУП

Обґрунтування вибору теми дослідження. Евтрофікація є однією з найпоширеніших форм антропогенного впливу на водні екосистеми, що супроводжується надмірним збагаченням водою біогенними елементами, зокрема азотом і фосфором [1]. Це призводить до збільшення продуктивності, змін у видового складі рослинності [2] та зменшення біорізноманіття. В умовах заповідних територій, таких як Дніпровсько-Орільський природний заповідник, де збереження природних екосистем є пріоритетом, своєчасне виявлення початкових проявів евтрофікації є важливим для підтримання екологічної рівноваги [3].

Забруднення води впливає на здоров'я людини та довкілля. Зниження якості води призвело до зниження екологічної цілісності та економічної цінності прісноводних екосистем у всьому світі. Збільшення кількості органічних відходів у воді призводить до росту мікроорганізмів, які можуть викликати евтрофікацію [4].

Евтрофікація як процес, що призводить до збільшення первинної продукції у воді, відбувається під впливом ряду чинників, які збільшують кількість біогенних речовин та призводять до порушення балансу в системі [5]. Евтрофікація може виникати у водоймах різноманітного походження, проте особливої загрози набувають ті, що мають низьку швидкість течії та гідрологічні властивості [4], [6].

Дніпровсько-Орільський природний заповідник розташований у центрі промислової агломерації в зоні інтенсивного промислового впливу [7]. Трикутник Дніпро-Запоріжжя-Кривий Ріг був визнаний територією, яка сильно постраждала від забруднюючих речовин, що утворюються внаслідок багатьох видів діяльності, включаючи важку промисловість, нафтопереробку, металургію, нафтохімію, гірничодобувну промисловість та енергетику. Режим заповідної території створює умови для відновлення популяцій тварин і рослин і їх розселення в навколишні екосистеми [8]. Біорізноманіття заповідника є чинником підтримки функціональної стійкості екосистем як на

території заповідника, так і в його безпосередній близькості [9]. Погіршення якості води, що проявляється у підвищенні концентрації поживних речовин і каламутності, зменшенні вмісту розчиненого кисню, є шкідливим для виживання, росту та розмноження прісноводних тварин [10]. Евтрофікація та пов'язане з нею забруднення є значними негативними факторами, що впливають на якість середовища існування [1].

Збільшення зв'язності та різноманітності типів водних тіл у деградованих заплавах збільшує біорізноманіття та сприяє функціональному та екологічному відновленню річкового ландшафту [11]. Сполученість водойм забезпечує міграційні можливості для популяцій рослин і тварин і є умовою кругообігу видів. Також зв'язність забезпечує обмін водними масами та міграцію біогенних і токсикантів у гідрологічній мережі [12].

Продуктивний потенціал водойм і водообмін створює специфічний екологічний режим і умови життя біоти [13]. Система озер може бути концентратором токсичних речовин і надлишку поживних речовин і, таким чином, може діяти як екосистемний фільтр, який очищає воду в басейні річки Дніпро. Будівництво дамб на річках може призвести до зміни водного потоку та кругообігу поживних речовин через перешкоди для надходження основних поживних речовин та стати причиною евтрофікації та дефіциту кисню [14].

Для визначення рівня евтрофікації та попередження її розвитку застосовують різні методи, одним із яких є фітоіндикація - науковий напрямок, основою якого є оцінка екологічних факторів, або екосистем за допомогою флористичних ознак видів, угруповань та взаємовідносин між ними. Різноманітні індикаторні властивості рослинності є показниками умов довкілля. Індикаційна роль рослинності визначається об'ємом інформації про умови середовища, що отримана за допомогою індикаторів. Індикаторними ознаками виступають різноманітні властивості рослинності, які є показниками будь-яких умов середовища [15]. Для оцінки екологічних факторів, таких як кліматичні або едафічні, застосовують фітоіндикаційні шкали [16]. Методика їх створення базується на тому принципі, що кожен вид флори може зростати

лише в певному діапазоні екологічних умов, обмежених максимальним і мінімальним значенням фактору, і завдяки цьому, розглядатися як індикатор умов середовища [17], [18], [19].

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами й темами. Дисертаційна робота виконана в 2022–2025 рр. у руслі наукової програми відповідно до теми науково–дослідної роботи кафедри ботаніки, екології та садово-паркового господарства Мелітопольського державного педагогічного університету імені Богдана Хмельницького як частина державної науково-дослідницької теми: «Біологічне різноманіття як фактор стійкості екосистем Приазовського регіону в умовах глобальних змін клімату та антропогенного впливу» (затверджена на Вченій раді факультету, протокол № 8 від 19.04.2022 р).

Мета роботи: є визначення рівня евтрофікації водойм природного заповідника Дніпровсько-Орільський на основі фітоіндикації екосистем.

Для реалізації зазначеної мети передбачається виконання таких завдань:

- проаналізувати видовий склад вищої водної рослинності водойм в межах природного заповіднику «Дніпровсько-Орільський»;
- визначити індикаторні види, характерні для різних рівнів трофності;
- відокремити просторову складову варіації макрофітних угруповань з метою виділення їхньої чистої реакції на евтрофікацію
- оцінити ступінь евтрофікації водойм за фітоіндикаційними показниками;
- встановити просторові відмінності трофічного стану водних екосистем;
- отримати нові дані щодо закономірностей розподілу рослинності та подальшого спостереження за рівнем евтрофікації водойм природного заповідника Дніпровсько-Орільський.

Об'єктом дослідження є специфіка розподілу угруповань вищих водних рослин у водоймах природного заповідника Дніпровсько-Орільський.

Предмет вивчення. Залежність евтрофікаційних процесів від екологічних властивостей фітоценозу.

Методи дослідження: дослідження водних макрофітів проводились у 76 місцях. Водойми були обстежені, під час яких глибини водойм були виміряні за допомогою ехолота Humminbird HELIX 9 CHIRP MEGA SI + GPS G4N. Площа досліджуваних водойм була відносно рівномірно покрита точками вимірювання. Координати точок вимірювання були зафіксовані за допомогою GPS-пристрою. Конфігурацію водойм було відтворено за допомогою детальних супутникових знімків із сервісу Bing Maps (<https://www.bing.com/maps>), а також уточнено під час польових досліджень. Карта глибин русла річки Дніпро була створена на основі даних Navionics SonarChart. Дослідження проводили на ділянках довжиною 50–100 м уздовж берегової лінії. Кожне місце було досліджено двічі: у червні та серпні. Зареєстровано всі рослини, для яких можна обґрунтовано припустити, що їхнє коріння занурене у воду щонайменше на 90% вегетаційного періоду. Відсоток покриття видів рослин оцінювали в полі візуально. Чисельність рослин оцінювали за п'ятибальною шкалою: 1 - відповідає проективному покриттю <0,1%; 2 - відповідає 0,1 – <1%; 3 - відповідає 1 – <10%; 4 - відповідає 10 – <50%; 5 - відповідає $\geq 50\%$.

На основі геоботанічних описів виконане фітоіндикаційне оцінювання екологічних факторів за Я. П. Дідухом і Г. Елленбергом. Екоморфи рослин наведені за О. Л. Бельгардом і В. В. Тарасовим. У пробах води вимірювали температуру, водневий показник, вміст вільного кисню. Для зниження розмірності простору ознак й для запобігання мультиколінеарності предикторів результати вимірювань властивостей середовища піддали аналізу головних компонент. Аналіз надмірності (redundancy analysis – RDA) і лінійний регресійний аналіз використали для встановлення характеру залежності просторово структурованого варіювання угруповання вищої водної рослинності від гідрохімічних факторів середовища.

Наукова новизна отриманих результатів.

Уперше:

- з'ясовані відмінності екологічних режимів заплавних екосистем на основі фітоіндикації;
- надано характеристику угруповань водної рослинності заплавних озер заповідника;
- розроблено індикаторні шкали для режиму трофності водойм, що представляють широке екологічне різноманіття

Удосконалено та доповнено:

- відомості про показники видового та таксономічного різноманіття угруповань вищої водної рослинності заплавних екосистем природного заповіднику «Дніпровсько-Орільський»;
- уточнені екоморфічні характеристики видів.

Набула подальшого розвитку:

- концепція екоморфічної організації екосистем О. Л. Бельгарда.

Практичне значення отриманих результатів. Одержані результати можуть бути застосовані для розробки ефективних заходів охорони біологічного різноманіття в межах заповідника «Дніпровсько-Орільський». Знання взаємозв'язку між водним середовищем та рослинними угрупованнями можуть бути застосовані для моніторингу функціонування екосистеми заплави. Результати роботи можуть бути використанні для розробки заходів поглибленого довготривалого моніторингу біологічного різноманіття.

Основні теоретичні положення й матеріали дисертації застосовуються при викладанні дисциплін: «Екологічна біоіндикація», «Моніторинг довкілля», «Заповідна справа», «Актуальні напрями екологічних досліджень», «Оцінка стану екосистем та їх компонентів». Одержані матеріали дисертаційної роботи використовувались у складанні Літопису природи природного заповіднику «Дніпровсько-Орільський».

Особистий внесок здобувача. Авторка дисертації безпосередньо планувала дослідження, провела аналіз сучасної наукової літератури, брала

участь у зборі польових експериментальних матеріалів їх опрацюванні, складала схеми, виконала аналіз та обробку отриманих наукових результатів, брала участь в апробації результатів та підготовці матеріалів до друку в наукових виданнях. Концептуальні рішення та обґрунтування нового напрямку досліджень, які знайшли своє відображення у висновках, науковій новизні та практичних рекомендаціях, є науковим результатом авторки дисертації.

Апробація результатів дисертації. Основні положення дисертаційної роботи та результати досліджень доповідались і обговорювалися на засіданнях кафедри садово-паркового господарства; науково-практичних конференціях Мелітопольського державного педагогічного університету імені Богдана Хмельницького (Запоріжжя, 2022–2026 рр.); на XII Міжнародній науковій конференції присвяченій 105-річчю ДНУ, м. Дніпро, 18–19 листопада 2023р.; З'їзді Гідроекологічного товариства України. “Перспективи гідроекологічних досліджень в контексті локальних та глобальних наслідків ведення воєнних дій” (вересень, 18–20, 2024) Дніпро, Україна; науково-практичній конференції, що присвячена 35-річчю природного заповідника «Дніпровсько-Орільський» (вересень, 15–16, 2025) Дніпро, Україна; VII Міжнародна науково-практична конференція, м. Київ, 30-31 жовтня 2025 р.

Публікації. Основні матеріали дисертаційної роботи опубліковані в 12 наукових працях, із них 2 – у виданнях, які включені до міжнародних наукометричних баз Web of Science або Scopus з яких 2 – що входять до переліку «А» фахових, 8 – матеріали наукових конференцій.

Структура та обсяг роботи. Дисертаційна робота викладена на 158 сторінках комп'ютерного тексту й складається зі вступу, 5 розділів, висновків, списку використаних джерел і 2 додатків. Вона містить 12 таблиць і 37 рисунків. Список літературних посилань містить 115 джерел, 105 з яких – англійською мовою.

Розділ 1.

ТЕОРЕТИЧНІ ЗАСАДИ ФІТОІНДИКАЦІЇ ЕВТРОФІКАЦІЇ ВОДОЙМ
(літературний огляд)

1.1 Сучасні дослідження водойм заповідних територій степу України

Заповідні території у світі є ключовим інструментом охорони природи, що забезпечує баланс між людиною та довкіллям. Вони існують у вигляді біосферних і природних заповідників, національних і регіональних парків, заказників, природоохоронних територій місцевого та міжнародного значення

Основні ролі заповідних територій у світі полягають у збереженні біорізноманіття, охороні рідкісних та зникаючих видів рослин і тварин; збереженні природних екосистем у природному стані; підтримці генофонду та стійкості біосфери, екологічній стабільності, регулюванні клімату на локальному й глобальному рівнях (ліси Амазонії, тайга Сибіру, коралові рифи Океанії), захисті ґрунтів від ерозії, природному контролю за поширенням хвороб і шкідників.

Наукове значення заповідних територій полягає у проведенні довгострокового моніторингу змін у природі, визначенні впливу рівня антропогенного навантаження та змін клімату та збереженні еталонів природних екосистем для порівнянь з господарськими територіями.

Освітня та культурна функція має на меті формування екологічної свідомості через екотуризм, еколого-освітні стежки, науково-популярні програми; збереження культурної та історичної спадщини, адже багато природоохоронних об'єктів поєднують природні й археологічні пам'ятки.

Економічна роль полягає в розвитку екотуризму як сталого джерела доходів для місцевих громад (наприклад, національні парки Кенії чи Коста-Рики), збереженні природних ресурсів, що можуть бути використані у майбутньому (лікарські рослини, дикі родичі культурних рослин, джерела питної води).

Міжнародна співпраця включає створення транснаціональних біосферних резерватів і природоохоронних коридорів; виконанні міжнародних угод (Конвенція про біологічне різноманіття, Рамсарська конвенція, програма ЮНЕСКО «Людина і біосфера»).

Природно-заповідний фонд України включає понад 8400 об'єктів різних категорій, що охоплюють близько 6,8% території країни. До основних типів заповідних територій належать природні заповідники, біосферні заповідники та національні природні парки [20]. Станом на 2026 рік природно-заповідний фонд (ПЗФ) України залишається ключовим інструментом збереження біорізноманіття, хоча його розвиток зазнав суттєвих трансформацій через тривалі воєнні дії. Загальна площа ПЗФ становить близько 6,8% території країни, що залишається значно нижчим за середньоєвропейський показник (близько 18%) та цільовий показник у 15%, визначений Державною стратегією сталого розвитку до 2030 року.

Незважаючи на безпекові виклики, протягом 2024–2025 років тривав процес розширення заповідних територій. Зокрема, у 2025 році було впроваджено оновлену класифікацію територій ПЗФ згідно із законом № 4188-ІХ від 08.01.2025, що дозволило гармонізувати національні категорії із міжнародними стандартами IUCN та посилити охорону вразливих ландшафтів.

Степова зона України багата на унікальні природні комплекси, багато з яких охороняються у межах заповідних територій. Заповідні території степової зони України відіграють надзвичайно важливу роль у збереженні природної спадщини, адже степ є один із найбільш трансформованих та вразливих біомів, значна частина якого розорана під сільське господарство, тому створення сучасних заповідників, національних природних та регіональних парків для охорони залишків цілинного степу, рідкісних видів флори й фауни, унікальних ландшафтів являється важливим напрямом екологічної діяльності науковців України. Херсонська область є ключовою для збереження південних сухих степів України: Біосферний заповідник «Асканія-

Нова» є унікальним еталоном цілинного степу, а Чорноморський біосферний заповідник частково представлений сухими степами. Запорізька область характеризується поєднанням рівнинних і гранітно-степових ландшафтів на прикладі Українського степового природного заповідника відділенням Кам'яної Могили та Національний природний парк «Приазовський», що характеризується наявністю приморської ділянки та типчаково-ковильного степу. Національний природний парк «Великий Луг» представлений степовими ділянками у поєднанні з плавнями Дніпра [21].

Заповідні території степової зони України розміщені нерівномірно та зосереджені переважно у південних і східних областях. Найбільшу природоохоронну цінність мають біосферні та природні заповідники, які зберігають еталонні ділянки цілинного степу та забезпечують збереження біорізноманіття регіону. Особливу актуальність вони набувають в останні роки внаслідок повномасштабного вторгнення [22]; [23]

Степова зона України є однією з найбільш господарсько освоєних природних зон. Значна частина природних степів була розорана та перетворена на агроландшафти, тому у зв'язку з цим заповідні території зберігають фрагментарні залишки цілинних степів, більшість об'єктів мають острівний характер і характеризуються наявністю відносно невеликих площ і в той же час, особливо цінними є ділянки, що не зазнали оранки з XIX ст. і зараз потребують ретельного збереження. Заповідні території виконують функцію збереження типових та унікальних степових біоценозів, зокрема: типчаково-ковилових, різнотравно-ковилових, полиново-злакових степів та петрофітних і крейдяних степів. Такі екосистеми є еталонними моделями природного степу та мають велике наукове значення.

Степові заповідні території характеризуються значним різноманіттям трав'янистої рослинності, наявністю великої кількості ендемічних, реліктових та червонокнижних видів, наприклад, ковила українська, ковила Лессінга, тюльпан Шренка, їх важливою роллю у збереженні степової фауни (байбак, ховрах, дрохва, степовий орел).

Заповідник «Дніпро-Орільський» створений у 1990 році. Площа заповідника складає приблизно 3766 га, з них водойми займають біля 203 га [24]. Інтенсивні зміни рельєфу на території заповідника «Дніпро-Орільський» відбулися після будівництва дамби Дніпровської ГЕС у 1932 р. Після спорудження дамби рівень води в річці піднявся на 1,5–2 м, що відповідає середньому рівню 49,7 м над рівнем моря. Під час відступу в 1941 році радянські війська зруйнували дамбу, після чого рівень води повернувся до попереднього стану. Рівень води піднявся після відновлення дамби в 1950 р. Рівень води у водосховищі досяг 51,4 м над рівнем моря після будівництва другого агрегату Дніпрогідроелектростанції в 1960-х роках і будівництва Дніпродзержинської (Кам'янської) ГЕС. У районі заповідника «Дніпро-Орільський» підвищення рівня р. Дніпро становило 3,0–3,5 м порівняно з природними умовами після будівництва каскаду Дніпровських водосховищ. Внаслідок цього відбулося затоплення частини заплави та змінилася конфігурація берегів та площа водойм.

Функціонування озер відбувається в надзвичайно динамічному середовищі великої річкової заплави. Регулярне затоплення було природним етапом у динаміці заплавної екосистем. Проте зарегулювання стоку річки в результаті створення каскаду водосховищ зменшило частоту та інтенсивність паводкових явищ. Будівництво дамб може призвести до змін у режимі водного потоку та кругообігу поживних речовин через перешкоду потоку основних поживних речовин, включаючи вуглець, фосфор, азот і кремній, через річкові мережі [20].

Рельєф заплави Дніпра являє собою систему сегментів, у межах кожного з яких сформовані руслові, центральні та притерасні геоморфологічні елементи. Найбільший вплив на гідрологічні та гідрографічні особливості заплавної та руслової частин заказника має Дніпровське водосховище. Водосховище утворене внаслідок будівництва Дніпровської ГЕС у 1932 р. Нормальна відмітка водосховища 51,4 м. Ширина водойми на території заказника становить близько 1 км. Максимальна глибина досягає 8,0 м.

Значний вплив на гідрологічний режим території заповідника має Кам'янське водосховище, дамба якого розташована за 12 км від західної межі заповідника. Під час активації водозливів рівень води в р. Дніпро на території заказника може підвищуватися до 1 м вище норми, хоча ці скиди зазвичай відбуваються лише під час паводків і паводків, переважно навесні. У результаті створення каскаду водосховищ відбулася докорінна зміна гідрологічного режиму Дніпра, що призвело до істотних змін його гідрохімічного, біологічного та санітарного режимів. Змінився газовий режим, режим і склад біогенних і органічних речовин, головних іонів. Зміни хімічних і фізичних властивостей води певною мірою вплинули і на живі організми, що мешкають у цій частині водойми. За даними сучасних досліджень середня багаторічна амплітуда коливань рівня води у водосховищі становить близько 2,5 м [11].

Заплава заказника представлена велика різноманітністю озер, які з'єднані між собою та з руслом Дніпра багатьма протоками, утворюючи густу мережу водойм. Рівень сполученості водних об'єктів дуже різний і залежить від багатьох факторів. Гідрологічна зв'язаність заплавлених водойм визначає природний режим стоку, впливає на просторову та часову неоднорідність біотопів, регулює видобіг і є фактором динаміки водного біорізноманіття.

1.2 Біоіндикація та фітоіндикація стану водних екосистем

Біоіндикація є популярним методом аналізу навколишнього середовища з другої половини ХХ століття. Її основні переваги, а саме простота та здатність прогнозувати реакції організму людини на фактори навколишнього середовища, зробили її широко використовуваною в усьому світі, і зараз вона навіть включена до численних державних рекомендацій щодо контролю якості навколишнього середовища та деяких міжнародних рекомендацій щодо контролю.

Морські водорості або макроводорості (наприклад, *Fucus* spp.) накопичують метали, пестициди та безліч хімічних речовин з морської води.

Typha sp. є індикатором забруднення кадмієм (Cd) та нікелем (Ni) у внутрішніх водно-болотних угіддях та водоймах. *Juncus* sp. був визначений як хороший індикатор забруднення цинком (Zn) у міських стоках. Плаваючі *Eichhornia crassipes* використовують для ртуті, некорінені занурені *Ceratophyllum demersum* та вкорінені занурені *Potamogeton crispus* використовують для оцінки вмісту важких металів, таких як кадмій, мідь, залізо, свинець, цинк та марганець, у річках. Мох та печінкові черви також можна використовувати для доступу до важких металів у ставках. Вольфія куляста (*Wolffia globosa*) також продемонструвала чутливість до кадмію та має потенціал для використання як індикатор забруднення кадмієм в озерах, ставках та болотах [26].

Антропогенна діяльність, така як спалювання вугілля, є одним з основних джерел надходження ^{210}Pb в атмосферу, але ^{210}Pb також зустрічається в природі, оскільки він є нащадком радіоактивного благородного газу радону (^{222}Rn), що виділяється з ґрунтового повітря завдяки повсюдному присутньому урану. Pb – це мікроелемент, фізіологічна функція якого невідома, але який міститься в слідових кількостях у всіх біотичних ресурсах, наприклад, у ґрунті, воді, рослинах і тваринах. Pb – це токсичний елемент, забруднення яким може відбуватися з різних джерел. У навколишньому середовищі майже 98% стабільного Pb походить з фарб, нафтохімічних продуктів, труб і систем водопостачання тощо [27].

Зі зростанням рівня антропогенного стресу, моніторинг стану екосистем або рівня їх забруднення набуває все більшого значення.



Рис. 1.2.1 Заростання озера Сомівка

Важливим при цьому є передача інформації, яка призводить до біотичних факторів, що відображають стан екосистеми або будь-яку змінну стану екосистеми. Однак більшість інформаційних теорій не можуть описати цей процес, оскільки вони не застосовні до складних систем, таких як екосистеми, спираємося на теоретичну екологію, теорію інформації, семіотику та вивчення складних систем у соціології для розробки теоретичної основи біоіндикації, яка враховує складну природу екосистем [28].

Зміни у зовнішньому вигляді рослин у вигляді зміна кольору квітів або їх форми, можуть вказувати на нестачу чи надлишок певних елементів (мідь, бор). Методи біоіндикації часто дешевші за інструментальні, але надають комплексне уявлення про стан екосистеми. Проте використання біоіндикаційних заходів значно полегшує проведення досліджень будь-якої екосистеми.

1.3 Гідрологічні та просторові чинники евтрофікації заплавної водойми річки Дніпро

Глобальні кліматичні зміни та постійно зростаючий антропогенний тиск суттєво змінюють умови функціонування і без того динамічної ландшафтної системи [29].



Рис. 1.3.1 Зарості латаття білого та стрілолиста звичайного

Розуміння процесів, що відбуваються в такій динамічній системі за умов значної мінливості екологічних режимів, потребує застосування нових підходів, які б дозволили отримати інформацію про процеси екосистеми у значному просторовому діапазоні з урахуванням часової динаміки. Значні зусилля міжнародної спільноти може призвести до зменшення евтрофікації, але роль цього фактора залишатиметься важливою протягом десятиліть [30]. Моніторинг якості води та евтрофікації в режимі реального часу має важливе значення для прийняття адекватних управлінських рішень і збереження біорізноманіття [31] [32]. Дані ДЗЗ дають достатні можливості для вирішення таких проблем.

Розрив річок і заплавних озер і евтрофікація негативно впливають на різноманітність спільнот прісноводних молюсків [33]. Гідрологічна зв'язаність заплавних водойм є важливою для збереження різноманітності гідробіонтів [34]. Евтрофікація прісної води та розмноження аеробних водоростей тісно пов'язані з концентрацією хлорофілу-а у воді (García-Nieto, Morrison, and Fraser 2019); [35]; [36]. Концентрація хлорофілу-а показала сильну позитивну кореляцію з концентрацією неорганічної суспензії, що вказує на позитивний вплив ресуспензування на біомасу фітопланктону в заплавних озерах. Каламутність заплавних озер визначається більше процесами, що відбуваються в озерах, ніж динамікою річки. Концентрацію хлорофілу-а можна використовувати як індекс для моніторингу чисельності

водоростей за допомогою дистанційного зондування, оскільки він має активні оптичні властивості у видимій та ближній інфрачервоній областях електромагнітного спектру [37].

Зростання евтрофікації являється комплексом змін властивостей і процесів у водоймах, які викликані збільшенням вмісту біогенних речовин [37]. Антропогенна евтрофікація є наслідком забруднення водойм різного походження. Добрива, які змиваються з сільськогосподарських полів [38], промислових стічних вод [39] і побутових стічних вод [40], роблять значний внесок в антропогенну евтрофікацію. Фактори, що призводять до евтрофікації, мають постійний або неритмічний просторово-часовий характер і залежать від різноманітних природних і антропогенних причин. Поживні речовини, що викликають евтрофікацію, перерозподіляються у водоймах, на що впливає гідрологічний режим водойм і динаміка біологічних процесів у них [41].

Гідрологічний режим водойми визначає умови життя водної біоти [42]. Фізичне середовище річок є ключовим визначальним фактором водних рослинних угруповань, тому конкретні ефекти збагачення поживними речовинами на водні рослинні угруповання значною мірою залежать від прямого чи непрямого впливу фізичного середовища існування [43]. Значні антропогенні перетворення русла р. Дніпро призвели до зміни гідрологічного режиму самої річки та інших пов'язаних з нею водойм. Повені є драматичними та мають важливе значення для функціонування водних і наземних екосистем у річковій долині. Зрештою, повинь очищає водні екосистеми [44], [45]. Із заплави та заплавної водойми у паводковий сезон щорічно виноситься величезна кількість органічної речовини, яка накопичує біогенні речовини. Коли паводкові води зменшуються або зникають, ця функція також припиняється. Відбувається також відновлення сполучення заплавної водойми з руслом річки. Під час інтенсивних паводків значні площі приводних рослин можуть бути видалені із заплавної водойми і сукцесійна динаміка екосистем може бути повернута до попередніх стадій [46]. Сукцесійна динаміка озерної екосистеми, яка перетворюється на болото, а потім на луг і заплавної ліс, може

знову повертатися до стадії озера під час регулярних повеней [47]. Затоплення з'єднує водні об'єкти з різними гідрологічними характеристиками, і, як наслідок, екологічні процеси та біологічні спільноти демонструють тенденцію до більшої подібності між різними середовищами існування, які складають систему річка-заплава [48]. У міжпаводковий період рівень води в заплаві знижується і заплавні водойми майже повністю втрачають зв'язок з руслом річки і стають ізольованими.

Зарегулювання стоку р. Дніпро призвело до суттєвої трансформації гідрологічного режиму. Річка перетворилася на каскад водосховищ, які за своїм гідрологічним режимом значно ближчі до озер, ніж до річок [49], [50]. Значно збільшилася площа водного дзеркала річки і, відповідно, збільшилася швидкість випаровування води, а також збільшилася концентрація розчинених солей. Ризик виділення азоту з донних відкладень у каскадних водосховищах значно вищий, ніж у природній річці [51]. Значна частина заплави річки разом з раніше існували водосховищами постійно затоплюється. Паводок як явище практично випало з гідрологічного режиму річки. Перепад між зимовим і весняним рівнями води в Дніпрі становив від 2 м до 5 м до того, як стік зарегулювали системою дамб. Весняний стік р. Дніпро до зарегулювання становив 36–64 % стоку річки за рік (Денисова та ін., 1989). Таким чином, зменшення інтенсивності паводків у заплаві р. Дніпро призвело до збільшення просторової неоднорідності водних екосистем.

Технологічний режим на дамбах визначає рівень води в річці, тому підтоплення в ритмі гідрологічного режиму після регулювання не відбувається. На відміну від умов до зарегулювання річки Дніпро, нині приєднання заплавної водойми до річки існує майже постійно протягом року. Коливання рівня води в руслі Дніпра мають значно більшу частоту, ніж повторюваність гідрологічних процесів у природних умовах. Повне висихання водойми внаслідок літнього осушення зменшує чисельність ціанобактерій у водній товщі після наповнення, водночас зменшується концентрація поживних речовин у воді, підвищується прозорість і збільшується рослинність

у воді порівняно з озерами та водосховищами, які не висохли. Коливання рівня води в річці протягом доби лише трохи менші за амплітудою, ніж сезонні зміни рівня води. Тому напрям течії води в системі заплавних водосховищ постійно змінюється: частина доби вода може надходити з річки в заплавні водойми, а іншу частину доби повертатися з водосховищ у річку. Пульсуючий гідрологічний режим не є типовим для природних екосистем, але створює особливу схему функціонування водної біоти.

Причиною евтрофікації річки Дніпро є промислові, побутові стоки, змив ерозійного ґрунту з полів, разом з яким у воду потрапляють хімічні добрива та пестициди [52]. Джерелами водопостачання заплавних водойм є опадні (дошові та талі води), підземні води та води р. Дніпро. Джерелом надлишку біогенних речовин у заплавні водойми є води р. Дніпро. Підземні води та опади, з іншого боку, є джерелом надходження «чистої» води. Пульсуючий гідрологічний режим є механізмом постійного водообміну, завдяки якому води Дніпра постійно замінюють води заплавних озер ґрунтового походження. В умовах природного гідрологічного режиму основним джерелом водопостачання заплавних водойм протягом року є підземні води, оскільки контакт більшості заплавних водойм із руслом Дніпра зберігається лише в паводковий період. Важливими факторами, що впливають на ризики евтрофікації, є геоморфологічні особливості заплавних водойм, їх сполученість та віддаленість від русла р. Дніпро.

Вплив антропогенної евтрофікації є фактором, який з'явився зовсім недавно, і види та спільноти живих організмів не виробили специфічних моделей відповіді на дію цього фактора [53], [54]. Реакція на евтрофікацію, як і на інші антропогенні чинники, має ознаку неспецифічної відповіді зі списку можливостей, які існують для відповіді на природні стресори. Таким чином, природні тенденції мінливості спільноти та популяції можуть збігатися з трансформацією спільноти, спричиненою антропогенними факторами. Таким чином, градієнт евтрофікації накладається на інші екологічні процеси, які разом визначають очевидну структуру рослинного угруповання. У мережі

заплавних водосховищ у міру віддалення від русла Дніпра пульсуючий гідрологічний режим послаблюється. Інші геоморфологічні властивості водойм також впливають на згасання пульсації рівня води, що формує регулярну просторову картину. Цей просторовий шаблон можна моделювати за допомогою просторових змінних. Висока важливість просторових змінних у структуруванні рослинного угруповання підтверджується тим, що вони можуть пояснити 27% загальної поясненої дисперсії рослинного угруповання. Просторові моделі мінливості співтовариства мають багатомасштабну структуру, представлену широкомасштабним і середньомасштабним компонентами. Дослідження широкомасштабної просторової мінливості показує, що водні об'єкти центральної та західної частин заплавної озерної системи за своїми гідрологічними особливостями протиставляються водним об'єктам західної частини. Існують також гідрологічні особливості, які роблять водойми в східній і західній частинах озерної системи схожими і контрастують з водоймами в центральній частині. Конкретні механізми та процеси, які визначають ці особливості, потребують подальшого дослідження. Однак застосування підходу просторових змінних дозволяє виокремити просторову складову мінливості рослинного угруповання без деталізації процесів і механізмів, що стоять за нею. Можна припустити, що середньомасштабна просторова складова виникає через локальну зв'язаність водних тіл, але це припущення потребує подальшої перевірки. Наші результати узгоджуються з попередніми висновками, згідно з якими зміни в структурі угруповання макрофітів можна пояснити суто екологічними, суто просторовими та просторово структурованими екологічними фракціями [55]. Ці автори виявили, що широкомасштабні та середньомасштабні просторові змінні пояснюють від 3,6% до 19% варіацій у структурі спільноти макрофітів. Ми також виявили, що саме ці рівні масштабу є ключовими для просторової структури рослинної спільноти, і просторові змінні здатні пояснити 7,4% варіацій у структурі рослинної спільноти.

Три варіанти індикаторних шкал, які були отримані з різних підходів до ординації рослинного угруповання, порівнювали з існуючими рослинними індикаторними шкалами. Показано, що просторова складова мінливості рослинного угруповання несе дезінформацію щодо реакції водних макрофітів на динаміку трофічного режиму водойми. Просторова структура рослинного угруповання є результатом впливу історичних факторів [56], впливу факторів, що обмежують поширення видів [57] просторової неоднорідності гідрологічного режиму водойм [58], умов дна [59]. Водні макрофіти мають здатність до ефективного розсіювання [60], тому невиміряні просторово-структуровані змінні середовища вважаються найважливішими у формуванні просторових структур рослинних угруповань. Евтрофікація є інтегральним чинником, який поєднує в собі вплив комплексу екологічних процесів і режимів. Реакція видів рослин на евтрофікацію, очевидно, є наслідком реакції виду на окремі фактори, які змінюються внаслідок евтрофікації. Змінність цих факторів може мати інші причини, окрім евтрофікації, і ці причини можуть викликати просторову структуру факторів навколишнього середовища. Просторово структурованими можуть бути такі фактори та процеси, як світловий режим водойм [61], стік води, концентрація хлорофілу та доступність поживних речовин, режим аерації водо, кислотність. [62], прозорість, текстура дна. Просторова структура факторів, яка також може змінюватися під впливом евтрофікації, може бути породжена іншими причинами природного або антропогенного походження.

Розділ 2.

ФІЗИКО-ГЕОГРАФІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА РАЙОНУ ДОСЛІДЖЕНЬ

2.1 Географічне положення та природні умови заповідника

Дніпровсько-Орільський природний заповідник розташований у центрі промислової агломерації в зоні інтенсивного промислового впливу [24]. Трикутник Дніпро-Запоріжжя-Кривий Ріг було визнано територією, яка сильно постраждала від забруднюючих речовин, що утворюються внаслідок багатьох видів діяльності, включаючи важку промисловість, нафтопереробку, металургію, нафтохімію, гірничодобувну промисловість та енергетику. Значну частину території заказника займають водно-болотні біотопи, які формуються в заплаві р. Дніпро [63]. Незважаючи на близькість промислових центрів і високий рівень впливу агропромислових комплексів, територія заповідника виконує важливу природоохоронну функцію і є оазисом біорізноманіття суші та води. Режим заповідної території створює умови для відновлення популяцій тварин і рослин і їх розселення в навколишні екосистеми. Біорізноманіття заповідника є чинником підтримки функціональної стійкості екосистем як на території заповідника, так і в його безпосередній близькості. Погіршення якості води, яке проявляється у підвищенні концентрації поживних речовин і каламутності, зменшенні розчиненого кисню, є шкідливим для виживання, росту та розмноження прісноводних тварин [64]. Евтрофікація та пов'язане з нею забруднення є значними негативними факторами, що впливають на якість середовища існування.

Флора заповідника налічує 731 вид судинних рослин, 34 види мохоподібних та 25 видів лишайників. Із них 11 видів занесені до Червоної книги України: зозулинець болотний (*Anacamptis palustris*), зозулинець шоломоносний (*Orchis militaris* L.), коручка болотна (*Epipactis palustris*), тюльпан дібровний (*Tulipa quercetorum*), рястка Буше (*Ornithogalum*

boucheanum), шафран сітчастий (*Crocus reticulatus*), сон чорніючий (*Pulsatilla pratensis*), ковила дніпровська (*Stipa borysthena*), водяний горіх плаваючий (*Trapa natans* L.), сальвінія плаваюча (*Salvinia natans*) та пальчатокорінник травневий (*Dactylorhiza majalis*). До Європейського червоного списку включено три види: жовтозілля дніпровське (*Senecio borysthenicus*), козельці українські (*Tragopogon ucrainicus*) та кушир донський (*Ceratophyllum tanaiticum*).

Крім того, в межах заповідника знаходяться види, що охороняються, наприклад, 64 види рослин, віднесені до рідкісних для Дніпропетровської області.

На тлі загального скорочення різноманіття тваринного світу в регіоні територія Дніпровсько-Орільського заповідника вирізняється високою видовою насиченістю фауни. Загальна кількість зареєстрованих тут видів перевищує 2000. Найбільш численною групою серед безхребетних є комахи, яких під час інвентаризації зафіксовано близько 1500 видів. Окрім них, у заповіднику мешкають 24 види молюсків, 92 види ракоподібних, а також по три види губок і кишковопорожнинних.

Серед комах, які занесені до Червоної книги України, на території заповідника трапляються совка розкішна (*Staurophora celsia*), бражник дубовий (*Marumba quercu*), ведмедиця велика (*Pericallia matronula*), дозорець-імператор (*Anax imperator*), жужелиця угорська (*Carabus hungaricus*), жук-олень (*Lucanus cervus*), ксилокопа звичайна (*Xylocopa valga*), пістрянка весела (*Zygaena laeta*), подалірій (*Iphiclides podalirius*), сколія степова (*Scolia hirta*), цератофій багаторогий (*Ceratophyus polyceros*) та інші. Загалом 18 видів.

Фауна хребетних представлена 41 видом риб, 8 видами земноводних, 8 видами плазунів, 174 видами птахів та 38 видами ссавців.

Значна частка акваторій у структурі території заповідника (приблизно 30% загальної площі) зумовлює високе різноманіття іхтіофауни. Із 54 видів риб, зафіксованих у Дніпровському водосховищі, у водоймах заповідника за період його існування виявлено 41 вид, що належать до 13 родин. Створення

заповідника позитивно вплинуло на збереження та відтворення рибних ресурсів регіону.

Найбільша видова різноманітність і чисельність риб характерні для водойм Таромського уступу та руслової частини річки Дніпро. Заповідні водойми відіграють важливу роль у відтворенні та нагулі молоді риб верхньої ділянки Дніпровського водосховища, оскільки інші заплавні системи зазнали значної антропогенної трансформації. Найпоширенішими видами є щука (*Esox lucius*), плітка (*Rutilus rutilus*), бобирець (*Petroleuciscus borysthenucus*), краснопірка (*Scardinius erythrophthalmus*), верховодка (*Alburnus alburnus*), лин (*Tinca tinca*), плоскирка (*Blicca bjoerkna*), лящ (*Abramis brama*), гірчак (*Rhodeus amarus*), карась сріблястий (*Carassius gibelio*), щипавка (*Cobitis taenia*), судак (*Sander lucioperca*), окунь (*Perca fluviatilis*) і бичок-цуцик (*Proterorhinus semilunaris*). Також трапляються ялець (*Leuciscus leuciscus*), підуст (*Chondrostoma nasus*), синець (*Ballerus ballerus*), чехоня (*Pelecus cultratus*), миньок (*Lota lota*) і колючка триголкова (*Gasterosteus aculeatus*), занесені до Червоного списку Дніпропетровської області, а стерлядь включена до Червоної книги України.

2.2 Типи водойм і їх екологічні особливості

У заплаві заказника велика різноманітність озер, які з'єднані між собою та з руслом Дніпра багатьма протоками, утворюючи густу мережу водойм. Заплавним озером являється будь-яка внутрішня водойма, басейн якої виник внаслідок річкових процесів, і лімнологічне функціонування якого зумовлене нерегулярними, але періодичними лімнофазами та потамофазами [65]. Рівень сполученості водних об'єктів дуже різний і залежить від багатьох факторів. Гідрологічна зв'язаність заплачних водойм визначає природний режим стоку, впливає на просторову та часову неоднорідність біотопів, регулює видообіг і є фактором динаміки водного біорізноманіття. Збільшення зв'язності та різноманітності типів водних тіл у деградованих заплавах збільшує

біорізноманіття та сприяє функціональному та екологічному відновленню річкового ландшафту [66]. Сполученість водойм забезпечує міграційні можливості для популяцій рослин і тварин і є умовою кругообігу видів. Також зв'язність забезпечує обмін водними масами та міграцію біогенних і токсикантів у гідрологічній мережі. Функціонування затоплених озер залежить від стану, коли вода з річки тече в озеро (потамофаза), і стану, коли вода залишається в руслі річки, забезпечуючи стабільність озера (лімнофаза) [67]. Тривалість потамофази визначає хімічні характеристики води заплавних озер [68]. Продуктивний потенціал водойм і водообмін створює специфічний екологічний режим і умови життя біоти. Система озер може бути концентратором токсичних речовин і надлишку поживних речовин і, таким чином, може діяти як екосистемний фільтр, який очищає воду в басейні річки Дніпро. Зміщення рівноваги в протилежний бік може змінити потік речовин і заплавні озера можуть стати джерелом вторинного забруднення та евтрофікації.

Регулярне відновлення протоків між озерами значно сповільнилося, а раніше існуючі сполучення зникли. Зменшення інтенсивності паводків призвело до накопичення речовин у заплаві, зміни рельєфу та гідрологічного режиму. Очевидно, що цей процес не досяг свого рівноважного стану і тенденція зміни гідрологічного режиму збережеться. Ці процеси відбуваються на тлі іншого явища – глобальної зміни клімату. Кліматичні зміни впливають на сезонний хід температур, відбувається підвищення середньорічної температури та зміна кількості та ритмічності опадів. Безумовно, такі кліматичні зміни впливають на стан річкового стоку та функціонування заплавних екосистем.

Сучасний рельєф заплави р. Дніпро в межах заказника дуже мозаїчний. У заплаві річки виділяють наступні геоморфологічні елементи: прируслові, центральні та притерасні заплави. Заплава Дніпра сформована за фуркаційним типом, меандрування майже не розвинене. Генетичні зони сучасної заплави, що утворилися внаслідок фуркації русла, накладаються на зони, пов'язані зі

ступенем віддаленості від основного русла. Відстань від русла є маркером спадної інтенсивності алювіальних відкладень.

Дослідження проводили в межах природного заповідника «Дніпро-Орільський» на акваторії Дніпровського водосховища, яке створено на р. Дніпро (рис. 2.1).

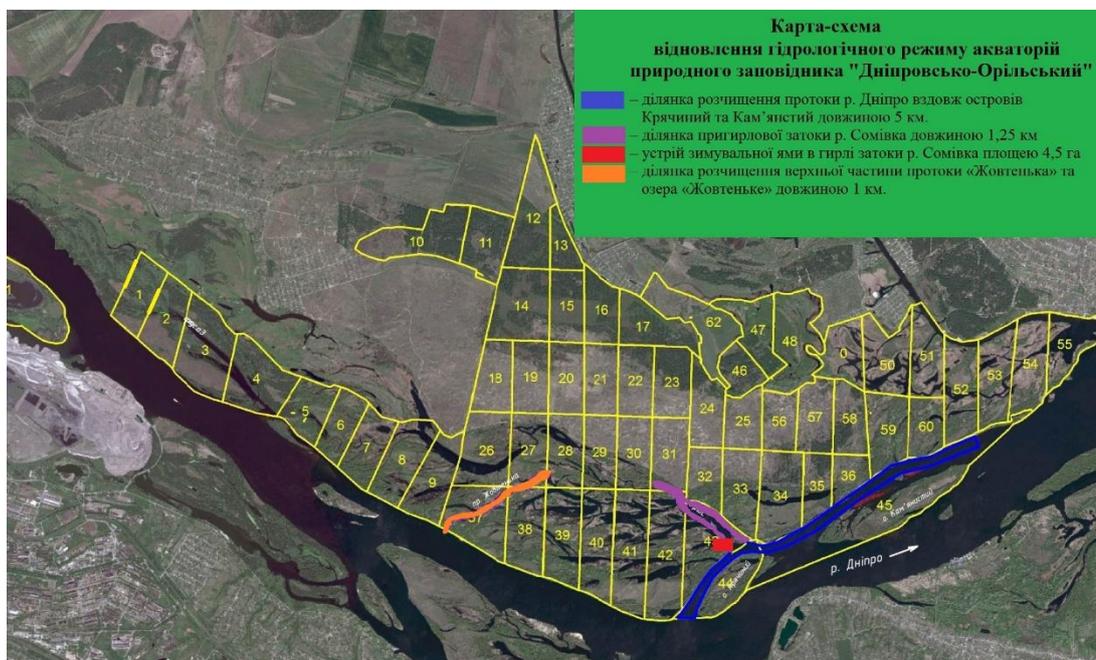


Рис. 2.1 Карта-схема акваторій природного заповідника «Дніпровсько-Орільський»

Трикутник Дніпро-Запоріжжя-Кривий Ріг вважався територією, на яку сильно впливають забруднювачі від багатьох видів діяльності людини, включаючи важку промисловість, нафтопереробку, металургію, нафтохімію, гірничодобувну промисловість та енергетику. Зарегулювання Дніпра спричинило повну зміну гідрологічного режиму в середній і нижній течії річки. Побудовані дамби утворили каскад Дніпровських водосховищ, який складається з шести водосховищ: Київського, Канівського, Кременчуцького, Кам'янського, Дніпровського та Каховського. Внаслідок будівництва дамб на р. Дніпро середня витрата води під час весняної повені в гирлі річки в Чорне море зменшилася в 1,9 рази. У водосховищах швидкості течії зменшилися від 0,6–0,8 до 0,02–0,3 м/с. Інтенсивність турбулентного перемішування та швидкість водообміну також зменшилися. Різке збільшення застосування

добрих у сільському господарстві призвело до приблизно 10-кратного збільшення надходження поживних речовин у річку Дніпро з 1960-х до 1990-х років.

Водойми заповідника поділяються на такі системи водних об'єктів: водні об'єкти русла Дніпра, водні об'єкти Орільського каналу (штучне утворення), водні об'єкти Миколаївської заплавної системи, Обухівської заплавної системи та Таромської заплавної системи. База даних зареєстрованих водних об'єктів заповідника складається з 302 об'єктів. Загальна площа заплави та прилеглих до неї водосховищ становить 24,2 км², а площа водосховищ – 6,03 км². Поточна площа заповідника розглядається з урахуванням прогнозованих площ, які можна було б додати до заповідника завдяки їх високій природоохоронній цінності.

Заплави верхів'я Дніпровського водосховища представлені заплавними системами плавнів Карнауховські, Діївські, Миколаївські, Таромські, Обухівські, які дуже різноманітні за екологічними умовами, видовим різноманіттям рослинності і тваринного світу. Вони відрізняються від інших ділянок водосховища багатством і різноманіттям гідроценозів та рядом показників.

Гідрохімічний режим заповідника. Режим води значною мірою визначається її хімічним складом у Дніпровському водосховищі й формується під впливом гідрометеорологічних умов, а також специфічних гідрологічних і морфологічних особливостей. Для заплавних водойм характерна відносна стабільність іонного складу води: вона належить до гідрокарбонатно-кальцієвої групи, а загальна жорсткість коливається в межах 2,6–5,0 мг-екв./л. Зберігається також постійне співвідношення між окремими іонами, хоча у придонних шарах притерасних озер зростає частка іонів натрію до 21,5 екв%. Вода озер постійно насичена вільною вуглекислою, проте влітку в деяких водоймах вона зникає, одночасно з'являється карбонатна вуглекислота (до 6,6 мг/л). У останні роки спостерігається значне зростання вмісту вільної

вуглекислоти у центрально-заплавних водоймах (оз. Горіхове, Літвінове), що свідчить про активні процеси заболочування.

Досліджувані біотопи можна об'єднати в п'ять груп.

Акваторія руслової частини р. Дніпро. Ця група біотопів розташована у верхній частині Дніпровського водосховища, де частково зберігся річковий режим. Точки відбору розташовувалися вздовж лівого берега між островами Крачиним і Кам'янистим. Гідрологічний режим характеризується відносно високою швидкістю течії та переміщенням піщаних мас, що пов'язано з активними русловими процесами в цій частині водойми. Глибини коливаються в межах 2–7 метрів.

Гирло р. Оріль. Гирлову ділянку річки Оріль було штучно створено на початку 1960-х років шляхом відведення природного русла річки Оріль у Дніпровське водосховище. Така необхідність виникла під час масштабного будівництва ГЕС та створення каскаду водосховищ на річці Дніпро. Основною метою цієї акції було збереження шляхів природної нерестової міграції для сталого відтворення риб у верхній частині Дніпровського водосховища. Здебільшого цей штучний канал був прокладений вздовж залишків системи річки Протич, яка вузькою смугою протікала вздовж Дніпра від села Обухівка. Гідрологічний режим значною мірою залежить від добового регулювання рівня води у водосховищі. Особливо це актуально в літній період, коли практично щодня в руслі річки Оріль спостерігається реверсний напрямок течії зі зміною рівня води у водосховищі. У весняний період (особливо у багатоводні роки) природна течія р. Оріль виражена значно більше, а вплив водосховища зменшується. Ділянка характеризується обмеженою площею прибережних біотопів, що пояснюється її штучним походженням. Річка Оріль тісно стикається з акваторією Обухівської заплави. Найбільша відстань від русла Дніпра становить близько 2 км. Загальна протяжність ділянки на території заповідника не перевищує 5 км. На лівому березі річки Оріль розташоване село Обухівка та велика кількість баз відпочинку, що значно збільшує антропогенне навантаження на акваторію цієї ділянки. Найбільші

глибини сягають 8-10 метрів (саме біля місця впадіння в р. Дніпро). На інших ділянках глибина не перевищує 4 метрів.

Водойми Обухівської заплавної системи. Більшість водосховищ цієї системи малопроточні та мілководні, є залишками русла Дніпра, яке сполучало Дніпро із заплавною системою річки Оріль. Значна частина водойм цієї системи була затоплена внаслідок утворення водосховища. На гідрологічний режим цих водойм істотно впливає водний режим водосховища. Для водойм характерна висока інтенсивність осадконакопичення (на окремих ділянках потужність мулу досягає 0,6-1,0 м) і заростання водними макрофітами. Водойми з'єднані вузькими протоками з руслом р. Дніпро та гирлом р. Оріль. Найбільша відстань до Дніпра в межах цієї ділянки становить близько 2 км.

Водойми системи Таромського уступу. Система заплачних водосховищ, розташованих у низинній частині тераси над заплавою. Усі озера відокремлені піщаним бар'єром від русла Дніпра. Озера з'єднані між собою та з руслом Дніпра численними водотоками. Більша частина озер має значну прибережну зону, яка заросла водними макрофітами. Глибина водойм коливається від 1 до 10 метрів. Водообмін здійснюється за рахунок роботи водосховища та весняної повені. Максимальна віддаленість окремих водойм від русла Дніпра становить близько двох кілометрів. На даний час через незбалансоване функціонування водойм відбувається активне заболочування та замулення водойм цієї території. На окремих ділянках потужність мулових відкладень досягає 0,3–0,7 м.

Водойми системи Миколаївського уступу. Система заплачних водойм розташована в найвужчій частині надзаплавної тераси. Водойми простягаються вузькою смугою вздовж русла р. Дніпро. Максимальна відстань водойм від русла Дніпра в межах заказника становить близько 300–1000 м. Водойми характеризуються значними коливаннями стоку та рівня води протягом доби, які залежать від умов водойми. За межами заказника знаходиться частина водних об'єктів, пов'язаних окремими потоками із

зазначеною територією. Площа мілководних ділянок (літоральна зона) мінімальна через круті береги, характерні для водойм цієї території. Максимальна глибина 5-6 метрів. Останніми роками в центральній частині цього району водойми почали активно замулюватися і перекриватися піщаними відкладеннями внаслідок накопичення надлишкових донних відкладень внаслідок порушення водного режиму водойми.

Розділ 3.

МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИКА ДОСЛІДЖЕНЬ.

3.1 Характеристика пробних площ

Дослідження водних макрофітів проводились у 76 станціях заповідника Дніпровсько-Орільський. Водойми були обстежені, під час яких глибини водойм були виміряні за допомогою ехолота Humminbird HELIX 9 CHIRP MEGA SI + GPS G4N. Площа досліджуваних водойм була відносно рівномірно покрита точками вимірювання. Координати точок вимірювання були зафіксовані за допомогою GPS-пристрою. Конфігурацію водойм було відтворено за допомогою детальних супутникових знімків із сервісу Bing Maps (<https://www.bing.com/maps>), а також уточнено під час польових досліджень. Карта глибин русла річки Дніпро була створена на основі даних Navionics SonarChart. Дослідження проводили на ділянках довжиною 50–100 м уздовж берегової лінії. Кожне місце було досліджено двічі: у червні та серпні. Було зареєстровано всі рослини, для яких можна обґрунтовано припустити, що їхнє коріння занурене у воду щонайменше на 90% вегетаційного періоду (Schneider et al., 2012). Відсоток покриття видів рослин оцінювали в полі візуально. Чисельність рослин оцінювали за п'ятибальною шкалою:

- 1 - відповідає проективному покриттю $<0,1\%$;
- 2 - відповідає $0,1 - <1\%$;
- 3 - відповідає $1 - <10\%$;
- 4 - відповідає $10 - <50\%$;
- 5 - відповідає $\geq 50\%$.

3.2. Методи фітоіндикаційної оцінки

3.2.1. Біологічний індекс макрофітів для річок

Біологічний індекс макрофітів для річок (MBIR) базується на двох балах для рослин (Nauy et al., 2006). Метод розроблено для французьких річок. Показники CS_i оцінюють якість води залежно від вмісту сполук фосфору та азоту. Коефіцієнт екологічної амплітуди (E_i) 1 відповідає видам, амплітуда яких охоплює три трофічні класи, а коефіцієнт 3 відповідає видам, амплітуда яких обмежена лише одним трофічним класом. Відсоток охоплення для всіх таксонів макрофітів (i) було перетворено на шкалу охоплення (K_i), яка варіювалася від 1 до 5: 1 відповідає проєктивному охопленню $<0,1\%$, 2 відповідає $0,1 - <1\%$, 3 відповідає $1 - <10\%$, 4 відповідає $10 - <50\%$, 5 відповідає $\geq 50\%$. Біологічний індекс макрофітів для річок (MBIR) розраховувався таким чином:

$$MBIR = \frac{\sum_{i=1}^{i=S} E_i * K_i * CS_i}{\sum_{i=1}^{i=S} E_i * K_i},$$

де E_i – коефіцієнт екологічної амплітуди, K_i – шкала охоплення, CS_i – видова оцінка. Трофічний статус водного тіла можна визначити як відповідний певному рівню від оліготрофного до гіпертрофного на основі індексу MBIR: $MBIR > 14 =$ дуже добре; $14 \geq MBIR > 12 =$ добре; $12 \geq MBIR > 10 =$ помірний; $10 \geq MBIR > 8 =$ погано; $8 \geq MBIR =$ погано.

3.2.2 Макрофітний індекс

Макрофітний індекс (MI) був розроблений для оцінки рівня трофності озер Німеччини. Макрофітний індекс розраховується на основі 9 індикаторних

груп видів макрофітів, що демонструють різну чутливість до збагачення поживними речовинами. Поширеність видів макрофітів відображає ступінь збагачення прибережної зони поживними речовинами. Всього до каталогу видів-індикаторів занесено 45 видів занурених макрофітів і вільноплаваючих рослин. Види, класифіковані в групі 1, вказують на оліготрофні умови, а види в групі 5 вказують на евтрофні умови, які є багатими поживними речовинами озерами або ділянками озер. Інші сім груп представляють перехідні рівні трофності між цими двома крайнощами. Оцінку приналежності видів макрофітів до індикаторних груп проводили на основі експертних висновків та літературних даних.

3.2.3 Трофічний індекс макрофітів

Трофічний індекс макрофітів (ТІМ) є інструментом для визначення трофічного стану проточних вод у Німеччині (Schneider and Melzer, 2003). Підхід ТІМ ґрунтується на значеннях індикаторів макрофітів (IV), які розраховували на основі індексу розчинного активного фосфору (SRP). Значення індикаторів розраховано для 49 видів занурених макрофітів. Водні тіла на основі SRP класифікуються на трофічні категорії від оліготрофних (1) до політрофних (4). Екологічну толерантність (W) виду до дії фактора трофності оцінюють за стандартним відхиленням, зваженим за кількістю балів у категоріях трофності. Вагові коефіцієнти були виведені з толерантності виду. Вагові коефіцієнти, отримані з толерантності виду, коливаються від 1 (найвища толерантність) до 16 (найнижча толерантність). Вказівка на політрофну категорію заглибленими макрофітами неможлива, оскільки в політрофних умовах відбувалася в основному депопуляція занурених макрофітів.

3.2.4. Середній трофічний ранг

Середній трофічний ранг рослинного угруповання (MTR) виводиться з трофічного рангу видів угруповання (Dawson et al., 1999). Цей метод призначений для оцінки трофічного статусу річок по всій Великобританії та особливо чутливий до впливу, спричиненого збагаченням фосфатами. Стійкість макрофітів до евтрофікації виражається трофічним рангом виду (STR), який варіюється від 1 до 10. Трофічний ранг виду було оцінено для 129 видів водних рослин на основі літературних відомостей або висновків експертів. Низькі бали вказують на високу толерантність або космополітичний розподіл. Високі бали вказують на перевагу менш збагачених умов або непереносимість евтрофних умов.

3.2.5 Індекс макрофітів для річок

Метод макрофітного індексу для річок (MIR) визначає всі занурені, вільноплаваючі, амфібіотичні та однодольні та дводольні рослини, а також нитчасті водорості, печеночники, мохи та птеридофіти. Оцінка також включає макрофіти, прикріплені або вкорінені в частинах берега річки, які можуть бути зануреними більше ніж на 85% року. Індекс MIR був розроблений відповідно до вимог Водної Рамкової Директиви для польського національного моніторингу. MIR розраховується на основі інформації про проективне покриття рослин, значення показника (IV) для кожного виду рослин у співтоваристві та ваговий коефіцієнт (W). Значення індикатора змінюється від 1 до 10 і визначає ступінь трофічної деградації річки. Коефіцієнт ваги коливається від 1 до 3 і відображає толерантність виду до умов середовища. Найвищі значення вагового коефіцієнта присвоюють спеціалістам-екологам, а найменші – найбільш толерантним рослинам.

3.2.6 Спектральні показники для оцінки якості води за даними ДЗЗ

Індикаторні значення видів водних макрофітів були отримані з канонічних осьових балів, отриманих з ординації спільнот. Щоб довести, що фактор евтрофікації був джерелом отриманої варіації, спектральні індекси для оцінки якості води були використані як предиктори. Дистанційне зондування із супутника Sentinel-2 продемонструвало ефективність моніторингу якості води у внутрішніх водоймах. Дистанційне зондування із супутника Sentinel-2 продемонструвало ефективність моніторингу якості води у внутрішніх водоймах [69]. У цьому дослідженні використовувалися супутникові зображення Sentinel-2, завантажені з Earth Explorer (<https://earthexplorer.usgs.gov>, веб-сайт USGS (Геологічна служба (США) та центр даних EROS, 2000). Зображення були зроблені під час ботанічного дослідження 10 червня (L1C_T36UXU_A025944_20200610T083928, Cloud Cover = 0,00) і 27 липня 2020 р. (L1C_T36UXU_A018151_20200827T084601, Cloud Cover = 0,06080). Продукти рівня 2A, які є орто-випрямленою поверхнею атмосфери (BOA) у картографічній геометрії, були створені за допомогою процесора Sen2Cor. (<https://step.esa.int/main/snap-supported-plugins/sen2cor/>) були отримані за допомогою інструменту вилучення в наборі інструментів просторового аналізу в ArcGIS 10.8. Витягнуті значення були помножені на масштабний коефіцієнт (0,0001), який використовувався для зберігання даних.

Для оцінки концентрації хлорофілу-а у воді (у мкг/л) використовували дві формули [70]; [71].

$$\text{Ch1}_1 = 14.9 * (b5 - b4) / (b2 + b3) + 5.94,$$

де b_2 – синя смуга (460–520 нм), b_4 – червона смуга (650–680 нм), b_5 – червона крайова смуга (700–710 нм).

А також за формулою (Mansaray et al., 2021):

$$\text{Ch1}_2 = (2.986 + 6.936*(b5 - b4)/(706 - 665) - 0.861*(b6 - b5)/(741 - 706) - 91.4*(b12 - b11)/(2190 - 1610))^2,$$

де b_4 — червона смуга (650–680 нм), b_5 — червона крайова смуга (700–710 нм), b_{11} — короткохвильовий інфрачервоний (SWIR1) діапазон (1570–1660 нм), b_{12} — короткохвильовий інфрачервоний (SWIR2) діапазон (2,10–2,28 нм).

Індикацію донних відкладень, насичених оксидом заліза, проводили за формулою [72]:

$$FOS = EXP(0.076 - 29.80 * b_{12} + 4.72 * (b_4 / b_2) - 3.38 * ((b_4 - b_8) / (b_4 + b_8))^2),$$

where b_2 is the blue band (460–520 nm), b_4 is the red band (650–680 nm), b_8 is the near-infrared (NIR) band (780–900 nm), b_{12} is the Shortwave infrared (SWIR2) band (2.10–2.28 nm).

Рівень прозорості води оцінювали за допомогою диску Секкі (Mansaray et al., 2021):

$$SD_1 = EXP(6.66 + 28.81 * b_{12} - 15.34 * b_7 - 2.86 * (b_4 / b_3)),$$

де b_3 – зелена смуга (540–580 нм), b_4 – червона смуга (650–680 нм), b_7 червона крайова смуга (770–790 нм), b_{12} короткохвильовий інфрачервоний промінь (SWIR2) коло (2.10–2.28 нм).

Визначення проводилися за формулою [73]:

$$SD_2 = 100 * (0.224 * b_3 / b_5) + 0.0863,$$

де b_3 – зелена смуга (540–580 нм), b_5 – червона крайова смуга (700–710 нм).

Нормований різницевий індекс каламутності оцінювали за формулою [74]:

$$NDTI = (b_4 - b_3) / (b_4 + b_3),$$

де b_3 – зелена смуга (540–580 нм), b_4 – червона смуга (650–680 нм).

Нормований різницевий індекс хлорофілу оцінювався за формулою [75]:

$$NDCI = (b_5 - b_4) / (b_5 + b_4),$$

де b_4 – червона смуга (650–680 нм), b_5 – червона крайова смуга (700–710 нм).

Пігмент фікоціанін є маркером присутності ціанобактерій у евтрофній воді та оцінюється (у мкг/л) за формулою [76]:

$$PC = 213558.8 \times (b6 \times b11 / b7)^3 - 6715.41 \times (b6 \times b11 / b7)^2 + 52.11 \times (b6 \times b11 / b7) + 0.11,$$

де $b6$ — червона крайова смуга (730–750 нм), $b7$ — червона крайова смуга (770–790 нм), $b11$ — короткохвильовий інфрачервоний (SWIR1) діапазон (1570–1660 нм).

Інформація про коливання рівня води у Дніпровському водосховищі отримана від гідрологічного поста моніторингу рівнів води в селі Сухачівка Укргідрометцентру.

3.3 Статистичні методи обробки даних

Описову статистику, параметри регресійної моделі та спектральну щільність часового процесу розраховували в програмному забезпеченні STATISTICS (StatSoft Inc., 2014). Довірчі інтервали альфа-, бета- та гамма-різноманіття рослинної спільноти були оцінені за допомогою пакета entropart [77] для мови та середовища для статистичних обчислень R [78].

Матриця рослинного угруповання була попередньо піддана аналізу відповідності з виключеним трендом, щоб оцінити довжину провідного градієнта. Ця інформація була необхідна для обґрунтування застосування одного з двох альтернативних методів покладання угруповання: аналізу канонічної відповідності або аналізу надмірності. У випадку короткого провідного градієнта навколишнього середовища, який структурує спільноту з відповідною довжиною осі менше 2, застосування аналізу надмірності (RDA) є відповідним. Цей аналіз передбачає монотонну реакцію видів на фактори середовища. Якщо провідний градієнт довгий, то аналіз відповідності (CA) є адекватним інструментом для висвячення громади. Цей аналіз відповідності припускає, що реакція видів є унімодальною і що існує деякий оптимум і толерантність виду щодо чинного фактора. Аналіз відповідності має варіант канонічного або обмеженого аналізу відповідності (CCA) або варіант часткового аналізу обмеженої відповідності (pCCA). Було виконано три версії

ССА: 1) ССА з факторами середовища та просторовими змінними як обмеженими предикторами; 2) з просторовими змінними як обмеженими предикторами; 3) з факторами середовища як обмеженими предикторами та просторовими змінними як умовними предикторами. В якості екологічних факторів застосовано оцінки якості водного середовища, отримані за даними ДЗЗ. Просторові власні функції dbMEM (або карти власних векторів Морана на основі відстані) були створені з географічних координат точок відбору проб, які використовувалися як просторові змінні. Розрахунки проводилися в адепросторовій формі. Для аналізу використовували dbMEM з власними значеннями більше одиниці. Оптимальні dbMEM для аналізу були отримані за допомогою процедури прямого відбору (ter Braak and Šmilauer, 2002). Визначення рослинного угруповання проводилося за допомогою веганської бібліотеки. Оцінки видів на відповідних осях ординат розглядалися для оцінки видового оптимуму. Толерантність виду в градієнті відповідної осі була оцінена за допомогою функції толерантності з веганського пакету.

Для оцінки впливу екологічних і просторових факторів на показники стану водних екосистем використано комплекс багатовимірних і регресійних статистичних методів, зокрема узагальнену лінійну модель (GLM), редундантний аналіз (RDA) та канонічний кореспондентний аналіз (ССА).

Узагальнену лінійну модель (GLM) застосовували для кількісної оцінки впливу окремих екологічних та просторових предикторів на концентрацію хлорофілу-а. Модель дозволяє аналізувати залежність однієї змінної-відгуку від кількох факторів за різних типів розподілу даних.

У межах дослідження GLM використовували для визначення сили, напряму та статистичної значущості впливу таких змінних, як площа водойм, гідрологічна зв'язність та їх ієрархічне положення в мережі. Результати подано у вигляді коефіцієнтів регресії та рівнів значущості (p-value).

Редундантний аналіз (RDA) застосовується для аналізу лінійних взаємозв'язків між багатовимірною матрицею біологічних показників та

набором екологічних змінних. Метод дозволяє виявити основні екологічні градієнти, що формують просторову структуру досліджуваних водойм.

Ординаційні діаграми RDA використовували для візуалізації розміщення водойм у просторі головних осей, а також для інтерпретації впливу площі, зв'язності та гідрологічного порядку на варіацію вмісту хлорофілу-а.

Канонічний кореспондентний аналіз (CCA) застосовували для дослідження унімодальних відповідей біологічних показників на екологічні градієнти. Цей метод є доцільним у випадках, коли реакція організмів на фактори середовища має нелінійний характер. CCA дозволив визначити екологічні оптимуми та діапазони толерантності досліджуваних показників відносно гідрологічних і просторових факторів, а також встановити основні градієнти, що формують структуру екосистем. Таким чином, GLM використовували для перевірки гіпотез щодо впливу окремих факторів, тоді як RDA та CCA застосовували для аналізу багатовимірної структури екологічних даних і виявлення провідних екологічних градієнтів.

Розділ 4.

СТРУКТУРА МАКРОФІТНИХ УГРУПОВАНЬ ВОДОЙМ ДНІПРОВСЬКО-ОРИЛЬСЬКОГО ПРИРОДНОГО ЗАПОВІДНИКА.

4.1 Просторово-екологічні чинники формування угруповань водних макрофітів

Аналіз гідрохімічної характеристики водного середовища та сезонної динаміки показників якості води середніх сезонних значень основних гідрохімічних показників свідчить про виражену сезонну мінливість якості води, зумовлену гідрологічним режимом, інтенсивністю біологічних процесів та рівнем антропогенного навантаження.

Мінералізація води характеризується підвищеними значеннями в зимовий період (950–1100 мг/дм³), що в окремі роки перевищує гранично допустиму концентрацію (ГДК – 1000 мг/дм³). У весняний період відмічається її суттєве зниження (500–700 мг/дм³), що пов'язано з надходженням талої та паводкової води. Влітку та восени мінералізація перебуває в межах нормативних значень, однак демонструє тенденцію до поступового зростання, обумовлену інтенсивним випаровуванням та зменшенням водообміну.

Загальна жорсткість води має аналогічний сезонний характер. Найнижчі значення зафіксовані навесні (4.0–5.5 ммоль/дм³), тоді як у зимовий та осінній періоди показник зростає до 7.0–8.5 ммоль/дм³, що перевищує встановлену ГДК (7.0 ммоль/дм³). Підвищена жорсткість у холодний період року може негативно впливати на фізіологічний стан гідробіонтів та умови формування водної рослинності.

Кисневий режим водойм у цілому є задовільним у зимовий, весняний та осінній періоди, коли концентрація розчиненого кисню коливається в межах 6.5–11.0 мг/дм³. Водночас у літній період спостерігається різке зниження вмісту розчиненого кисню до 3.0–4.5 мг/дм³, що відповідає критичним значенням та в окремі періоди не досягає нормативного мінімуму (≥ 4.0

мг/дм³). Це свідчить про формування гіпоксичних умов, характерних для евтрофованих заплачних водойм з інтенсивним розвитком фітопланктону та макрофітів і високою швидкістю деструкційних процесів.

Показник біохімічного споживання кисню за 5 діб (БСК₅), що відображає рівень органічного забруднення, перевищує гранично допустимі значення (3.0 мг О₂/дм³) упродовж більшої частини року. Найвищі значення БСК₅ зафіксовані в літній період (5.5–8.5 мг О₂/дм³), що свідчить про значне органічне навантаження та активізацію процесів мінералізації органічної речовини. Навесні та восени показник також залишається підвищеним (3.5–4.5 мг О₂/дм³), що вказує на стабільне надходження автохтонної та алохтонної органіки (Табл. 4.1.1).

Таблиця 4.1.1

Гідрохімічний склад водойм Дніпровсько-Орільського заповідника на прикладі Орільського каналу 2022 – 2024 рр.

Показник (середні значення)	Зима	Весна	Літо	Осінь	ГДК*
Мінералізація, мг/дм ³	950–1100	500–700	800–900	850–950	1000
Жорсткість, ммоль/дм ³	7.0–8.5	4.0–5.5	6.5–7.5	7.0–8.0	7.0
Розчинений кисень, мг/дм ³	8.5–10.0	9.0–11.0	3.0–4.5	6.5–8.0	≥ 4.0
БСК ₅ (орг. забр.), мг О ₂ /дм ³	2.2–2.8	3.5–4.5	5.5–8.5	3.5–4.5	3.0
Сульфати, мг/дм ³	250–320	180–220	280–350	260–310	250
Залізо загальне, мг/дм ³	0.2–0.4	0.4–0.6	0.5–0.7	0.3–0.5	0.3
Нітрати, мг/дм ³	10–20	35–55	5–15	10–25	≤ 45
Хлориди	120–160	60–90	110–140	100–130	≤ 350

*ГДК — гранично допустима концентрація для водойм господарсько-побутового призначення

Концентрація сульфатів демонструє тенденцію до перевищення ГДК (250 мг/дм^3) у зимовий, літній та осінній періоди, досягаючи $280\text{--}350 \text{ мг/дм}^3$ улітку. Весняні значення ($180\text{--}220 \text{ мг/дм}^3$) перебувають у межах нормативів, що зумовлено розбавленням води в період паводку. Підвищений вміст сульфатів може бути пов'язаний як з природними геохімічними особливостями території, так і з антропогенним впливом.

Вміст загального заліза у воді в більшості сезонів перевищує нормативні значення (0.3 мг/дм^3), особливо в літній період, коли концентрація сягає $0.5\text{--}0.7 \text{ мг/дм}^3$. Підвищений вміст заліза характерний для заплавних водойм із замуленим дном, відновними умовами та активними процесами розкладання органічної речовини.

Гідрохімічний режим заплавних водойм системи Таромського уступу є одним із ключових чинників, що визначає рівень їх трофічного стану, прозорість води та інтенсивність розвитку первинної продукції. Особливу роль у формуванні евтрофних умов відіграють концентрації біогенних елементів, насамперед нітратів, а також показники мінералізації, зокрема вміст хлоридів.

За результатами гідрохімічного аналізу встановлено, що концентрації нітратів у воді водойм Таромського уступу коливаються в межах $5\text{--}55 \text{ мг/дм}^3$. У низці спостережень зафіксовано значення $35\text{--}55 \text{ мг/дм}^3$, що відповідає високому рівню біогенного навантаження та в окремі періоди перевищує гранично допустимі концентрації для поверхневих вод. Підвищений вміст нітратів свідчить про активне надходження азотних сполук, які у заплавних водоймах зі слабким водообміном швидко залучаються до біогеохімічних процесів.

Зростання концентрації нітратів зумовлює інтенсифікацію первинної продукції фітопланктону, що відображається у підвищенні вмісту хлорофілу-а інтегрального показника трофічного стану водойм. За таких умов азот перестає бути лімітуючим фактором, що створює сприятливі передумови для масового розвитку водоростей та формування сезонних явищ «цвітіння води».

Підвищення концентрації хлорофілу-а супроводжується зростанням кількості завислих органічних часток у товщі води, що безпосередньо впливає на світловий режим водойм.

Прозорість води у водоймах системи Таромського уступу перебуває у тісному зворотному зв'язку з інтенсивністю біопродукційних процесів. Зростання біомаси фітопланктону та розвиток перифітону призводять до зниження глибини проникнення світла, що обмежує фотосинтетичну активність занурених макрофітів і сприяє трансформації структури рослинних угруповань. Таким чином, зменшення прозорості води виступає важливим непрямим індикатором евтрофікації заплавної водойми.

Концентрації хлоридів у воді водойми Таромського уступу коливаються в межах 60–160 мг/дм³ і не перевищують нормативних значень. Водночас їх стабільно підвищений рівень порівняно з природним фоном свідчить про антропогенно трансформований гідрохімічний режим. Хлориди не беруть безпосередньої участі у процесах первинної продукції, однак формують загальний рівень мінералізації води, що впливає на фізико-хімічні властивості водного середовища, колоїдний стан завислих часток та умови ресуспензії донних відкладів. У мілководних заплавної водойми ці процеси можуть додатково сприяти зниженню прозорості води.

Узагальнюючи отримані результати свідчать про те, що у водоймах системи Таромського уступу формування евтрофних умов має комплексний характер і зумовлюється поєднанням підвищеного біогенного навантаження та зміненого гідрохімічного фону. Високі концентрації нітратів стимулюють розвиток фітопланктону, що проявляється зростанням концентрації хлорофілу-а та зниженням прозорості води. Підвищений вміст хлоридів, хоча й не перевищує гранично допустимих значень, опосередковано впливає на екологічний стан водойми, сприяючи домінуванню евритолерантних і евтрофних рослинних угруповань.

Таким чином, показники гідрохімічного складу води, прозорості та вмісту хлорофілу-а можуть бути використані як взаємодоповнюючі критерії

для оцінки рівня евтрофікації та екологічного стану заплавлених водойм Дніпровсько-Орільського природного заповідника.

Таким чином, сукупність гідрохімічних показників свідчить про напружений екологічний стан водойм у літній період, що проявляється у зниженні вмісту розчиненого кисню, підвищенні органічного забруднення та концентрацій окремих іонів.

За даними Рошиної Н.О. (2019) гідролого-гідроботанічні особливості основних типів озер долини великих річок (Дніпра) [79] наведені в таблиці. Гідроекологічні та гідроботанічні особливості озер Дніпровсько-Орільського заповідника мають подібні характеристики як і інші типи озер долини річки Дніпро (Табл. 4.1.2).

Таблиця 4.1.2

Гідролого-гідроботанічні особливості основних типів озер долини великих річок (р.Дніпро)

Параметр и озер	Заплава			Арена		3 тераси
	Прирусл ові	централь но- заплавні	притерас ні	аренні низько- мінералі- зовані	аренні високо- мінералі- зовані	
Особлив ос-ті гідрологі ї	Проточні	періодич но проточні	періодич но проточні	частково - проточні, непроточ ні	непроточ ні частково - проточні	частково - проточні
Мінералі -зація	300-400 мг/дм ³	600-1000 мг/дм ³	400-600 мг/дм ³	100-200 мг/дм ³	2000- 7000 мг/дм ³	3000- 7000 мг/дм ³
Переважа ючий тип Заростан ня	Зональні	зонально - суцільни й, суцільни й	Зональні	Зональні	Зональні	зональні й, суцільни й

Індикаторні види	Potamogeton perfoliatus Potamogeton gramineus Batrachium circinatum Najas marina Spirodela polirrhiza Nuphar lutea Trapa borysthena Typha laxmannii Thelipteris palustris	Potamogeton lucens Potamogeton natans Stratiotes aloides Trapa borysthena Nymphaea alba	Riccia fluitans Potamogeton natans Potamogeton compressus Nymphaea alba Alnus glutinosa	Riccia fluitans Ricciocaropus natans Utricularia vulgaris	Zannichellia palustris Scirpus tabernae montani	Zannichellia palustris Batrachium trichophyllum Scirpus tabernae montani
------------------	---	---	---	---	--	--

Отримані результати підтверджують евтрофний, місцями гіпертрофний характер водних екосистем, що створює передумови для використання фітоіндикаційних показників як надійного інструменту оцінки рівня евтрофікації та антропогенного навантаження.

В доповнення до гідрохімічного аналізу води важливим є визначення впливу абіотичних та антропогенних факторів. Абіотичні фактори, насамперед, пов'язані з впливом температури, швидкості течії та типу донних відкладень в різних ділянках заповідника, тощо. Антропогенний вплив безпосередньо пов'язаний з промисловим впливом на стан природних екосистем, сільськогосподарських угідь, що знаходяться поруч та впливом рекреаційних зон у вигляді чисельних баз відпочинку.

З метою визначення довжини провідного екологічного градієнта матрицю видового складу рослинного угруповання було попередньо проаналізовано методом аналізу відповідності без усунення трендів (DCA). Отримані результати використано для обґрунтування вибору одного з двох альтернативних методів ординаційного аналізу прикладом чого є канонічний аналіз відповідності (CCA) або аналізу надмірності (RDA). У разі короткого провідного градієнта навколишнього середовища, за якого довжина відповідної осі становить менше 2 стандартних відхилень, доцільним є застосування методу RDA.

Протягом весняного та літнього періодів рівень води у водосховищі становив у середньому $51,4 \pm 0,0048$ м та змінювався від 51,1 до 51,9 м. Середній рівень води у водосховищі відрізнявся між роками ($F = 114,5$, $p < 0,001$). У весняно-літній період спостерігалася тенденція до зниження рівня води у водосховищі (рис. 4.1.1).

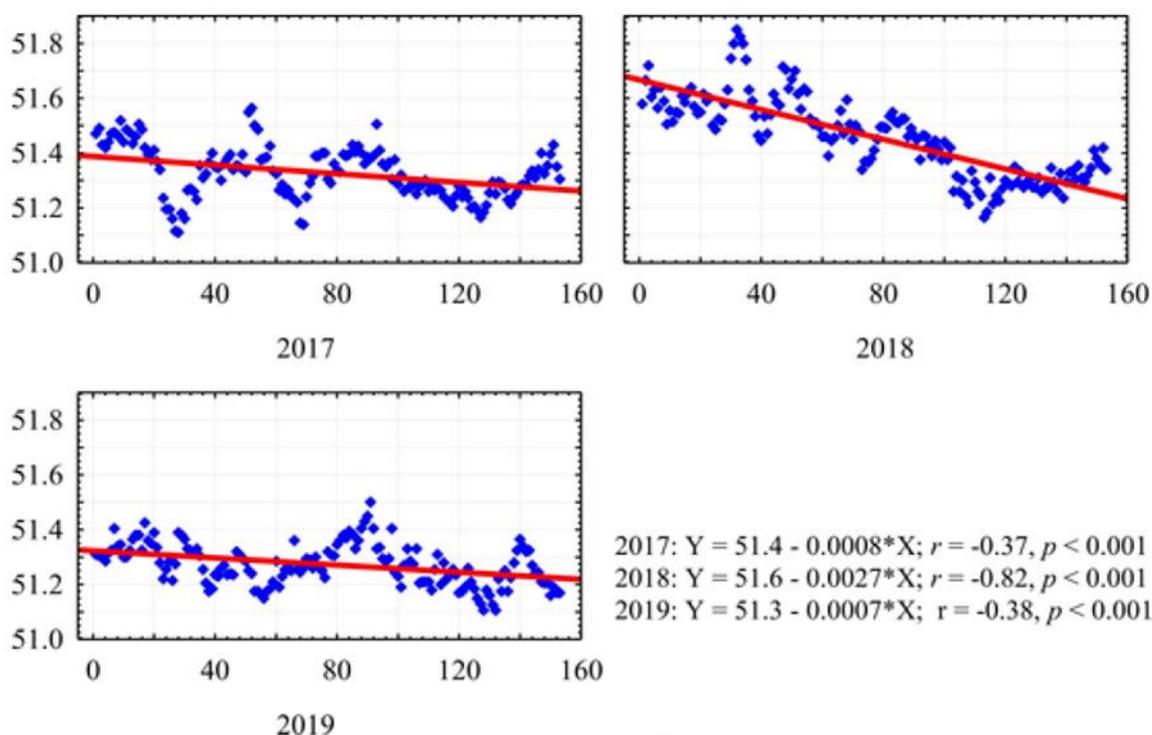


Рис. 4.1.1 Динаміка рівня води у Дніпровському водосховищі за даними спостереження станції Сухачевка з 2017 по 2019 у весняно-літній період (з 1 березня по 31 серпня)

Примітка: за віссю абсцис – порядок днів з березня по серпень, за віссю ординат – рівень води у водосховищі над рівнем моря; м

Швидкість зниження рівня води за досліджуваний період з часом була дуже низькою та становила 0,7–2,7 мм на добу. Середньодобові коливання рівня води становили $0,11 \pm 0,0048$ діапазону рівня води за досліджуваний період (рис. 4.1.2).

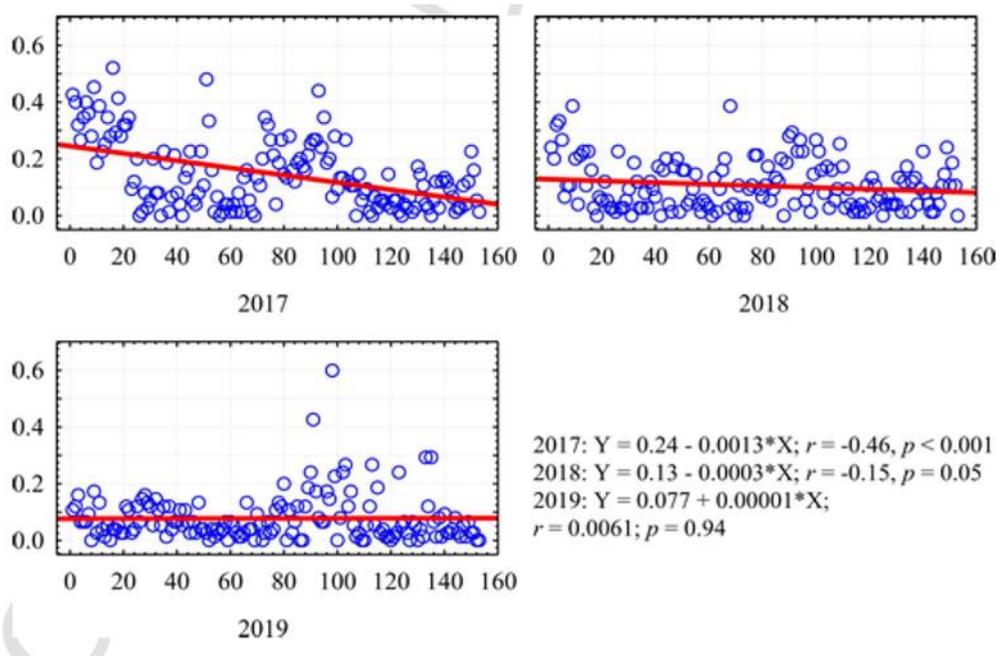


Рис. 4.1.2 Добові коливання рівня води у Дніпровському водосховищі за даними спостережень станції в селі Сухачівка у 2017–2019 роках з 1 березня по 31 серпня

Примітка: вісь абсцис – порядок днів з 1 березня, вісь ординат – відношення амплітуди рівня води у водосховищі протягом доби до амплітуди коливань протягом загального періоду дослідження.

Динаміка рівня води у водосховищі визначалася за допомогою індексу, який коливався від 0 до 0,60. Середньодобова амплітуда рівня води була різною в різні роки ($F = 114,5$, $p < 0,001$). Спочатку цей показник був найвищим і мав значення $0,15 \pm 0,0099$. У 2018 році середньодобова амплітуда була меншою ($0,11 \pm 0,0070$), а найнижчою - у 2019 році ($0,08 \pm 0,0067$). Окрім

добових коливань води, у ритмі рівня води у водосховищі були представлені коливальні процеси з частотою ≈ 20 –25 та 40–80 днів (Рис. 5.4.3)

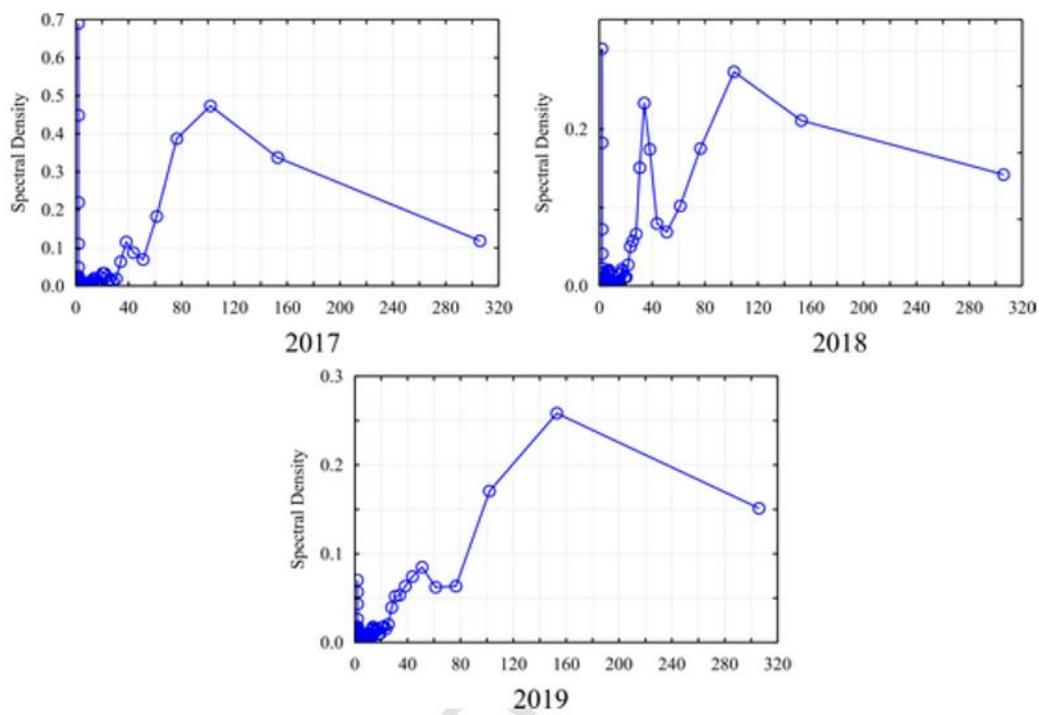


Рис. 4.1.3 Спектральна щільність часових рядів коливань рівня води: вісь абсцис – період (0,5 дня), вісь ординат – спектральна щільність

Результати канонічного кореляційного аналізу (ССА) відображають вплив просторових, екологічних та комбінованих просторово-екологічних чинників на варіацію індексів, пов'язаних із прозорістю води та трофічним станом (Chl1, Chl2, NDCI, FOS, SD, SD2, NDTI, PC). Провідна роль ССА1 ($F = 24,7$; $p < 0,001$) є домінуючою в моделі, тому що вона має високі канонічні навантаження для більшості показників: Chl1 (0,52), Chl2 (0,59), NDCI (0,38), NDTI (0,50), PC (0,56). Високі значення F-критерію та статистично значущі p -рівні ($p < 0,001$) для більшості осей свідчать про суттєву пояснювальну здатність моделі (Табл. 4.1.2).

Таблиця 4.1.2

Описова статистика та коефіцієнт кореляції Пірсона хлорофіла-а, каламутності та прозорості (N=152)

Показник	Середнє	Chl1	Chl2	NDCI	FOS	SD	SD2	NDTI	PC
Chl1	8.43±2.96	1	0.67	0.53	- 0.5	- 0.52	- 0.55	0.3	0.67
Chl2	13.36±4.26	0.67	1	0.8	- 0.62	-	-	0.16	0.85
NDCI	0.31±0.15	0.53	0.8	1	- 0.58	- 0.65	- 0.87	-	0.77
FOS	17.71±15.43	- 0.5	- 0.62	- 0.58	1	0.55	0.65	- 0.23	- 0.64
SD	84.7±46.65	- 0.52	- 0.73	- 0.65	0.55	1	0.8	-	-
SD2	28.9±7.25	- 0.55	- 0.81	- 0.87	0.65	0.8	1	- 0.47	-0.73
NDTI	-0.23±0.05	0.3	0.16	-	- 0.23	- 0.47	- 0.41	1	0.24
PC	2.4±2.24	0.67	0.85	0.77	- 0.64	- 0.73	- 0.75	0.24	1
MBIR	9.1±1.29	- 0.64	- 0.79	- 0.64	0.60	0.78	0.8	- 0.47	- 0.76

Це вказує, що просторово-структурована мінливість безпосередньо пов'язана з концентрацією хлорофілу-а, спектральними індексами евтрофікації та просторовими характеристиками водних об'єктів. Додаткові осі ССА3 ($F = 8,1$; $p < 0,001$) підтверджує роль Chl1, Chl2 та PC, що свідчить про ієрархічну багатомасштабну просторову організацію трофічних процесів. ССА4–ССА6 мають менший вплив, але демонструють залучення показників прозорості (SD, SD2), флуктуацій оптичних властивостей води (FOS). Це характерно для локальних умов водойм, зумовлених морфометрією та гідрологічним режимом.

Широкомасштабний рівень (ССА_{broad}) ($F = 7$; $p < 0,001$) підтверджується значущими навантаженнями для Chl1, NDCI, SD, NDTI та PC ($\approx 0,38-0,46$). Це свідчить, що регіональні просторові градієнти (розташування водойм у межах заплави, гідрологічна зв'язаність) визначають загальний рівень трофності, середню прозорість води.

Середньомасштабний рівень CCAmedium1–2 ($F = 2,4-2,6$) демонструють високі навантаження показників SD, NDTI та Chl2. Це вказує на вплив внутрішньої структури водойм, до яких відносять заростання макрофітами, локальні зони застою. Таким чином, просторова організація екосистем є багаторівневою, а евтрофікація має чітко виражений просторовий патерн.

Чисті середовищні ефекти (Pure environment effects) вказують на домінування CCA1 ($F = 21,1$; $p < 0,001$): високі навантаження для SD (0,74), NDTI (0,65), Chl2 (0,54), PC (0,52). Це свідчить про визначальну роль гідрооптичних і трофічних характеристик, незалежно від просторової структури. Наступні осі CCA2 ($F = 10,2$; $p < 0,001$) підкреслює значення хлорофілу-а як ключового біоіндикатора. CCA3–CCA4 відображають вплив вторинних факторів, зокрема, локальних коливань прозорості, оптичної неоднорідності водної товщі. Загалом, середовищні чинники мають дещо вищу пояснювальну здатність, ніж чисто просторові, але їхній ефект значною мірою просторово структурований.

Коефіцієнти кореляції змінних навколишнього середовища на прикладі концентрації хлорофілу, наявності фосфорорганічних сполук, використанням адаптивних властивостей екосистем, канонічних осей, визначені з використанням просторових змінних як предикторів або визначення просторового ефекту та з канонічними осями, що позначають чистий фактичний вплив факторів навколишнього середовища, з урахуванням просторових змінних як умовних предикторів (Табд. 4.1.3).

Таблиця 4.1.3

Кореляція впливу просторових змінних на стан навколишнього середовища

Canonical Axes	Chl1	Chl2	NDCI	FOS	SD	SD2	NDTI	PC
Spatial and environment effects								
CCA1, $F=24.7$ $p<0.001$	0,52	0,59	0,38	-	-	-	0,50	0,56

CCA2, F=13.2 p<0.001	-	-	-	-	0,20	-	-	-
CCA3, F=8.1 p<0.001	0,44	0,27	0,29	-	-	-	-	0,46
CCA4, F=4.7 p<0.001	- 0,19	-	0,21	-	0,19	-	- 0,41	0,19
CCA5, F=3.8 p<0.001	-	-	-	-	-	-	- 0,17	-
CCA6, F=3.2 p<0.007	-	-	- 0,23	-	0,22	-	0,18	-
Spatial effect (which also includes the spatially structured environmental effects)								
CCAbroad1 F=7, p<0.001	0,39	0,32	0,38	- 0,38	- 0,39	- 0,39	0,19	0,46
CCAbroad2 F=3.8, p<0.005	- 0,21	- 0,33	-	0,61	0,28	0,46	- 0,28	- 0,21
CCAmid1 F=2.6, p<0.012	- 0,56	- 0,57	- 0,37	0,64	0,56	0,6	- 0,49	- 0,58
CCAmid2 F=2.4, p<0.032	0,2	0,17	-	- 0,41	- 0,26	- 0,38	0,25	-
Pure environment effects								
CCA1, F=21.1 p<0.001	0,46	0,54	0,32	- 0,74	- 0,56	- 0,65	0,45	0,52
CCA2, F=10.2 p<0.001	0,48	0,33	0,21	-	-	-	0,17	0,46
CCA3, F=4.5 p<0.001	0,17	-	-	0,17	-	-	0,28	- 0,27
CCA4, F=3.7 p<0.001	-	-	-	- 0,17	-	-	0,34	-

Отримані результати свідчать, що евтрофікація та прозорість води у водоймах мають чітко виражену просторову організацію, концентрація хлорофілу-а та спектральні індекси (NDCI, NDTI) є інтегральними індикаторами як середовищних, так і просторових процесів, поєднання ССА та просторового розкладу дозволяє виокремити багатомасштабні механізми формування екологічного стану водойм.

В таблиці 3А1 (додаток) оцінки оптимуму та толерантності видів у евтрофному градієнті на основі ваг на кнонічних осях вибраних (жирним

шрифтом виділені види, які не брали участі в ординації, а їх оптимум та толерантність оцінюються з використанням середньозваженого значення канонічних осей). Канонічна вісь 1 описує основну частку інерції спільноти, і для всіх варіантів ординації спільноти ця вісь тісно корелює зі змінними, що характеризують евтрофікацію водойм. Тому бали видів на канонічній осі 1 можна розглядати як маркер видового оптимуму в градієнті евтрофікації, а дисперсію видів вздовж осі 1 можна розглядати як маркер толерантності видів до фактора евтрофікації (Додаток 1). Значення CS видів за шкалою MBIR знаходилися в діапазоні 2–13. Тому, бали видів рослин на канонічній осі 1 були стандартизовані до діапазону 2–13 та округлені, що призвело до отримання балів CS, адаптованих до умов середньої течії Дніпра – CSd. Діапазон толерантності видів вздовж канонічної осі 1 був розділений на три квантілі. Найнижчому рівню варіації було присвоєно значення Ed, що дорівнює 3, середньому рівню варіації було присвоєно значення 2, а найвищому рівню варіації було присвоєно значення 1. Значення індикатора CSd та коефіцієнт екологічної амплітуди Ed були розраховані для трьох варіантів ординації угруповань. Індикаторні шкали макрофітів зображені в таблиці використовують для оцінки евтрофікації водойм. Ці шкали порівнювали з індикаторними значеннями видів за іншими шкалами таблиці 5.4.2.

Для оцінки відносного внеску просторових і середовищних чинників у формування індикаторних характеристик рослинних угруповань було проаналізовано зв'язки між індикаторними шкалами та компонентами канонічного аналізу, що відображають сукупний просторово-середовищний ефект, чистий просторовий ефект та чистий середовищний ефект. Як показники використовувалися коефіцієнти кореляції (SC) та відповідні рівні значущості (p-value).

Отримані результати свідчать, що індикаторні шкали макрофітів по-різному реагують на просторову структуру та екологічні умови водойм. Для окремих шкал виявлено статистично значущі зв'язки переважно з чистими

середовищними факторами, тоді як просторовий ефект у більшості випадків був слабо вираженим або статистично незначущим. У межах сукупного просторово-середовищного впливу найбільш виражені зв'язки зафіксовано для індикаторів трофності та вологості. Зокрема, шкала TIM IV демонструє статистично значущий негативний зв'язок з компонентом Csd ($SC = -0,51$; $p = 0,03$), що вказує на зменшення значень індикатора за градієнтом зростання просторово структурованих факторів. Подібна тенденція, хоча й статистично не підтверджена, простежується і для шкали MI.

Для шкали MBIR E відзначено значущий негативний зв'язок з компонентом Ed ($SC = -0,50$; $p < 0,01$), що свідчить про чутливість цього індикатора до поєднання просторових і екологічних градієнтів, пов'язаних із евтрофікацією та гідрооптичними характеристиками води.

Аналіз чистого просторового ефекту показав загалом низьку пояснювальну здатність просторових компонентів. Для більшості індикаторних шкал (MBIR Cs, MI, TIM W, MTR STR, MIR IV, MIR W) кореляції з компонентами Csd та Ed були слабкими та статистично незначущими ($p > 0,05$). Це вказує на те, що просторове розташування водойм саме по собі не є визначальним чинником формування індикаторних характеристик рослинності, а його вплив реалізується переважно через середовищні параметри.

Найбільш чіткі та статистично значущі результати отримано для чистих середовищних ефектів. Зокрема, для шкал MBIR Cs, MTR STR та MIR IV зафіксовано сильні позитивні зв'язки з компонентом Csd ($SC = 0,49-0,64$; $p < 0,01$), що свідчить про домінуючу роль екологічних умов у формуванні структури та функціональних характеристик макрофітних угруповань.

Негативний і статистично значущий зв'язок між шкалою MBIR E та компонентом Ed ($SC = -0,68$; $p < 0,01$) вказує на високу чутливість цього індикатора до змін трофічного стану та прозорості води. Аналогічна, хоча менш виражена, тенденція простежується для шкали TIM IV, для якої також

зафіксовано значущий негативний зв'язок із середовищними факторами (SC = -0,55; p = 0,02) (Табл. 4.1.4).

Таблиця 4.1.4

Кореляція Спірмена між індикаторними шкалами водних макрофітів та шкалами MBIR, адаптованими для умов середньої течії річки Дніпро.

Indicator scales	N	Spatial and environment effects				Spatial effect				Pure environmental effect			
		Csd		Ed		Csd		Ed		Csd		Ed	
		SC	p-value	SC	p-value	SC	p-value	SC	p-value	SC	p-value	SC	p-value
MBIR Cs	30	0.31	0.1	0.13	0.48	-0.22	0.24	-0.01	0.98	0.64	<0.01	0.23	0.23
MBIR E		-0.25	0.18	-0.50	<0.01	0.03	0.06	-0.08	0.68	-0.13	0.49	-0.68	<0.01
MI	10	-0.45	0.19	0.50	0.08	-0.31	0.38	-0.27	0.44	-0.3	0.4	-0.37	0.3
TIM IV	18	-0.51	0.03	0.37	0.13	0.18	0.48	0.02	0.93	-0.55	0.02	0.1	0.69
TIM W		-0.08	0.76	-0.11	0.67	0.17	0.49	-0.17	0.50	-0.28	0.26	-0.39	0.11
MTR STR	34	0.28	0.11	-0.22	0.22	-0.02	0.90	0.02	0.92	0.49	<0.01	-0.13	0.45
MIR IV	36	0.28	0.10	0.15	0.38	0.04	0.80	0.14	0.41	0.48	<0.01	0.05	0.77
MIR W		0.05	0.79	-0.41	0.01	0.10	0.55	-0.19	0.27	-0.02	0.93	-0.22	0.21

Примітка: жирним шрифтом позначено статистично значущий коефіцієнт кореляції з р-значенням менше 0,05.

Таким чином, результати аналізу свідчать, що індикаторні шкали макрофітів переважно відображають вплив чистих середовищних чинників, тоді як просторовий компонент відіграє другорядну роль. Це підтверджує доцільність використання фітоіндикаційних підходів для оцінки екологічного стану водойм, оскільки рослинні угруповання оперативно реагують на зміни трофічного режиму, прозорості води та інших гідроекологічних параметрів, незалежно від просторової конфігурації водних об'єктів.

На рисунку 5.4.4 представлено результати просторового канонічного аналізу (CCA), що відображає широкомасштабну (А: CCAbroad1–4) та середньомасштабну (В: CCAmedium1–4) складові варіювання угруповань

макрофітів у досліджуваних водоймах. Отримані ординаційні діаграми демонструють ієрархічну просторову організацію рослинного покриву та відмінності у чинниках, що формують структуру макрофітних ценозів на різних рівнях просторової деталізації.

Ординаційні діаграми CCAbroad1–2 (рис. А) характеризуються чітко вираженою градієнтною структурою розміщення проб, що свідчить про домінування регіональних просторових чинників у формуванні угруповань макрофітів. Просторове розділення точок уздовж головних осей відображає вплив таких факторів, як положення водойм у межах заплавної системи, ступінь гідрологічної зв'язаності, а також загальний трофічний фон. Наявність впорядкованих ланцюгів точок із поступовою зміною їхніх значень свідчить про просторово структуровану зміну екологічних умов, що визначає видовий склад і функціональні характеристики макрофітів. Таким чином, широкомасштабна компонента відображає інтегрований вплив просторових і середовищних чинників, які формують загальний екологічний контекст існування макрофітних угруповань.

Ординаційні діаграми CCAmedium1–2 (рис. В) демонструють більш локалізований характер просторового варіювання, що проявляється у зменшенні розкиду точок та формуванні компактніших груп. Це свідчить про зростання ролі внутрішньоводоймних факторів, зокрема морфометричних особливостей, ступеня заростання, мікрогідрологічних умов та неоднорідності субстрату.

На середньомасштабному рівні просторові градієнти стають менш протяжними, а варіювання структури макрофітних угруповань відображає локальні екологічні відмінності, які не завжди узгоджуються з регіональним просторовим патерном. Це вказує на те, що навіть у межах однієї заплавної системи угруповання макрофітів можуть істотно відрізнятися за видовим складом і домінантною структурою.

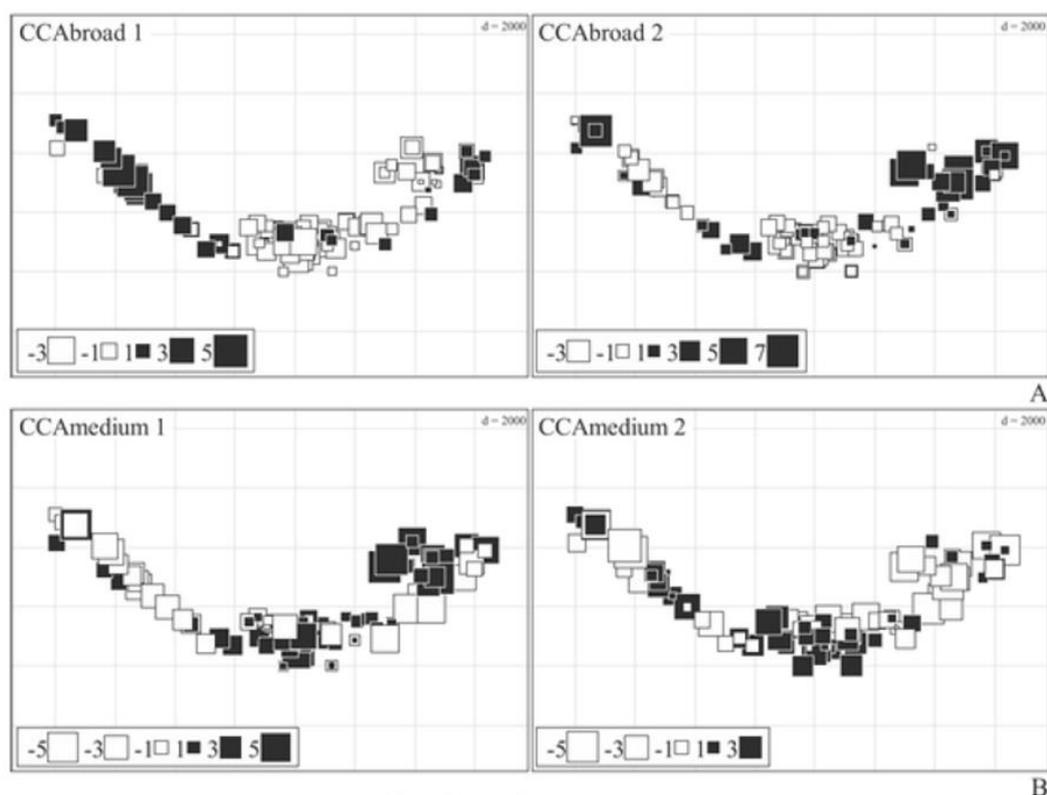


Рис. 4.1.4 Пространственное варьирование сообщества макрофитов: А – широкомасштабная составляющая варьирования (CCAbroad1–4); В – среднемасштабная составляющая варьирования (CCAmidium1–4)

Широкомасштабна просторова складова пояснювала 6,0% варіації структури спільноти ($R_{adj}^2 = 0,060$; $F = 2,94$; $p < 0,001$) і була представлена двома статистично значущими канонічними осями (рис. 4.1.5). Середньомасштабний компонент зумовлював 1,2% варіації спільноти ($R_{adj}^2 = 0,012$; $F = 1,92$; $p = 0,004$) та також включав дві статистично значущі канонічні осі.

Сукупність екологічних факторів разом із відібраними просторовими змінними (1, 3, 4, 5, 9 та 11) пояснювала 26,4% загальної варіації структури угруповання. При цьому вплив лише факторів середовища становив 21,1% варіації макрофітної спільноти ($R_{adj}^2 = 0,211$; $F = 6,05$; $p < 0,001$). Після врахування просторових предикторів як умовної змінної чистий ефект екологічних факторів зменшувався до 19,1% ($R_{adj}^2 = 0,191$; $F = 5,66$; $p < 0,001$). Цей чистий вплив був описаний чотирма статистично значущими канонічними осями.

Перша канонічна вісь демонструвала позитивну кореляцію з концентраціями хлорофілу-а, фікоціаніну та показниками каламутності води, водночас негативно корелюючи з FOS і глибиною за диском Секкі. Канонічні осі 2–4 характеризувалися різними комбінаціями зв'язків з екологічними змінними.

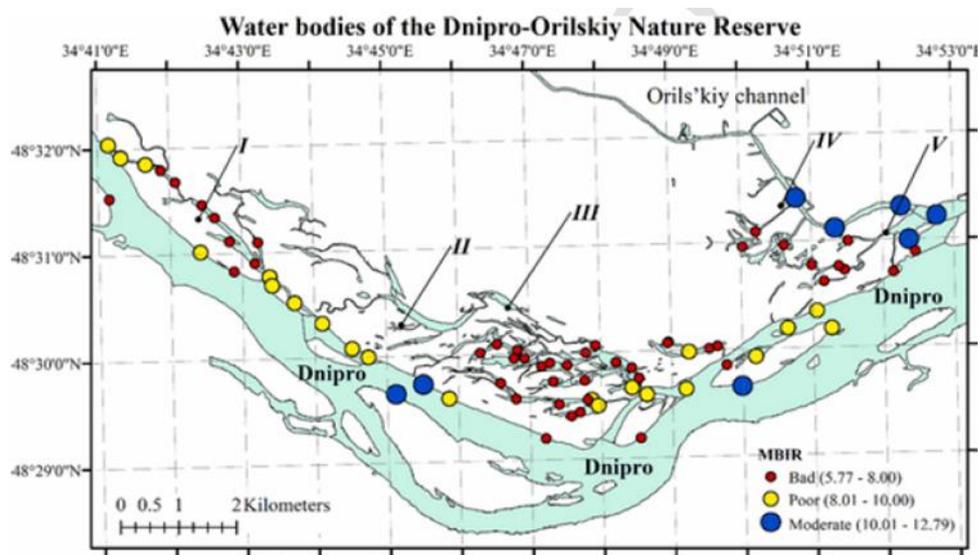


Рис. 4.1.5 Просторова варіація оцінок рівня евтрофікації на основі Біологічного індексу макрофітів для річок: I – система Миколаївського виступу; II – руслова частина річки Дніпро; III – система Таромського виступу; IV – система Обухівської заплави; V – гирло річки Оріль.

Антропогенна евтрофікація річки Дніпро є результатом зростаючого впливу погано очищених побутових та промислових стічних вод, а також ерозійного стоку з сільськогосподарських полів, які містять надмірну концентрацію поживних речовин. Індикаторні шкали водних макрофітів традиційно використовувалися для оцінки трофічного стану водойм. Адаптація європейських шкал для застосування в Україні є надзвичайно важливою, але стикається з низкою труднощів. Регулювання річкового стоку шляхом будівництва каскаду водосховищ призвело до значної трансформації гідрологічного режиму в заплавах Дніпра. Водойми в заплаві Дніпра знаходяться в неоднорідному середовищі, де формуються різноманітні та динамічні умови угруповань рослинних макрофітів, які суттєво відрізняються від річкових чи озерних режимів. Виявлення варіації угруповань, яка

спричинена саме евтрофікацією, є передумовою для адаптації індикаторних шкал до регіональних умов. Три варіанти координації угруповань водних макрофітів з екологічними та просторовими змінними як предикторами були використані для адаптації біологічного індексу макрофітів для річок (MBIR) до регіональних умов середнього Дніпра. Предикторами стану довкілля були вміст хлорофілу-а та фікоціаніну, оцінки каламутності та прозорості, отримані зі знімків дистанційного зондування супутника Sentinel. Просторові змінні були отримані за допомогою процедури ординації карт власних векторів Морана на основі відстаней, що дозволило змодельовати дію невимірних факторів довкілля. Версія ординації після вилучення просторової складової варіації дала оцінку шкал індикаторів, які були статистично значущо корельовані як з оригінальною шкалою MBIR, так і з деякими іншими шкалами індикаторів. Таким чином, врахування просторової складової варіації у спільноті водних макрофітів є важливим для оцінки впливу евтрофікації на водойми.

4.2. Видовий склад та структура розподілу макрофітів Дніпровсько-Орільського природного заповідника.

Просторова структура та флористичний склад рослинного покриву озер і штучних озероподібних водойм визначаються їхнім положенням у межах окремих ландшафтних елементів, віком водойм та інтенсивністю антропогенного впливу. Залежно від поєднання цих чинників у водоймах формуються різні типи заростання.

У відносно молодих озерах заплавної походження (колишні рукави річок і старики) угруповання водних макрофітів характеризуються розсіяно-плямистим, куртинним (дифузно розподіленим) та зональним типами заростання. Останній приурочений переважно до прибережних мілководних ділянок, де рослинність розміщується поясами відповідно до градієнта глибин.

Розсіяно-плямистий тип представлений ценозами різних екологічних груп водних рослин.

У більш вікових, помірно та надмірно зарослих заплавлених озерах рослинні угруповання формують зональний і суцільно-зарослевий типи заростання. Від урізу води послідовно формуються пояси гелофітів (*Phragmitetum australis*, *Typhetum angustifoliae*), які змінюються на глибших ділянках угрупованнями плейстофітів (*Nupharetum lutei*, *Nymphaetum albae*) та гідатофітів (*Potametum pectinati*, *Ceratophylletum demersi*, *Ceratophylletum submersi*, зрідка – *Ceratophylletum pentacanti*, *Ceratophylletum tanaitici*).

У штучних водоймах просторовий розподіл і склад рослинного покриву загалом підпорядковуються тим самим закономірностям, що й у природних озерах, однак характеризуються спрощеною структурою угруповань та обмеженим флороценотичним різноманіттям. Відповідно до класифікації типів заростання, у таких водоймах переважають поясний і суцільно-зарослевий типи, тоді як куртинний і розсіяно-плямистий трапляються значно рідше.

Поясний тип заростання формується переважно в прибережній зоні та представлений угрупованнями повітряно-водних макрофітів, серед яких домінують *Phragmitetum australis*, *Typhetum angustifoliae* та *Typhetum latifoliae*. Суцільно-зарослевий тип приурочений до ділянок із постійним обводненням і глибинами до 2 м, де поширені ценози гідатофітів *Potametum perfoliati*, *Potametum pectinati* та *Zannichelietum palustre*.

Найбільш інтенсивний розвиток прибережно-водної рослинності спостерігається в межах невеликих заток і берегових заглиблень, захищених від активних процесів ерозії та акумуляції. У таких місцезростаннях рослинний покрив формується переважно за поясним типом і представлений угрупованнями повітряно-водної рослинності та зоною рослин із плаваючим на поверхні води листям, тоді як занурені макрофіти трапляються поодинокі або невеликими групами.

Для слабопроточних водойм характерне формування угруповань *Nuphar luteum*, що зазвичай беруть участь у формуванні поясного типу заростання. Заплавні водойми акумулятивного типу відзначаються наявністю ценозів *Nymphaea alba* та *Potamogeton lucens*, які формують як поясний, так і фрагментарний суцільно-зарослевий тип заростання. Водночас напівзанурені та німфейні макрофіти уникають заплавних водойм зі значними коливаннями рівня води, особливо в умовах тривалих повеней, що обмежує їх участь у формуванні стабільних заростей (Табл. 4.2.1).

Таблиця 4.2.1

Типи заростання водойм, характерні угруповання макрофітів та екологічні умови їх формування

Тип заростання	Характерні угруповання макрофітів	Основні екологічні умови формування
Поясний	<i>Phragmitetum australis</i> , <i>Typhetum angustifoliae</i> , <i>Typhetum latifoliae</i> , <i>Nupharetum lutei</i> , <i>Nymphaeetum albae</i>	Прибережна мілководна зона; слабка або відсутня течія; стабільний гідрологічний режим; градієнт глибин; помірна евтрофікація
Суцільно-зарослевий (заростевий)	<i>Ceratophylletum demersi</i> , <i>Ceratophylletum submersi</i> , <i>Potametum pectinati</i> , <i>Potametum perfoliati</i> , <i>Zannichelietum palustre</i>	Постійне обводнення; глибини до 2–3 м; слабка проточність або стоячі води; підвищена трофність; висока прозорість у літній період
Куртинний (дифузно розподілений)	<i>Potametum lucentis</i> , <i>Myriophylletum spicati</i> , локально <i>Nupharetum lutei</i>	Нерівномірний рельєф дна; мозаїчність субстратів; помірні коливання рівня води; локальні ділянки акумуляції
Розсіяно-плямистий	Ценози різних екологічних груп: гідатофіти,	Молоді або динамічні водойми; нестабільний гідрологічний режим;

	плейстофіти, гелофіти (змішані комплекси)	ранні стадії сукцесії; слабко сформовані пояси
Поясний у високомінералізованих водоймах	<i>Zannichelietum palustris</i> , <i>Ruppium maritima</i> , <i>Bolboschoenetum maritimi</i> , <i>Phragmitetum communis</i>	Підвищена мінералізація; лиманний або напівлиманний тип водойм; коливання рівня води; солонуваті ґрунти
Фрагментарний суцільно-зарослевий	<i>Nymphaea alba</i> , <i>Potamogeton lucens</i>	Заплавні водойми акумулятивного типу; локально стабільні гідрологічні умови; помірна трофічність

Загалом для штучних водойм характерне зниження флороценотичного різноманіття, зумовлене їхньою просторовою ізоляцією, обмеженими можливостями міграції нових видів та підвищеним рівнем антропогенного навантаження. Унаслідок цього рослинний покрив озер різних озерних підрайонів відрізняється як за співвідношенням типів заростання, так і за флористичним складом угруповань. На сучасному етапі менш підтоплені озера в межах природного заповідника «Дніпровсько-Орільський» характеризуються наявністю 35 асоціацій у складі рослинного покриву.

Загалом трансформація складу та структури вищої водної рослинності є характерною рисою водойм різних типів і відображає їхню реакцію на зміну гідрологічного режиму та посилення антропогенного впливу. Співвідношення груп гемеробії може бути використане як інтегральний показник антропогенної трансформації водних екосистем, а також як елемент фітоіндикаційної оцінки екологічного стану заплавних і штучних водойм (Табл. 4.2.2).

Таблиця 4.2.2

Ступені гемеробії водних макрофітів та їх приуроченість до типів водойм Дніпровсько-Орільського природного заповідника

Ступінь гемеробії	Екологічна характеристика виду	Типові види водних рослин	Характерні типи водойм
Аагемероби (a-hem)	Види, приурочені до природних, малопорушених умов; чутливі до антропогенного навантаження та евтрофікації	<i>Nymphaea alba</i> , <i>Nuphar lutea</i> , <i>Potamogeton lucens</i> , <i>Myriophyllum verticillatum</i>	Слабо трансформовані заплавні озера, староріччя зі стабільним гідрологічним режимом
Олігогемероби (oligo-hem)	Толерантні до незначного антропогенного впливу; зберігаються за помірної евтрофікації	<i>Potamogeton perfoliatus</i> , <i>Ceratophyllum submersum</i> , <i>Fontinalis antipyretica</i>	Заплавні озера з обмеженим антропогенним впливом, проточні та слабопроточні водойми
Мезогемероби (meso-hem)	Види з широкою екологічною амплітудою; стійкі до коливань рівня води та помірної антропогенного навантаження	<i>Ceratophyllum demersum</i> , <i>Potamogeton pectinatus</i> , <i>Persicaria amphibia</i> , <i>Lemna trisulca</i>	Більш підтоплені заплавні озера, слабопроточні водойми, озера з помірною евтрофікацією
Евгемероби (eu-hem)	Види, адаптовані до значного антропогенного впливу та підвищеної трофності	<i>Phragmites australis</i> , <i>Typha angustifolia</i> , <i>Typha latifolia</i> , <i>Bolboschoenus maritimus</i>	Озера з порушеним гідрологічним режимом, береги штучних і регульованих водойм
Полігемероби (poly-hem)	Види, характерні для сильно трансформованих або штучних	<i>Lemna minor</i> , <i>Spirodela polyrhiza</i> , <i>Zannichellia palustris</i>	Ставки, канали, меліоративні та техногенно змінені водойми

	екосистем; часто домінують		
--	----------------------------	--	--

Вищі водні рослини Дніпровсько-Орільського природного заповідника представлені споровими рослинами та покритонасінними рослинами, які є більш чисельними. Розподіл макрофітів у водоймах заповідника є досить нерівномірним та значно відокремлюється рядом екологічних факторів, серед яких є фізично-хімічні властивості водного середовища.

Самими малочисельними у водоймах Дніпровсько-Орільського природного заповідника є представники відділу мохоподібні (Bryophyta Fontinalaceae *Fontinalis antipyretica* Hedw). Під час дослідження вищої водної рослинності Дніпровсько-Орільського природного заповідника встановлено локальне поширення водяного моху *Fontinalis antipyretica* Hedw на окремих ділянках Орільського каналу та в межах озера Солоне (Рис.4.2.1).

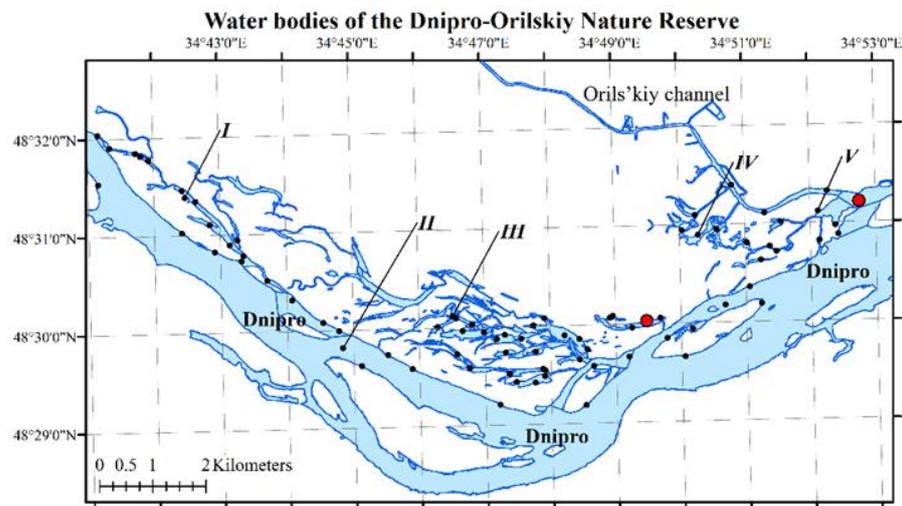


Рис. 4.2.1 - Просторове розміщення *Fontinalis antipyretica* Hedw

Орільський канал є штучно створеним гідротехнічним об'єктом, що характеризується підвищеним рівнем антропогенного навантаження. Більшість водойм заповідника належить до заплавної озера, серед яких озеро Солоне вирізняється майже повною відсутністю течії та низькою гідродинамічною активністю водних мас.

Заплавні озера формуються в межах річкової долини та характеризуються значною просторовою неоднорідністю екологічних умов, що зумовлює формування мозаїки рослинних угруповань з різними екологічними режимами. У таких умовах водяний мох *F. antipyretica* займає специфічну екологічну нішу, чутливу до змін гідрологічного та гідрохімічного режимів. Важливою особливістю водойм заповідника є суттєвий вплив абіотичних чинників, серед яких провідне значення має температурний режим води, що визначає сезонну динаміку розвитку макрофітів та просторовий розподіл мохоподібних угруповань [80].

Водні мохи населяють озера та водно-болотні угіддя, які можуть відрізнитися обмеженим вмістом CO_2 у воді, обмеженою дифузійною CO_2 , високим опором межевого шару та втратою світла з глибиною, особливо червоного, завдяки чому процес фотосинтезу знижується. Першочергове значення має доступність вуглекислого газу, тому водневий показник впливає на його доступність. В окремих випадках водний мох може перетворювати бікарбонати всередині клітини, щоб збільшити доступ до вуглецю. Фактором, який посилює ріст мохоподібних рослин водойм заповідника є осадонакопичення, надмірне розростання діатомових та інших водоростей та детритного комплексу, що можуть блокувати світло та сприяти мулонакопиченню. Водне середовище захищає хлорофіл від ультрафіолетового випромінювання, а в районах з високою інтенсивністю світла принаймні деякі мохи виробляють посилену пігментацію, яка служить фільтром. У посушливі сезони брак води може обмежувати або зупиняти фотосинтез. Температура також може бути проблемою в цей час, оскільки відкриті, але все ще зволожені мохи в деяких випадках досягають температур, невідомих у занурених умовах, і спричиняють посилене дихання, яке може перевищувати фотосинтетичну фіксацію. Високі температури можуть значно обмежувати присутність багатьох космополітичних видів водних мохів в водоймах. І навпаки, багато водних мохів мають температурний оптимум у

діапазоні 0–20 °С, причому оптимум залежить від гідрохімічних властивостей води та середовища існування (Fedonenko et al. 2022).

Мох *Fontinalis antipyretica* виконує значну екологічну функцію в стоячих прісноводних екосистемах. Його присутність сприяє формуванню стабільних мікробіоценозів, забезпечує субстрат і укриття для широкого спектра водних організмів, зокрема безхребетних і молоді риб. Завдяки фотосинтетичній активності, *F. antipyretica* бере участь у регуляції кисневого режиму водойм, що особливо важливо в умовах зниженого водообміну. Крім того, він здатний акумулювати надлишкові поживні речовини, важкі метали та інші забруднювальні речовини, відіграючи роль у процесах біофільтрації та біоіндикації. Сукупність цих властивостей визначає *Fontinalis antipyretica* як ключовий компонент екосистем стоячих водойм, що впливає на їхню екологічну стійкість та якість водного середовища.

Ще одним видом вищих спорових рослин водойм заповідника є представник відділу папоротей сальвінія плаваюча (*Salvinia natans*). При гідроекологічних дослідженнях заповідника Дніпровсько-Орільський вид сальвінія плаваюча (*Salvinia natans*) був відмічений на 8 досліджених акваторіях: водойми Миклаївського уступу, лівий берег р. Дніпро, о. Кам'янистий, Обухівські плавні, оз. Горіхове, оз. Литвинове, оз. Лопата та протока між Обухівською затокою та плавні (Рис. 4.2.2).

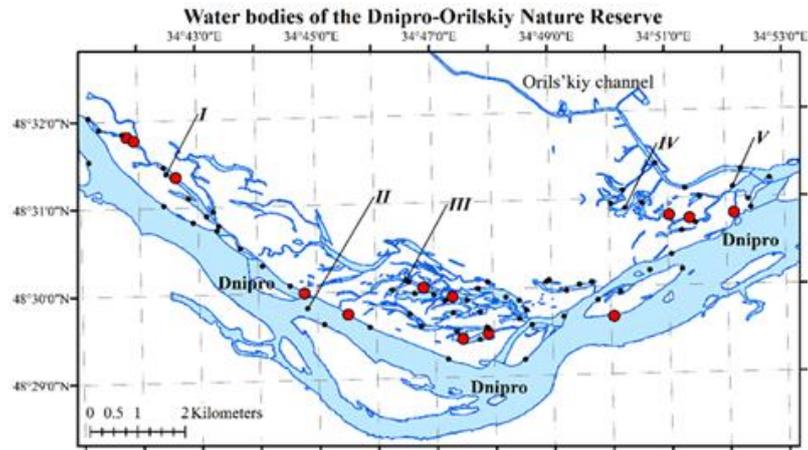


Рис. 4.2.2 - Просторове розміщення *Salvinia natans* природного заповідника «Дніпровсько-Орільський»

На схемі видно, що чисельною сальвінія плаваюча є на ділянках заток та заплавлених озер, що підтверджує її існування в лімнофільних умовах з стоячою водою та значним вмістом органічних речовин. Сальвінія плаваюча (*Salvinia natans* (L.) All.) вид, що поширений у водоймах помірного та субтропічного клімату. Вид належить до плаваючих водяних папоротей, що утворюють щільні зелені килими на поверхні стоячих або слабопроточних водойм. У природних умовах *Salvinia natans* трапляється у заплавлених озерах, старицях, затоках річок, меліоративних каналах і ставках, де відсутня сильна течія. Вид віддає перевагу теплим, добре освітленим і евтрофним водоймам, багатим на органічні речовини. За гідрохімічними показниками сальвінія найкраще розвивається у воді з температурою 18–30 °С та показником рН 6,5–8,0, тобто в умовах помірно нейтрального або слабколужного середовища. Оптимальна мінералізація води становить до 0,5 г/л, а вміст розчиненого кисню складає 4–8 мг/л. Для інтенсивного росту потрібна помірна кількість поживних речовин азоту (0,5–3,0 мг/л) та фосфатів (0,05–0,3 мг/л), які сприяють активному вегетативному розмноженню виду.

Сальвінія плаваюча є типовим представником евтрофних або мезо-евтрофних водойм, де спостерігається помірне або високе накопичення біогенних елементів. У таких умовах вона може швидко розмножуватися,

утворюючи щільні покриви на поверхні, що впливають на газообмін та освітленість товщі води. Вид не переносить солонуватої води (мінералізація понад 1 г/л) і чутливий до накопичення важких металів, особливо кадмію, міді та цинку. Узимку, за зниження температури нижче 10 °С, рослина відмирає, зберігаючись лише у вигляді спор, які навесні забезпечують відновлення популяції. Затінюючи поверхневі шари води, *Salvinia natans* стримує надмірний розвиток мікроскопічних водоростей, регулюючи прозорість та колір води. Це сприяє збереженню природного балансу між різними компонентами біоценозу.

Тканини сальвінії здатні акумулювати іони важких металів, а саме зокрема кадмій, свинець, цинк і мідь спостерігаються у концентраціях, які перевищують їх вміст у воді. Завдяки цій властивості *Salvinia natans* використовується у біомоніторингу та навіть у системах фітореMediaції для очищення забруднених водойм. Відмираючи наприкінці вегетаційного періоду, рослина збагачує донні відкладення органічною речовиною, яка слугує джерелом живлення для детритофагів і мікроорганізмів, підтримуючи кругообіг речовин у водоймі

Для оцінки умов існування *Salvinia natans* використано знімки Sentinel-2 за період з квітня 2022 р по серпень 2024 р. Аналіз індексів NDWI та NDVI показав наявність ділянок із високим рівнем зволоження та густою водною рослинністю. Значення температури водної поверхні за даними Landsat 8 становило 25–27 °С, що відповідає оптимальним умовам росту виду. За індексом каламутності (TSM) вода належить до евтрофного типу, що також сприяє розвитку плаваючих макрофітів.

Концентрація хлорофілу а є одним із найважливіших показників, що характеризує рівень трофності водних екосистем. Хлорофіл а міститься у всіх фотосинтезуючих водоростях і ціанобактеріях, тому його вміст безпосередньо відображає біомасу автотрофного планктону та інтенсивність процесів первинної продукції у водоймі.

Визначення концентрації хлорофілу а дає змогу оцінити ступінь евтрофікації водойм, тобто збагачення їх поживними речовинами (азотом і фосфором), що призводить до масового розвитку фітопланктону та так званого «цвітіння» води. У природно-заповідних водоймах цей показник має особливе значення, оскільки слугує індикатором стабільності екосистеми та рівня антропогенного навантаження на водне середовище.

За низьких концентрацій хлорофілу а (до 5 мкг/л) водойма належить до оліготрофного типу й характеризується високою прозорістю води та збалансованими процесами самоочищення. Середні значення (5–20 мкг/л) відповідають мезотрофному стану, властивому природним або слабо зміненим екосистемам. Високі концентрації (понад 20–30 мкг/л) свідчать про евтрофікацію або навіть гіперевтрофікацію водойми, що може призводити до порушення кисневого режиму, загибелі гідробіонтів та зниження біорізноманіття [80].

Елодея канадська (*Elodea canadensis* Michx) належить до типових представників занурених водних макрофітів прісних водойм помірного клімату, багаторічна рослина, яка формує густі підводні зарості в стоячих або слабопроточних та заплавах водоймах повільних річкових заток. Найінтенсивніше елодея розвивається у водоймах із глибиною 0,5–4 м, де забезпечується достатній рівень освітлення і стабільний температурний режим.

Оптимальною температурою для росту є 15–25°C, однак даний вид добре переносить зниження температури до 0°C та залишається життєздатною під льодовим покривом у зимовий період. Елодея належить до світлолюбних видів, тому найкраще розвивається у прозорих, добре освітлених водоймах. За недостатнього освітлення рослина формує видовжені, менш розгалужені пагони, що є ознакою адаптації до зниженого рівня світла. Хімічний склад води істотно впливає на розповсюдження та біопродуктивність елодеї канадської. Рослина зростає переважно у прісній або слабко солонуватій воді з мінералізацією до 3 ‰ та нейтральною або слабкокислою реакцією

середовища (рН 6,5–7,5). Найсприятливіші умови для розвитку виду спостерігаються у евтрофних водоймах, де концентрація біогенних елементів (азоту, фосфору) сприяє інтенсивному фотосинтезу та швидкому росту біомаси. Для вкорінення елодея потребує м'якого донного субстрату який може бути мулистим або піщано-мулистим, що насичений органічними речовинами. Проте вона здатна тривалий час існувати у товщі води без фіксації до дна, що забезпечує її широке розповсюдження навіть у водоймах з нестабільним гідрологічним режимом [3].

Елодея канадська виконує важливу екологічну роль у водних екосистемах завдяки фотосинтезу, забезпечує укриття та кормову базу для багатьох гідробіонтів, сприяє осадженню завислих часток і покращенню прозорості води. Водночас надмірний розвиток заростей даного виду може призводити до порушення гідродинамічного режиму водойм заповідника, замулення та зниження водообміну.

Незважаючи на еврибіонтність даного виду у водоймах заповідника «Дніпровсько-Орільський» зустрічається у 6 акваторіях: русло р. Дніпро, Орільський канал, чисельною є у протоці річок Оріль та Дніпро (Рис. 4.2.3).

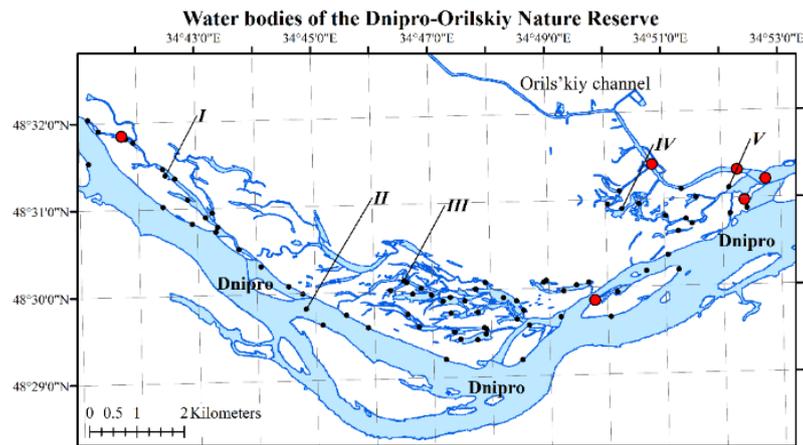


Рис. 4.2.3 - Просторове розміщення *Elodea canadensis* природного заповідника «Дніпровсько-Орільський»

Hydrocharis morsus-ranae L. (жабурник звичайний) зафіксований у більшості досліджених водних ділянках заповідника. Кількісні показники відображають відносну чисельність у окремих точках відбору (Рис. 4.2.4).

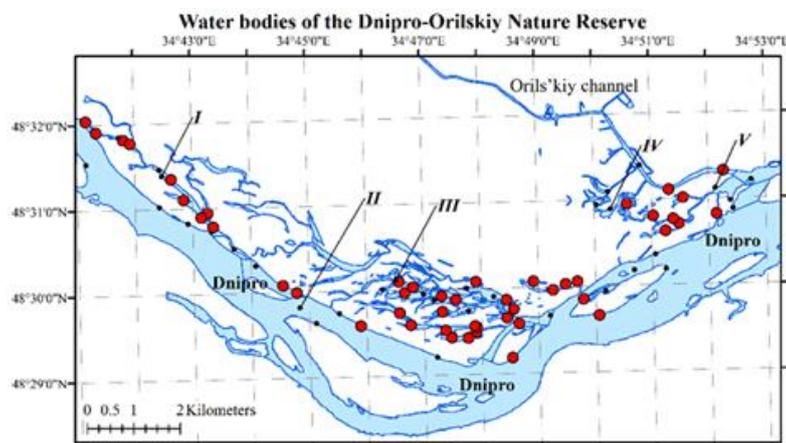


Рис. 4.2.4 - Просторове розміщення *Hydrocharis morsus-ranae* L. природного заповідника «Дніпровсько-Орільський»

Родина *Hydrocharitaceae* демонструє широкий спектр адаптацій до життя у воді, що зумовлює їхню морфологічну різноманітність. Серед жабурникових виділяють гідрофіти (повністю занурені рослини, наприклад, *Vallisneria*) та плейстофіти (рослини з плаваючим листям, як-от *Hydrocharis*). Стебла рослин даної родини часто редуковані або перетворені на повзучі кореневища (столони), що забезпечує швидке захоплення субстрату. Листки можуть бути лінійними, стрічкоподібними, серцеподібними або круглими. Характерним явищем є гетерофілія - здатність формувати різні типи листків (підводні та надводні) на одній особині. Усі органи рослин мають добре розвинену аеренхіму, яка забезпечує плавучість та газообмін в умовах дефіциту кисню.

Hydrocharis morsus-ranae L. є типовим представником плавучої водної рослинності евтрофних та мезотрофних водойм зі слабкою течією. У межах досліджуваної території вид виявлений у переважній більшості стоячих і слабопроточних водойм, що свідчить про сприятливі гідрологічні та трофічні умови. Найвищі показники чисельності зафіксовано у Миколаївському уступі

та оз. Річище, що може бути пов'язано добре прогрітими мілководдями, слабкою течією в даних ділянках та високим вмістом поживних речовин.

У протоках та водоймах із динамічнішим водообміном чисельність виду значно нижча, що відповідає його екологічним вимогам. Відсутність виду в окремих водоймах (оз. Держак, оз. Дика коса) може пояснюватися несприятливими гідрохімічними умовами або механічним порушенням рослинного покриву.

Stratiotes aloides L. є типовим представником стоячих та слабопроточних водойм заплави р. Дніпро. Найвищу чисельність формує у замкнених або малопроточних озерах і старицях. Вид може слугувати індикатором стабільного гідрологічного режиму та помірної трофності води. *Vallisneria spiralis* L. - водна рослина з родини Hydrocharitaceae, широко поширена у прісних стоячих та слабопроточних водоймах. Є типовим представником зануреної підводної макрофітної рослинності. Екологічні особливості виду представлені його розподілом переважно у прозорих водоймах з малим або відсутнім потоком води. Валіснерія віддає перевагу піщаним і мулистим донним субстратам, а росте на глибинах від кількох сантиметрів до 2–3 метрів, формує густі підводні зарості. *Vallisneria spiralis* L. широко поширена у водоймах степової та лісостепової зон України, зустрічається у заплавах озер, ставках, каналах, а у водоймах заповідника являється досить чисельним видом, проте його розподіл відрізняється від знаходження на акваторіях тілоріза звичайного (Рис. 4.2.5).

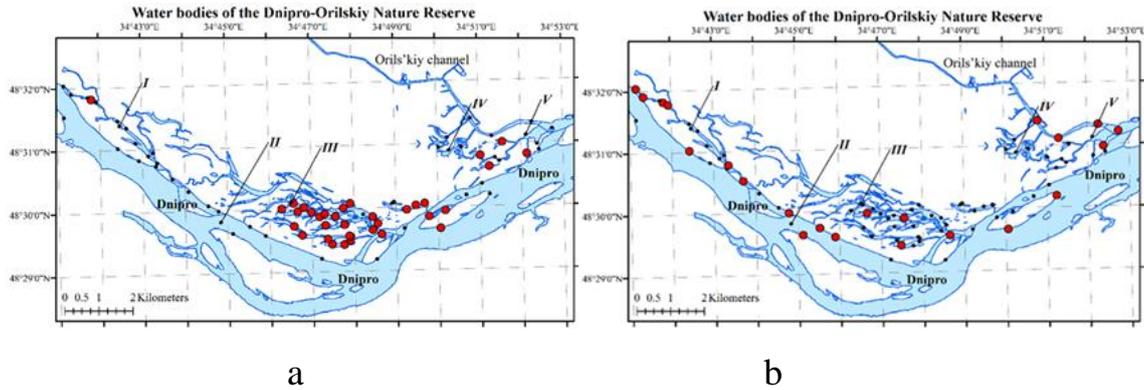


Рис. 4.2.5 Просторове розміщення водних макрофітів: *a* – *Stratiotes aloides* L., *b* – *Vallisneria spiralis* L. У водоймах природного заповідника «Дніпровсько-Орільський»

Вище вказані види родини жабурникові доповнюють один одного у формуванні комплексної макрофітної рослинності заплавних водойм природного заповідника «Дніпровсько-Орільський». *Hydrocharis morsus-ranae* L. та *Stratiotes aloides* L. виступають як показники евтрофних, мілководних і спокійних водойм, тоді як *Vallisneria spiralis* L. краще відображає умови прозорих та дещо глибших водойм. Різна екологічна амплітуда цих видів дозволяє ефективно використовувати їх для оцінки якості і стану водних екосистем. Їх наявність відмічена у водоймах Миклаївського уступу, острові Кам'янистий та водойм Обухівських плавней.

Слід відмітити, що водойми Миколаївського уступу мають максимальну кількість жабурника звичайного та валіснерії, які за своїми екологічними властивостями значно відрізняються. Однакова наявність *Hydrocharis morsus-ranae* L. (жабурника звичайного) та *Stratiotes aloides* L. (тілоріза звичайного) спостерігається в озерах Солоному, Вербовому та Річищі і з незначним переважанням тілоріза в Сомівці, Відлоному, Горіховому (Рис. 4.2.6).

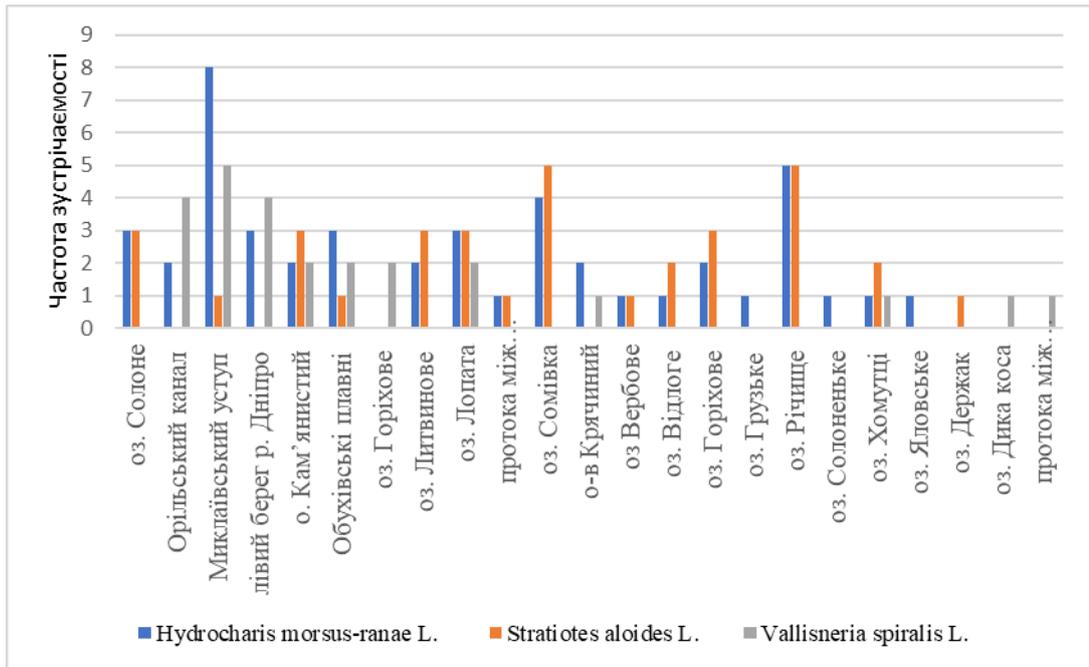
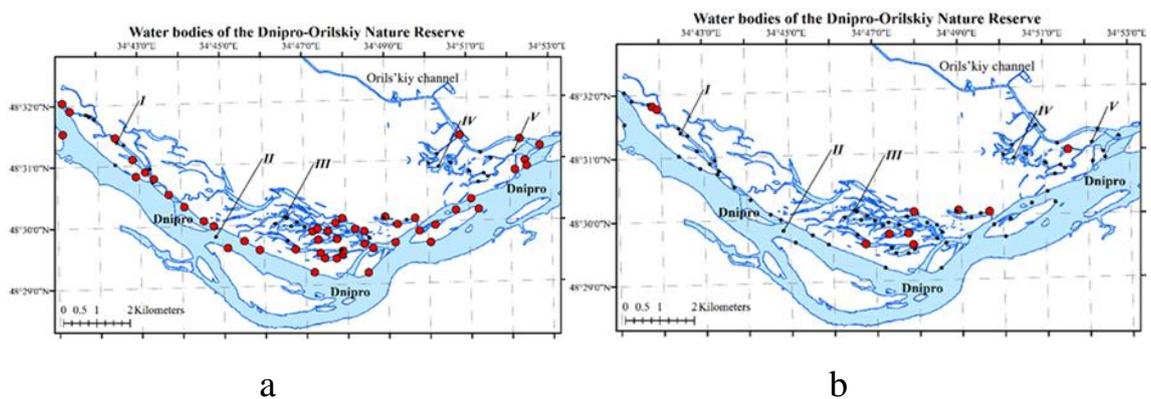


Рис. 4.2.6 Просторове розміщення макрофітів родини *Hydrocharitaceae* (Жабурникові)

Чисельною є також представники родини *Potamogetonaceae* (рдесникових), яка в водоймах заповідника представлена декількома видами *Potamogeton crispus* L., *Potamogeton lucens* L., *Potamogeton pectinatus* L., *Potamogeton perfoliatus* L. (Рис. 4.2.7).



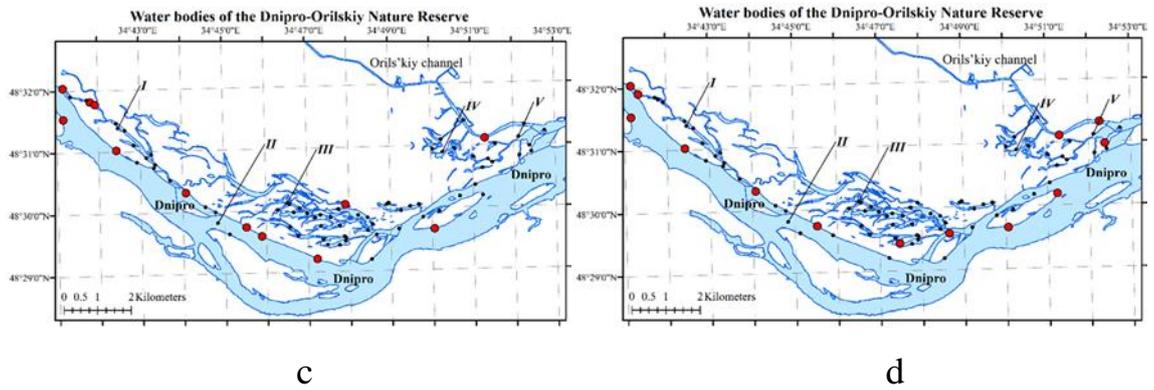


Рис. 4.2.7 Просторове розміщення водних макрофітів родини *Potamogetonaceae* а – *Potamogeton crispus* L., б – *Potamogeton lucens* L., в – *Potamogeton pectinatus* L., г – *Potamogeton perfoliatus* L.

На діаграмі відображено частоту зустрічальності чотирьох видів роду *Potamogeton* у різних типах водних об'єктів. Отримані дані свідчать про виражену домінуючу роль *Potamogeton crispus*, який трапляється в більшості досліджених пунктів і досягає найвищих значень частоти, особливо на Микільському уступі, лівому березі р. Дніпро та в окремих протоках і озерах. Це вказує на його високу екологічну пластичність та здатність адаптуватися до різних гідрологічних умов.

Інші види роду поширені значно менш рівномірно. *Potamogeton pectinatus* відмічається локально, переважно в ділянках зі спокійною течією та мілководдям, що відповідає його екологічним вимогам. *Potamogeton lucens* трапляється поодиноким та з низькою частотою, що може бути пов'язано з підвищеними вимогами до прозорості води. *Potamogeton perfoliatus* є найменш поширеним видом і зафіксований лише в окремих пунктах, що свідчить про його вузьку екологічну амплітуду в межах досліджуваної території.

Загалом, отримані результати підтверджують, що структура макрофітної рослинності визначається комплексом абіотичних факторів, зокрема типом водойми, швидкістю течії, глибиною та станом водного середовища (Рис. 4.2.8).

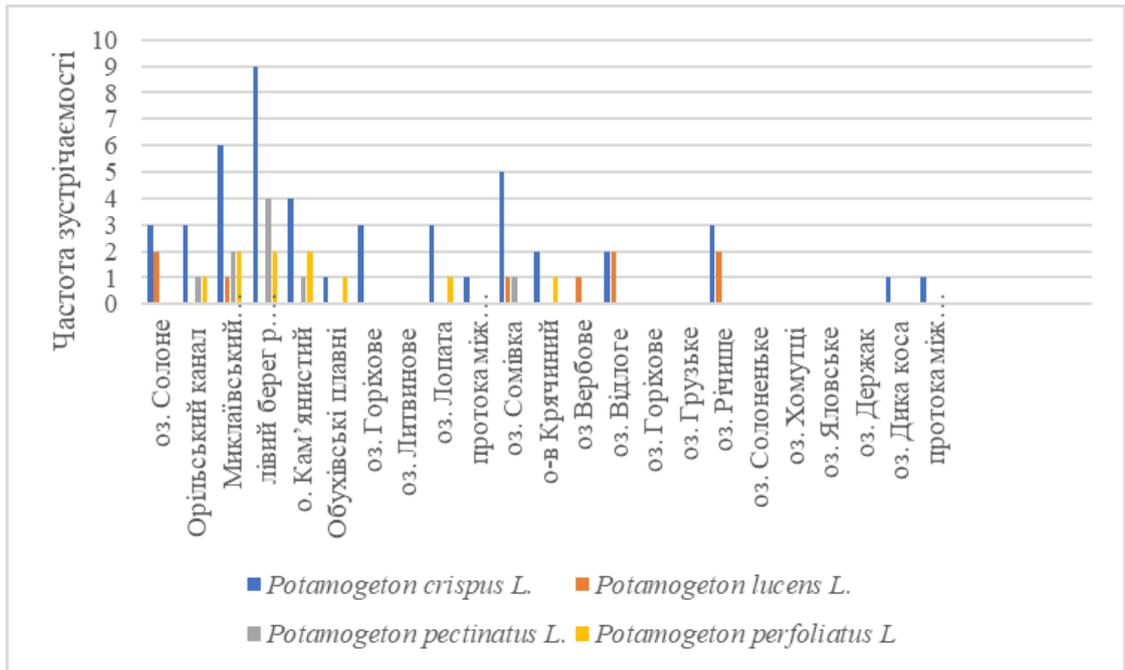


Рис. 4.2.8 Просторове розміщення водних макрофітів родини *Potamogetonaceae* а – *Potamogeton crispus* L., б – *Potamogeton lucens* L., в – *Potamogeton pectinatus* L., г – *Potamogeton perfoliatus* L.

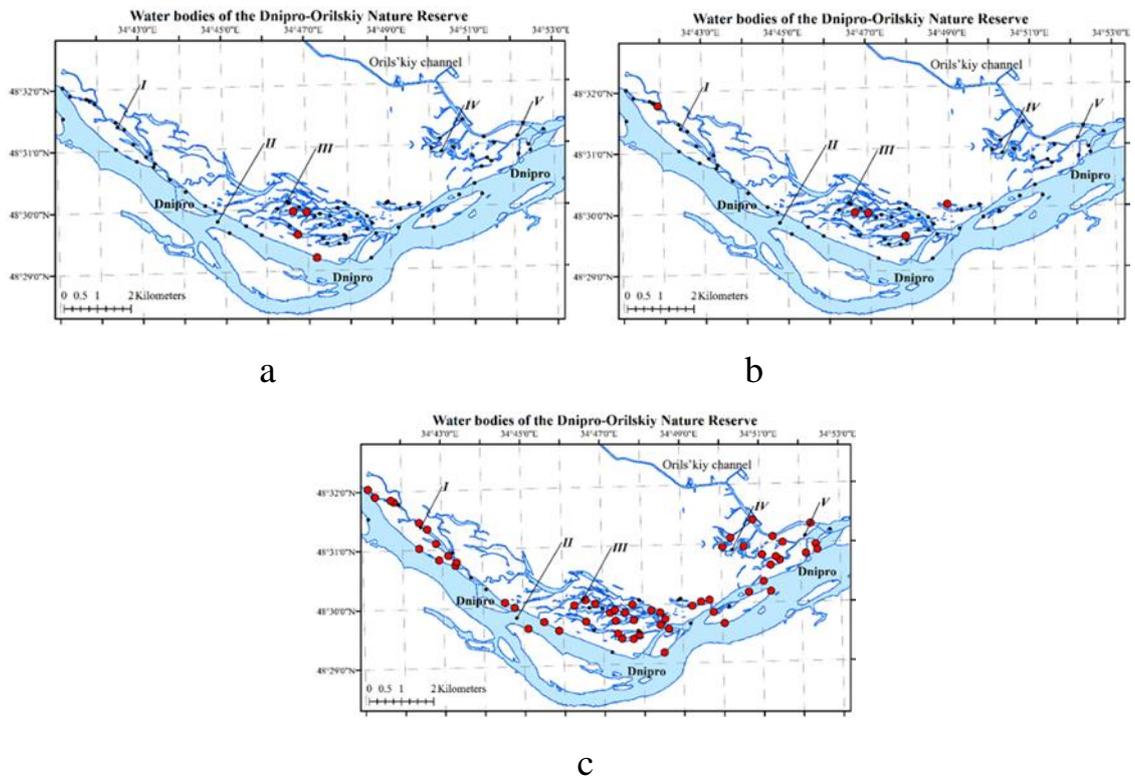


Рис. 4.2.9 Просторове розміщення водних макрофітів родини *Ceratophyllaceae* (куширові): а – *Ceratophyllum platyacanthum* Cham. Subsp., б – *Ceratophyllum submersum* L., в – *Ceratophyllum* sp.,

Родина *Ceratophyllaceae* (куширові) представлена космополітними рослинами водних квіткових рослин, що складається з одного роду Кушир (*Ceratophyllum*), які ростуть повністю зануреними у прісних водоймах, не переносять посухи, мають тонкі, розгалужені листки, дрібні, непомітні квітки з підводним запиленням та плід-горішок із шипами, що дозволяє їм зимувати на дні водойм.

Ceratophyllum platyacanthum (кушир плоскоостий) являється багаторічною рослиною, невимогливою до умов існування, у водоймах України зустрічається у Поліссі та степовій зоні. В водоймах заповідника Дніпровсько-Орільського являється малозустрічаємим, при проведенні досліджень зафіксований на лівому березі Дніпра, озерах Річищі та Хомуцях. *Ceratophyllum submersum* (кушир підводний), його формація занесена до Зеленої книги України. Зростає майже по всій території, надає перевагу стоячим водоймам з повільно текучими водами (Рис. 4.2.10).

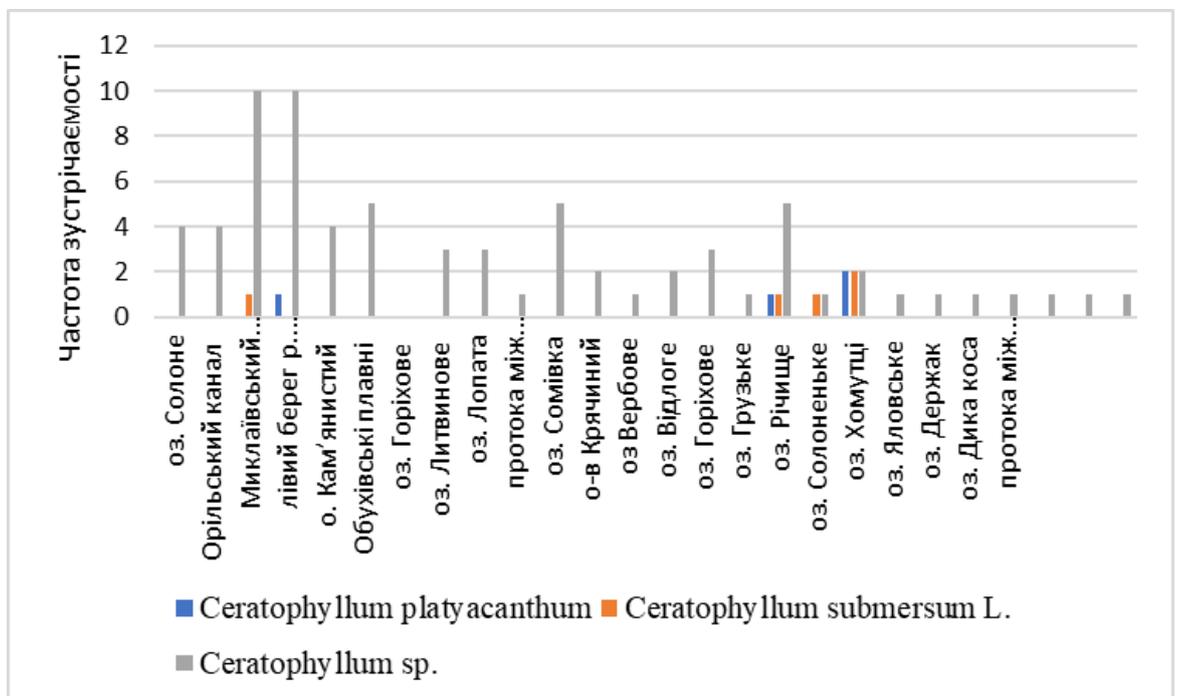


Рис. 4.2.10 Просторове розміщення водних макрофітів родини *Ceratophyllaceae* водойм заповідника

Під час екологічного моніторингу часто використовують родову назву *Ceratophyllum sp.*, коли провести більш детальне визначення є неможливим, візуальних ознак недостатньо для визначення конкретного виду, проте виявлено групу рослин цього роду, але детальний таксономічний аналіз кожного екземпляра не є метою дослідження. Оскільки кушир не має справжніх коренів і вільно плаває у товщі води, його часто використовують як захисне укриття для мальків у рибних господарствах. В таких контекстах точна видова назва також часто опускається на користь родової.

Родина *Haloragaceae* (водоперицеві) складається в основному з трав'янистих багаторічників або іноді однорічних рослин, серед яких більшість є наземними. Представники родини поширені майже по всьому світу. Центр біорізноманіття знаходиться в південній півкулі, зокрема, в Австралії. В Україні ростуть водопериця черговоцвіта (*Myriophyllum alterniflorum*), водопериця колосиста (*Myriophyllum spicatum*), водопериця кільчаста (*Myriophyllum verticillatum*). Водопериця колосиста (*Myriophyllum spicatum*) є чисельною у водоймах заповідника «Дніпровсько-Орільський». Росте водопериця колосиста у слабозасолених водоймах, ставках, озерах, затоках, старицях на глибині від 0,3 до 2 метрів, у мулистих ґрунтах і воді, яка багата на кальцій. У такій воді листя водопериці часто вкривається вапняним нальотом. Віддає перевагу стоячій або повільно проточній воді, а на зиму утворює зимні бруньки, що занурюються на дно (Рис. 4.2.11).

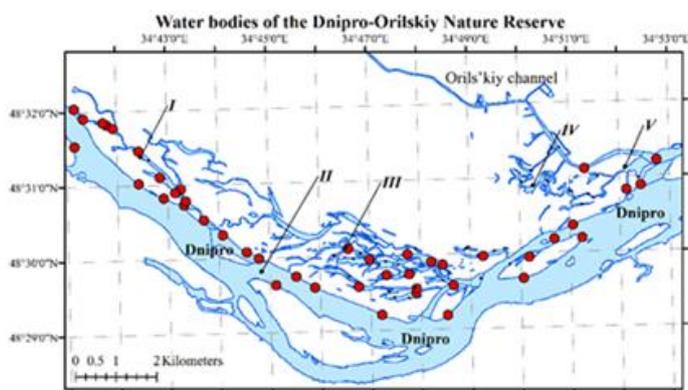


Рис. 4.2.11 Просторове розміщення водних макрофітів *Myriophyllum spicatum* L.

Вид *Myriophyllum spicatum* (водопериця колосиста) поширена у водоймах Дніпровсько-Орільського природного заповідника. Дуже чутлива до температури води, і менш чутлива до показника освітленості. Цей вид є однією з типових занурених рослин, угруповання яких зустрічаються в межах проток між малими островами та на мілководдях заплави Дніпра та Протовчі (сучасне русло Орелі), де розташований заповідник. Угруповання водопериці колосистої (разом з куширом зануреним *Ceratophyllum demersum*) є характерними для евтрофних прісноводних проточних водойм регіону. Найвищу частоту зустрічаємості мають дві локації Миклаївський уступ та лівий берег р. Дніпро. Більшість інших об'єктів мають низьку частоту 1 або 2 або даний взагалі відсутній, наприклад, Обухівські плавні, озера Горіхове, Солоненьке, Яловське та Держак (Рис. 4.2.12).

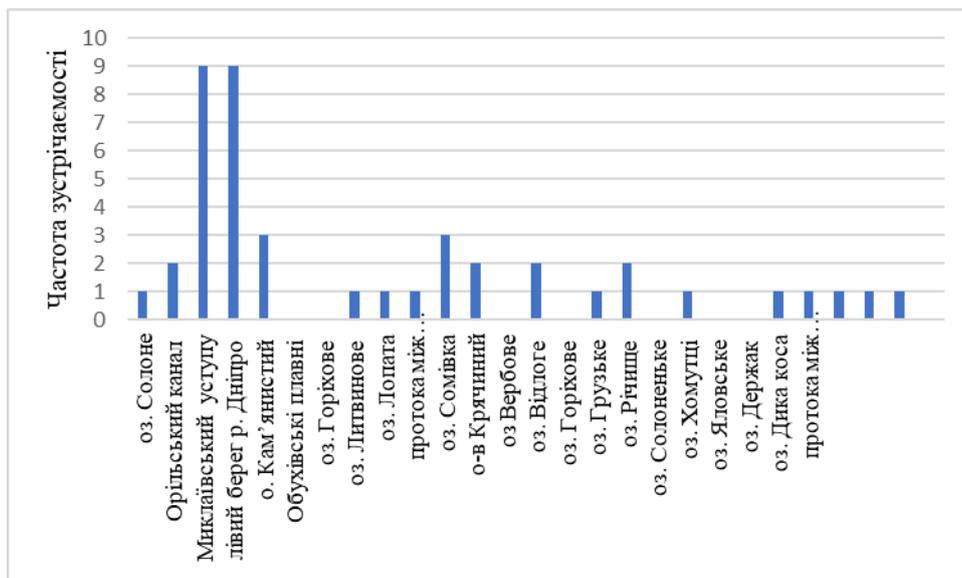


Рис. 4.2.12 Частота зустрічаємості виду макрофітів *Myriophyllum spicatum* L. У водоймах заповідника

Родина *Nymphaeaceae* (лататтеві) багаторічні кореневищні трави, в більшості випадків, є евриалами. Стебло всіх представників родини перетворилося на кореневище або горизонтально занурене в донний субстрат. Водний спосіб життя лататтевих, постійно пов'язаний з дефіцитом світла і

кисню, призвів до гетерофілії, тому майже всі представники родини мають підводні і надводні листки. У разі сильного розростання рослин плавучі листки можуть щільно закривати всю поверхню водойми.

В водоймах заповідника родина лататтеві представлена підродинами *Nymphaeoidae* (німфейні) та *Nupharoideae* (глечикові). *Nuphar lutea* (глечики жовті) надають перевагу непроточним і слабкопроточним замуленим водоймам. На замулених ділянках заплав вид може утворювати зарості разом з лататтям білим (*Nymphaea alba* L.). Зростають в ектопах, де рН води становить 5,8-7,6 і донні відклади багаті на органічні речовини. *Nymphaea alba* (біле латаття) росте у водоймах із повільною течією, до дна прикріплюється великим міцним кореневищем товщиною до 10 см, вкритим бурими лусками. Росте в стоячих водоймах та водоймах з повільною течією. При пересиханні водойм листя латаття відмирає, але кореневище продукує нові листки при покращенні зволоження. В Україні вид перебуває під охороною, його занесено до переліків регіонально рідкісних рослин (Рис.4.2.13).

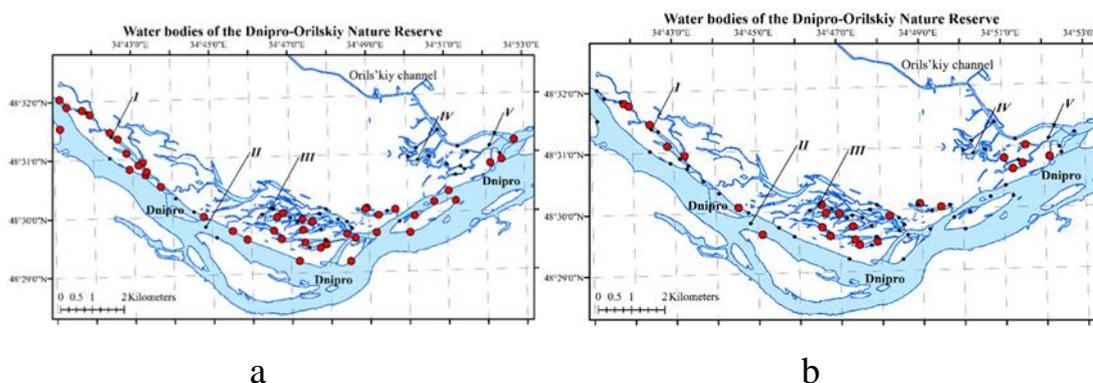


Рис. 4.2.13 Просторове розміщення видів макрофітів а – *Nuphar lutea* L. Smith., б – *Nymphaea alba* L.

Аналіз частоти зустрічальності двох видів лататтевих рослин, *Nuphar lutea* L. Smith та *Nymphaea alba* L., у водоймах Дніпровсько-Орільського заповідника свідчить про суттєві відмінності в характері їх поширення.

Nuphar lutea характеризується значно ширшою екологічною амплітудою та вищою частотою зустрічальності у більшості досліджених локацій. Найвищі показники зафіксовані в Орільському каналі та на лівобережжі р. Дніпро, де частота досягала 8–9 балів. Також вид регулярно траплявся в озерах

Кам'янистий, Горіхове та в ряді проток, що свідчить про його здатність адаптуватися до різних гідрологічних і трофічних умов. На відміну від даного виду, *Nymphaea alba* виявлений у меншій кількості водойм і, як правило, з нижчими показниками частоти (1–3 бали). Максимальні значення спостерігалися в водоймах Миклаївського уступу, а також у деяких протоках і затоках зі стабільнішим гідрологічним режимом. У низці водойм (оз. Вербове, оз. Солоненьке, оз. Деряж, протоки між окремими озерами) *Nymphaea alba* була відсутня або представлена поодинокими особинами, тоді як *Nuphar lutea* зберігала стабільну присутність.

Отримані результати свідчать, що *Nuphar lutea* є більш екологічно пластичним видом, стійким до змін гідрохімічних показників, коливань рівня води та антропогенного навантаження. Натомість *Nymphaea alba* відзначається вищими вимогами до якості води та стабільності умов існування, що обмежує її поширення в регіоні. Домінування *Nuphar lutea* у більшості водойм може розглядатися як індикатор евтрофікації та трансформації водних екосистем, тоді як присутність *Nymphaea alba* свідчить про відносно сприятливий екологічний стан окремих водойм (Рис. 4.2.14).

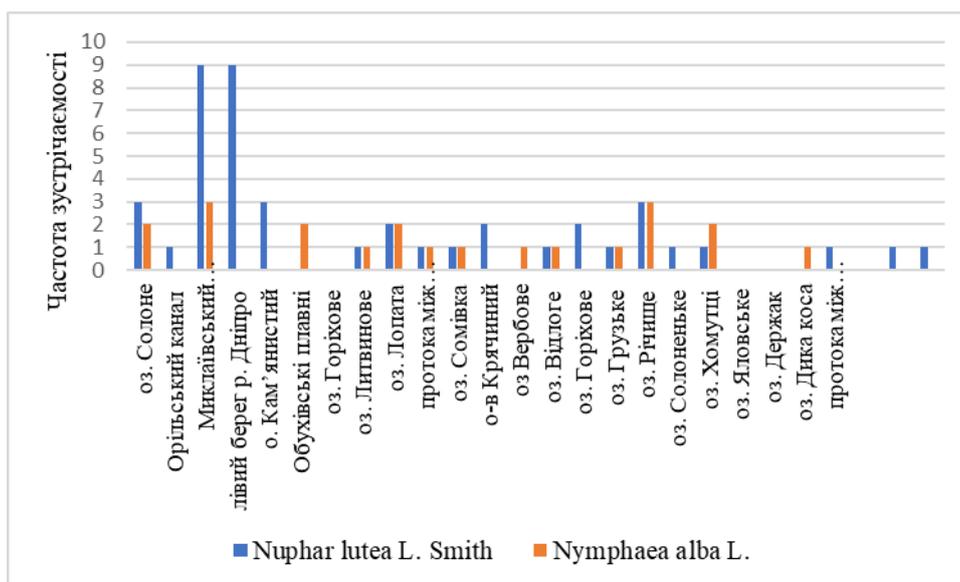


Рис. 4.2.14 Частота зустрічаємості виду макрофітів *a* – *Nuphar lutea* L. Smith., *b* – *Nymphaea alba* L. водоймах заповідника

Родина *Trapaceae* (водногоріхові), родина водних покритонасінних рослин, представлена переважно родом *Trapa* L. (водяний горіх). Рослини цієї родини поширені в стоячих і слабопроточних прісноводних водоймах помірної та субтропічної зон Євразії й Африки. Роди *Trapa* зростають у заплавах озер, старицях, водосховищах, повільнотічних річках. Вони віддають перевагу евтрофним водоймам з мулистим дном і добре прогрітою водою. Масовий розвиток може спричиняти заростання водойм, зменшення вмісту кисню та зміну структури біоценозів. *Trapa borysthenica* V.Vassil. В водоймах заповідника даний вид є чисельним та розповсюдженим в більшості водойм, крім Орільського каналу (Рис. 4.2.15).

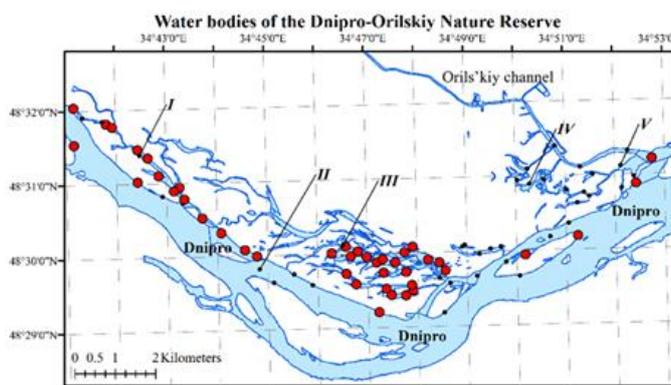


Рис. 4.2.15. Просторове розміщення *Trapa borysthenica* V.Vassil. в водоймах заповідника

Trapa borysthenica віддає перевагу стоячим або слабопроточним водоймам з добре прогрітою водою, мулистими донними відкладами та евтрофним умовам. Разом із тим, вид є чутливим до різких коливань температурного рівня води та гідрологічних змін, що зумовлює його нерівномірне поширення. Поширення *Trapa borysthenica* у регіоні має локальний характер із концентрацією популяцій у найбільш сприятливих заплавах водоймах.

За результатами обліків встановлено, що *Trapa borysthenica* V. Vassil. має мозаїчний характер поширення у водоймах Дніпровсько-Орільського

заповідника (Рис. 4.2.15). Вид трапляється переважно у заплавних озерах, старицях та слабопроточних ділянках, проте його частота зустрічальності істотно варіює між окремими локаціями.

Найвищі показники зафіксовані в водоймах Миколаївського уступу (до 7 балів) та на лівому березі р. Дніпро (близько 5 балів), що свідчить про сприятливі гідрологічні умови, достатню трофність води та наявність мулистих донних відкладів, придатних для укорінення рослин.

Середні значення частоти зустрічаємості характерні для озер Горіхове, Литвинове та Річище, де *T. borysthenica* формує розріджені або локальні угруповання.

Низька частота або поодинокі знахідки відмічені в озерах Відлоге, Солоненьке, Хомуці, Держак, а також у протоках між окремими водоймами. У частині локацій даний вид відсутній, що може бути пов'язано з нестабільним гідрологічним режимом, замуленням, коливаннями рівня води або підвищеним антропогенним навантаженням.

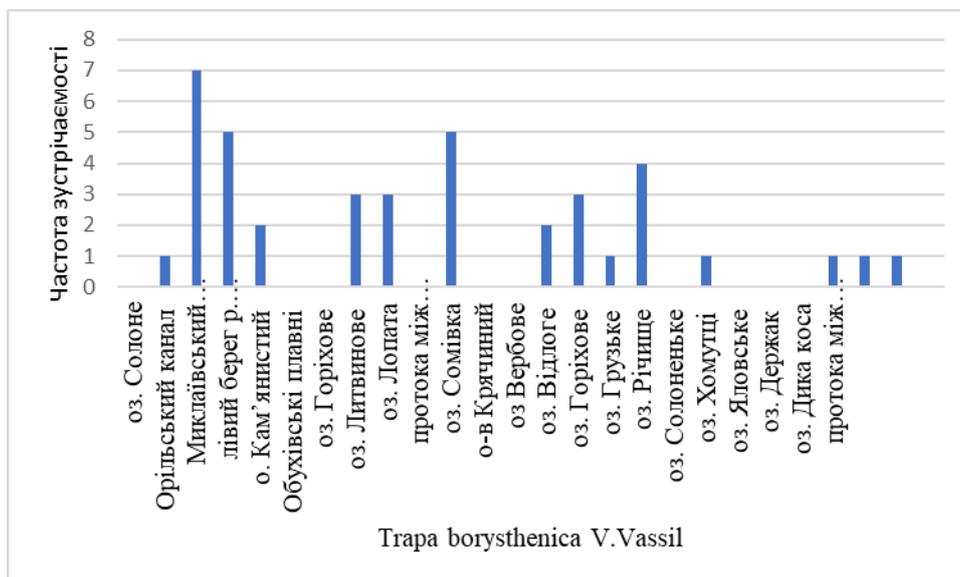


Рис. 4.2.16 Частота зустрічаємості виду макрофітів *Trapa borysthenica* V.Vassil. водойм заповідника

Аналіз кількісних показників розвитку вищої водної рослинності у різних водоймах Дніпровсько-Орільського заповідника свідчить про значну просторову неоднорідність його поширення (Рис. 4.2.17). Найвищі значення

зафіксовані в Миколаївському уступі (понад 65 екземплярів видів) та на лівому березі р. Дніпро (близько 58), що свідчить про сприятливі гідрологічні умови, високу трофність води та наявність мулистих донних відкладів, придатних для укорінення рослин.

Підвищені показники також характерні для озер Кам'янистий, Солоне, Сомівка, а також протоки між Обухівською затокою та плавнями, де чисельність макрофітів становить 25–35 одиниць. У цих водоймах вид формує щільні зарості, які істотно впливають на гідрологічний режим та світловий баланс.

Середні значення (10–20 одиниць) відмічені в озерах Горіхове, Литвинове, Відлоге, Грузьке та Яросне, що свідчить про стабільну, але менш інтенсивну присутність виду. Низькі показники (до 5–8 одиниць) характерні для озер Вербове, Річище, Хомутці, Держак, а також для проток між окремими водоймами та піщаними косами на р. Дніпро. У цих локаціях макрофіти трапляються поодинокі або формують розріджені угруповання, що може бути пов'язано з нестабільним гідрологічним режимом, піщаними ґрунтами або підвищеним антропогенним навантаженням.

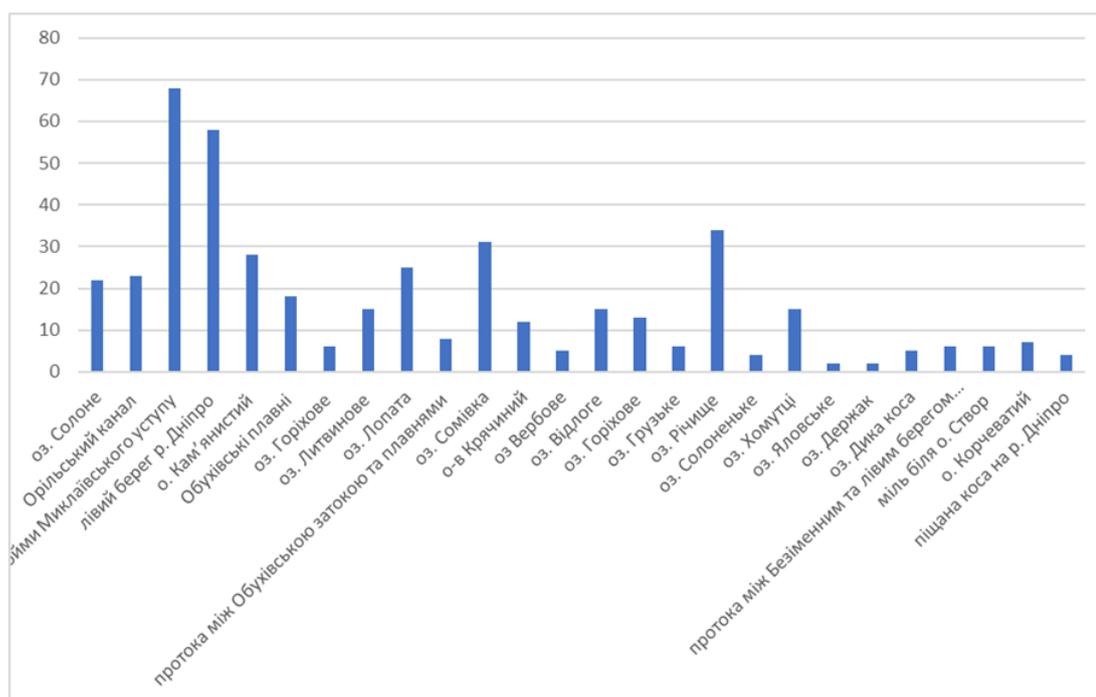


Рис. 4.2.17 - Кількісні показники вищої водної рослинності на ділянках природного заповідника «Дніпровсько-Оріельський»

Високі показники розвитку вищої водної рослинності можуть розглядатися як індикатор евтрофікації та трансформації водних екосистем.

4.3. Функціональна роль макрофітів у водних екосистемах

За результатами ієрархічного кластерного аналізу (евклідова відстань) водойми досліджуваної території чітко диференціюються за видовим складом макрофітів, що свідчить про істотний вплив гідрологічних умов, типу водойм та ступеня антропогенної трансформації на формування рослинних угруповань (Рис. 4.3.1).

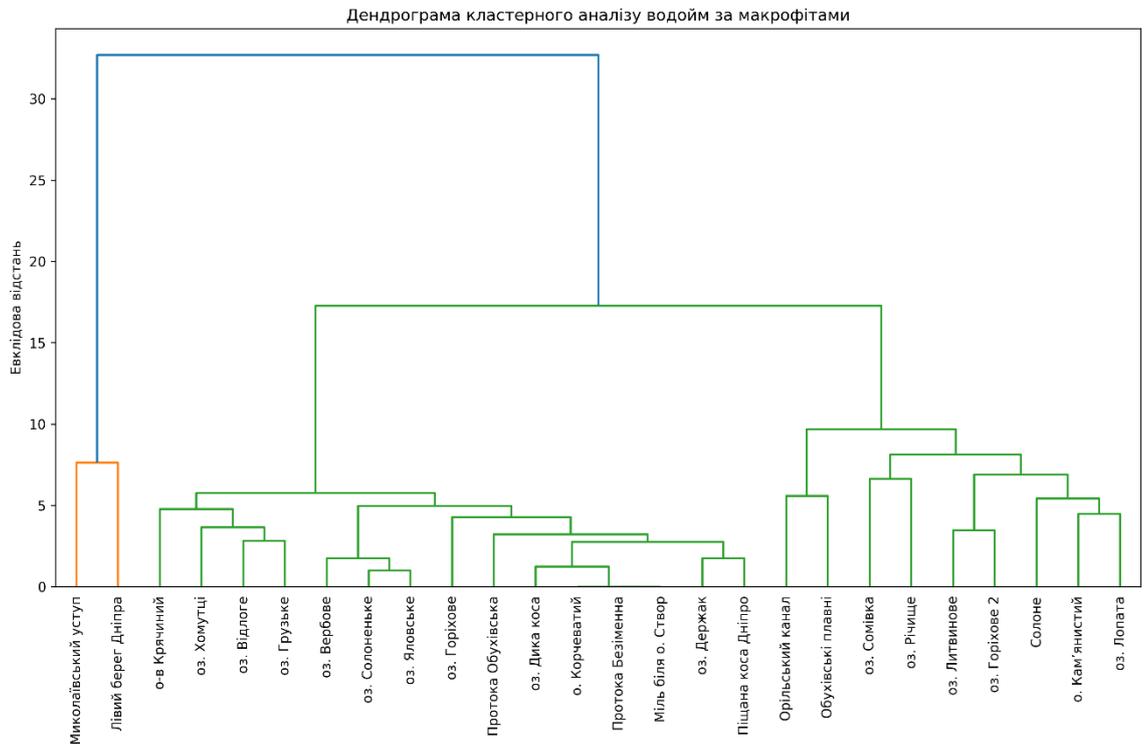


Рис. 4.3.1 – Кластерний аналіз екологічного стану водойм за розташуванням макрофітів

На дендрограмі виокремлюються два основні кластери, які об'єднуються лише на високому рівні евклідової відстані, що вказує на їхню суттєву флористичну відмінність.

Перший кластер представлений русловими ділянками (Лівий берег Дніпра та Миколаївський уступ), які характеризуються специфічним гідрологічним режимом, підвищеною проточністю та нестабільними умовами для розвитку макрофітів. Видовий склад цих ділянок є спрощеним, з переважанням видів, стійких до механічного впливу течії та коливань рівня води, що відповідає вищим ступеням гемеробії та зниженій ролі макрофітів у формуванні прозорості води.

Другий, найбільш чисельний кластер об'єднує заплавні озера, протоки та канали і поділяється на кілька підкластерів.

До першого підкластеру входять переважно слабопроточні або стоячі заплавні озера (оз. Хомутці, Вілоге, Грузьке, Вербове, Солоненьке, Яловське, Горіхове), які характеризуються багатим видовим складом макрофітів, значною участю занурених та плаваючих форм і відносно стабільними гідрологічними умовами. Для цих водойм притаманний нижчий рівень гемеробії, вищий ступінь природності та кращі показники прозорості води, що зумовлено фітофільтраційною роллю рослинності.

Другий підкластер формують протоки та коси Дніпра (Протока Обухівська, Протока Безіменна, оз. Дика коса, о. Корчуватий, Піщана коса Дніпро тощо), для яких характерні перехідні гідрологічні умови. Макрофітні угруповання тут менш стабільні, з флуктуаціями видового складу залежно від водності року та гідродинаміки, що відображає середній рівень гемеробії.

Окремий підкластер утворюють водойми з ознаками підвищеної антропогенної трансформації (Орільський канал, Обухівські плавні, оз. Сомівка, Річище, Литвинове, Солоне, Лопата). Для них характерне домінування евритопних та толерантних до евтрофікації видів макрофітів, зменшення структурної складності рослинних угруповань і, відповідно, зниження прозорості води на тлі підвищеного трофічного статусу. Висока проточність та турбулентність зумовлюють механічне обмеження розвитку макрофітів і фітопланктону. Низька прозорість формується переважно за рахунок мінеральної каламутності, а не біогенної евтрофікації.

Таким чином, результати кластерного аналізу підтверджують доцільність використання макрофітів як індикаторів екологічного стану водойм, зокрема рівня гемеробії, трофності та ступеня антропогенного навантаження в умовах заплавної екосистем Дніпра.

Види водних макрофітів мають різну чутливість до евтрофікації, що є основою для фітоіндикації трофічного стану водойм. Водні макрофіти широко використовуються для визначення трофічного статусу водойм [82]. Складність процесів, що впливають на трофічний статус водойм, робить фітоіндикацію для оцінки рівня евтрофікації дуже важливою та зручною в практичному плані. Водні макрофіти широко використовуються для індикації трофічного статусу водойм. Для українських водойм, що становлять широку екологічну різноманітність, індикаторні шкали трофічного режиму не розроблені. Проте евтрофікація - не єдиний фактор, який діє на рослинне угруповання [83]. Дія евтрофікації відбувається на фоні мінливості інших екологічних факторів і процесів. Тому ідентифікація градієнта евтрофікації, очевидно, є необхідною умовою для оцінки реакції рослин на дію цього фактора та побудови адекватних індикаторних шкал [84].

Форма кривих відповіді видів на фактори навколишнього середовища може бути різноманітною, але різноманіття моделей відповіді в кінцевому рахунку можна представити як різні варіанти дзвоноподібної моделі [85]. Дзвоноподібна крива закону толерантності Шелфорда характеризується оптимумом виду в факторному градієнті та толерантністю виду до чинного фактора. Саме ці дві особливості реакції виду є інструментом синфітоіндикації [86]. Оцінка видового оптимуму – це не що інше, як індикаторне значення виду для оцінки певного екологічного фактору. Вказівка екологічного фактору на основі одного виду не є надійною, тому використовується інформація про набір видів. Значення їх індикаторів використовуються для розрахунку середньозваженого значення індикаторів для спільноти, а зважування здійснюється відповідно до проективного покриття видів. Таким же чином процедура зважування може бути розширена коефіцієнтом екологічної

амплітуди, який залежить від толерантності виду [87]. Такий підхід дозволяє вважати, що стенотопні види є більш важливими для фітоіндикації, ніж евритопні [88]. Таким чином, надійність процедури фітоіндикації залежить від адекватності оцінок індикаційних значень виду [89], [90]; [91]

Визначення оптимуму та толерантності виду по відношенню до певного екологічного фактора практично можна здійснити за допомогою процедур градієнтного аналізу [92][93]. Градієнтний аналіз може бути прямим або непрямим. Прямий градієнтний аналіз виявляє шаблон реакції виду на фактор, вимірний у фізичних величинах [94]. Цей підхід явно не враховує роль взаємодії видів у спільноті. Непрямий градієнтний аналіз визначає модель реакції виду в градієнті інтегрованих осей, отриманих від різних процедур ординації спільноти [95]. Очевидно, що такий підхід вказує на місце виду в інтегрованій реакції спільноти на екологічний фактор. Ординаційні осі можуть сильно корелювати з факторами середовища, тоді результати прямого та непрямого градієнтного аналізу можуть бути подібними. Зазвичай такий збіг відбувається через сильний структуруючий вплив провідного фактора середовища на співтовариство. У такій ситуації експертна оцінка індикаторних значень видів є досить надійною, а результати біоіндикації за такими індикаторними шкалами цілком обґрунтованими [96], [97], [98], [99]; [88]. Роль деяких факторів не може бути достовірно розділена експертною оцінкою, коли їх складні комбінації діють на громаду. До такої складної проблеми необхідно застосувати непрямий градієнтний аналіз, якщо процедуру ординації розширити інструментами для розподілу варіацій спільноти [88], [100]. Багатофакторний канонічний аналіз відповідності (ССА) був запропонований для отримання індикаторних значень видів.

Наразі доступні наступні методи оцінки евтрофікації в проточних водах: середній трофічний ранг, трофічний індекс з макрофітами, біологічний індекс макрофітів для річок, індекс річкових макрофітів, Індекс макрофітів для річок [101]. Для оцінки рівня трофності озер розроблено макрофітний індекс [98]. Водні макрофіти були класифіковані відповідно до їх чутливості до

евтрофікації в європейських озерах [102]. Сапробний індекс був запропонований для визначення органічного забруднення стоячих і проточних вод. Екологічний оптимум і толерантність макрофітів у градієнті трофності, серед інших факторів, залежать від екорегіону та швидкості течії [3]. Індикаторні шкали не розроблені для режиму трофності водойм України, що представляють широке екологічне різноманіття.

Заплавні озера утворюються на дуже динамічній ділянці річкової долини, де в природних умовах існує значна різноманітність середовищ, які утворюють мозаїку екологічних режимів рослинних угруповань [103]. Створення каскаду дамб на річці Дніпро призвело до значних змін гідрологічного режиму річки та заплавних ставків (Szymańska et al. 2021). Тому на різноманітність природних умов накладається трансформація гідрологічних умов і режимів антропогенного походження. Таким чином, роль фактора евтрофікації далеко не єдина і постійно змінюється пріоритет антропогенних факторів різного походження у впливі на види водної флори [11]. Очевидно, що адаптація до конкретних екологічних умов існуючих індикаторних шкал водних макрофітів для оцінки трофічного стану водойм вимагатиме підходу, який дозволить відокремити вплив евтрофікації від впливу факторів іншого походження [105].

Водойми в заплаві р. Дніпро займають прикордонне положення між стоячими і проточними водами. Крім регіональної специфіки, заплавні водойми знаходяться в умовах антропогенно трансформованого гідрологічного режиму, що також впливає на реакцію рослин на фактор евтрофікації. Метою було адаптувати біологічний індекс макрофітів для річок для умов середньої течії р. Дніпро. Ми припускаємо, що вплив природних факторів на угруповання водних макрофітів є просторово структурованим внаслідок тривалої коєволюції середовища та біоти. Отже, виділення просторової складової мінливості рослинного угруповання дасть змогу оцінити чисту реакцію рослин на вплив евтрофікації. На основі чистої реакції

водних макрофітів на фактор евтрофікації можлива побудова адекватної шкали індикації трофічного стану водойм[106].

Антропогенна евтрофікація річки Дніпро стала результатом зростаючого впливу погано очищених побутових і промислових стічних вод, а також ерозійних потоків із сільськогосподарських полів, які містять надмірну концентрацію біогенних речовин. Водойми заплави р. Дніпро знаходяться в неоднорідному середовищі, де формуються різноманітні та динамічні умови рослинно-макрофітних угруповань. Зарегулювання стоку річки за рахунок будівництва каскаду водосховищ призвело до значної трансформації гідрологічного режиму в заплавних водоймах. Індикаторні шкали водних макрофітів традиційно використовують для оцінки трофності водойм. Для адаптації біологічного індексу макрофітів для річок (MBIR) для регіональних умов середньої течії річки Дніпро використовувалися три версії ординації угруповання водних макрофітів із екологічними та просторовими змінними як предикторами. Прогнозними факторами навколишнього середовища були оцінки вмісту хлорофілу-а та фікоціаніну, каламутності та прозорості, отримані за допомогою дистанційного зондування зображень землі із супутника Sentinel. Просторові змінні були згенеровані за допомогою процедури карт власних векторів на основі відстані Морана. Версія ординації після виділення просторової складової варіації забезпечила оцінку шкал індикаторів, які статистично значимо корелювали як з вихідною шкалою MBIR, так і з деякими іншими шкалами індикаторів.

Висновки до розділу

1 Макрофітні угруповання водних об'єктів заплави Дніпра вказують на диференціацію водойм за флористичним складом, що зумовлена поєднанням гідрологічних умов та рівнем антропогенного впливу, принциповими відмінностями між русловими ділянками та заплавними водоймами.

2 Руслові ділянки характеризуються спрощеною структурою рослинних угруповань, підвищеним рівнем гемеробії та обмеженою роллю макрофітів у регуляції прозорості води, що пов'язано з високою проточністю та нестабільністю гідрологічного режиму.

3 Заплавні водойми, навпаки, формують більш різноманітні та структурно складні макрофітні угруповання, які відображають градієнт від відносно природних, слабопроточних озер з високою фітофільтраційною здатністю до водойм із ознаками антропогенної трансформації та підвищеного трофічного статусу.

4 Просторове варіювання угруповань макрофітів має чітко виражену багаторівневу організацію. На широкомасштабному рівні структура рослинного покриву визначається регіональними просторово-гідрологічними градієнтами та загальним трофічним фоном водойм, тоді як на середньомасштабному рівні провідну роль відіграють локальні екологічні умови та внутрішньоводоймна неоднорідність.

5 Поєднання широкомасштабної та середньомасштабної компонент просторового аналізу підтверджує доцільність багатомасштабного підходу для оцінки екологічного стану водойм і застосування фітоіндикаційних методів у гідроекологічних дослідженнях.

Розділ 5

ОЦІНКА РІВНЯ ЕВТРОФІКАЦІЇ ВОДОЙМ ДНІПРОВСЬКО-ОРІЛЬСЬКОГО ЗАПОВІДНИКА НА ОСНОВІ ФІТОІНДИКАЦІЇ

5.1. Аналіз моніторингових досліджень видового різноманіття досліджених ділянок водойм Дніпровсько-Орільського природного заповідника

Гідрологічна зв'язність має вирішальне значення для підтримки біорізноманіття гідробіонтів різних рівнів організації, якості води, сюди слід віднести очищення в заплавах, самоочищення водойм та стійкості екосистем до різних екологічних факторів серед яких в останні роки є відношення до кліматичних змін (Табл. 5.1.1).

Таблиця 5.1.1

Співвідношення гідрологічної зв'язності та порядку водних об'єктів (кількість водних об'єктів відповідних типів)

Сполученість водного об'єкта*	Порядок водного об'єкта**					Разом
	0	1	2	3	4	
0	-	-	-	-	42	42
1	-	-	-	29	-	29
2	-	-		16	-	16
3	-	2	17	8	-	27
4	-	14		3	-	17
5	3	4	1	1	1	10
6	7	-	-	-	-	7
Всього	10	20	18	57	43	148

Примітка: 0 – позначає ізольовану водойму; 1 позначає водойму, сполучену з іншою через тонку цівку; 2 – тонкий канал; 3 позначає водойму, з'єднану з іншою через тонкий канал; 4 позначає водойму, з'єднану з іншими водоймами двома тонкими каналами; 5 позначає водойму, з'єднану з іншою через середній або великий канал; 6 позначає русла річок або штучні канали; ** – 0 позначає русло річки та штучний канал, а також затоку річки; 1

позначено водні об'єкти, які безпосередньо впадають у водні об'єкти нульового порядку; 2 позначає водойми, які безпосередньо впадають у водойми першого порядку; 3 позначає всі інші водойми, які мають сполучення з іншими водоймами; 4 позначає ізольовані водойми

Морфометричний аналіз заплавних озер, стариць, ерозійних та дельтових водойм дозволяє оцінити інтенсивність руслових процесів та стадію еволюції річкової долини. Розподіл цих водойм не є випадковим і підпорядковується закономірностям меандрування та акумуляції алювію.

Площа заплавних водойм у межах заказника становила 3,28 млн м². Площа заплавних водойм становила 300–232,5 тис. м². Розподіл значень площі водойми був логарифмічно нормальним (Рис. 5.1.1). Центроїди водних об'єктів віддалені від русла р. Дніпро в діапазоні 29–2943 м. Розподіл відстаней був сумішшю трьох нормальних розподілів, що вказували на розташування водойм у руслі річки заплава (відстань 255 ± 184 м), центральна заплава (1022 ± 437 м) і притерасова заплава (відстань 2841 ± 65 м). Найбільш типовими були водні об'єкти центральної заплави, які становили 67,3 % від загальної кількості водних об'єктів.

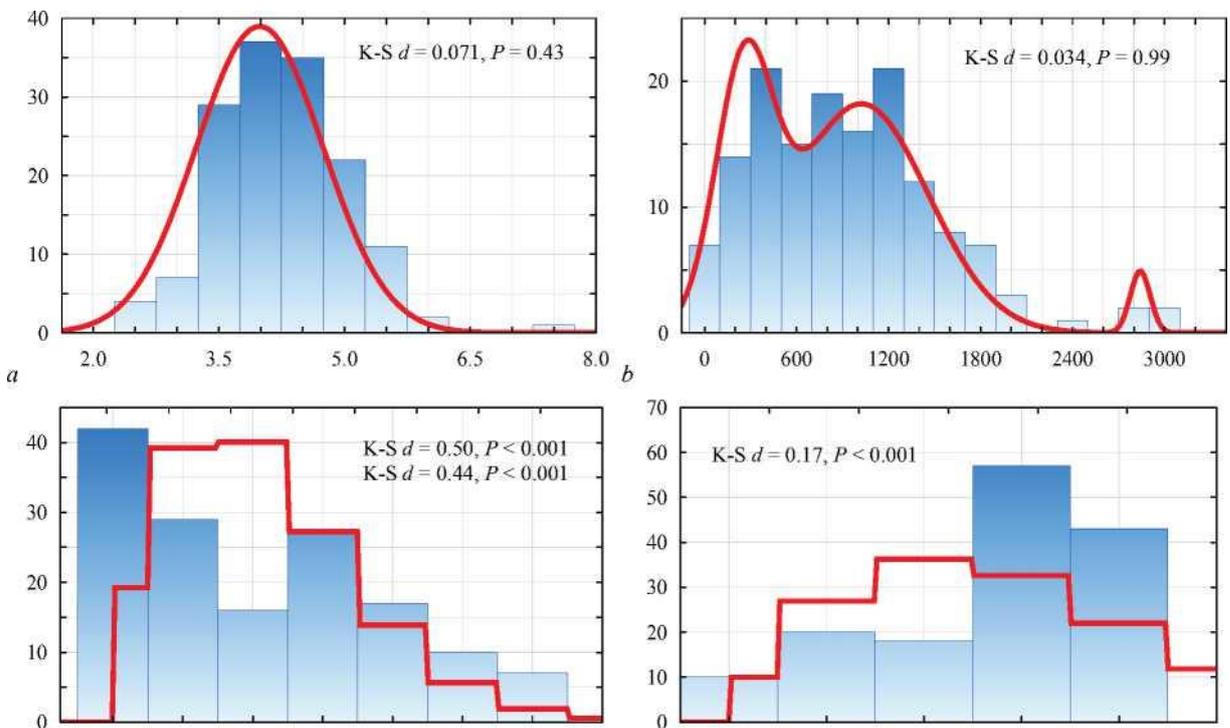


Рис. 5.1.1 - Гістограми морфометричних розподілів заплавних озер: а – розподіл площі водойми (m^2 , логарифмічний масштаб), червона лінія – апроксимація нормального закону, б – відстань від русла Дніпра до центроїда водойми, червона лінія – апроксимація суміші трьох законів Гауса, перший розподіл – 29,9% від загальної вибірки, 255 ± 184 м (середнє \pm дисперсія), другий розподіл становить 67,3% від загальної вибірки, 1022 ± 437 м, третій розподіл становить 2,7% від загальної вибірки, 2841 ± 65 м, в – зв'язність пласта: суміш двох розподілів Пуассона, для зв'язності 0, 1 і 2 $\lambda = 0,70$, для зв'язності 3, 4, 5, 6 $\lambda = 3,95$, d – порядок пласта: розподіл Пуассона, $\lambda = 2,70$; зв'язність: 0 позначає ізольовану водойму; 1 позначає водойму, сполучену з іншою через тонку цівку; 2 – тонкий канал; 3 позначає водойму, з'єднану з іншою через тонкий канал; 4 позначає водойму, з'єднану з іншими водоймами двома тонкими каналами; 5 позначає водойму, з'єднану з іншою через середній або великий канал; 6 позначає русла річок або штучні канали; порядки: 0 позначає русло річки та штучний канал, а також затоку річки; 1 позначено водні об'єкти, які безпосередньо впадають у водні об'єкти нульового порядку; 2 позначає водойми, які безпосередньо впадають у водойми першого порядку; 3 позначає всі інші водойми, які мають сполучення з іншими водоймами; 4 позначає ізольовані водойми

Водойми руслової заплави представлені значно меншою кількістю (29,9%). Найменше водних об'єктів відмічено в ділянках притерасної заплави (2,7%) (Рис. 5.1.1).

Водні об'єкти заповідника за індексом зв'язності складають діапазон від бігучих річок і каналів до окремих озер (Рис. 5.1.2). Розподіл кількості водних об'єктів за зв'язністю та порядком є бімодальним. Ізольованих водойм було найбільше (30,4 % від загальної кількості), але їхня середня площа була найменшою (4393 ± 649 м²). Зв'язність водних об'єктів та їх площі позитивно корелювали (коефіцієнт кореляції Спірмена 0,89, $P < 0,001$). Від русла річки водні об'єкти утворюють послідовність сполучених водних об'єктів (рис.5.3). Деякі з них втрачають зв'язок з іншими і стають ізольованими. Із збільшенням

порядку розташування водойм їхня площа зменшується (коефіцієнт кореляції Спірмена $-0,80$, $P < 0,001$).

Індекс трофності дозволяє оцінити трофність вод Дніпра як мезотрофні, водних об'єктів першого і другого порядку – як евтрофні, а водойм третього і четвертого – як гіперевтрофні. Найнижчий вміст хлорофілу-а був у зимовий період (табл.5.1.2). У другій половині весни почалося різке зростання його концентрації, яке до кінця червня вийшло на плато. Далі до кінця вересня концентрація хлорофілу-а була на плато, демонструючи деякі коливання з часом. З кінця вересня спостерігалось зниження концентрації хлорофілу-а у водоймах. Час, площа водойми, відстань від русла р. Дніпро, сполученість і порядок розташування водойм були статистично значущими предикторами концентрації хлорофілу-а у воді та змогли пояснити 85% варіації цього показника (табл. 5.3). Локальний максимум концентрації хлорофілу-а спостерігається для водойм із індексом зв'язності 1 (рис. 5.4). З подальшим збільшенням зв'язності концентрація хлорофілу-а у водоймах зменшувалася. Зі збільшенням порядку водних тіл концентрація хлорофілу-а зростала, але локальний максимум спостерігався для водойм першого порядку.

Концентрація хлорофілу-а зменшувалася зі збільшенням відстані центроїда водойми від русла р. Дніпро (коефіцієнт бета-регресії $-0,035 \pm 0,0074$, $P < 0,001$). У водоймах більшої площі вміст хлорофілу-а був меншим (коефіцієнт бета-регресії $-0,22 \pm 0,011$, $P < 0,001$). Зв'язність водойм більше впливала на концентрацію хлорофілу-а, ніж порядок розташування водойм (рис. 5.5). Значення предикторів, які розглядалися для пояснення зміни вмісту хлорофілу-а, змінювалося з часом. Найвищу важливість провісники мали в літній час і найменшу в зимовий.

Просторові змінні описували 41,1% варіації концентрації хлорофілу-а ($F = 3,49$, $P < 0,001$). Чистий просторовий ефект без урахування факторів середовища описав 25,5% варіації ($F = 7,47$, $P < 0,001$). Процедура прямого відбору дозволила визначити найбільш значущі просторові предиктори, якими були змінні 1, 2, 3, 4, 5, 7, 8 (широкомасштабний компонент просторового

тренду) та 12, 13, 14, 17 (середньомасштабний компонент просторового тренду). Вибрані просторові змінні змогли описати 39,3% варіації концентрації хлорофілу-а ($F = 7,34$, $P < 0,001$). Дрібномасштабні компоненти просторового тренду (просторові змінні з порядковим номером більше 17) не були статистично значущими предикторами просторової тенденції. Широкомасштабний просторовий компонент описав 22,8% варіації концентрації хлорофілу-а ($F = 7,21$, $P < 0,001$, рис. 5.1.2). Площа, сполученість і порядок водного тіла, а також відстань від русла р. Дніпро змогли описати 65,1% варіації широкомасштабного просторового компонента ($F = 69,72$, $P < 0,001$). Площа водойми (коефіцієнт бета-регресії $0,62 \pm 0,074$, $t = 8,3$, $P < 0,001$) та зв'язність водойми (коефіцієнт бета-регресії $0,30 \pm 0,13$, $t = 2,30$, $P = 0,025$) становили статистично значущі предиктори широкомасштабного компонента просторової варіації. Середньомасштабний компонент описав 11,2% варіації концентрації хлорофілу-а ($F = 4,78$, $P < 0,001$). Цю закономірність можна описати за допомогою єдиної статистично значущої канонічної осі ($F = 47,18$, $P < 0,001$). Площа, сполученість і порядок водного тіла, а також відстань від русла р. Дніпро змогли описати 68,3% варіації середньомасштабної просторової складової ($F = 80,12$, $P < 0,001$). Усі ці предиктори були статистично значущими (Рис. 5.1.2).

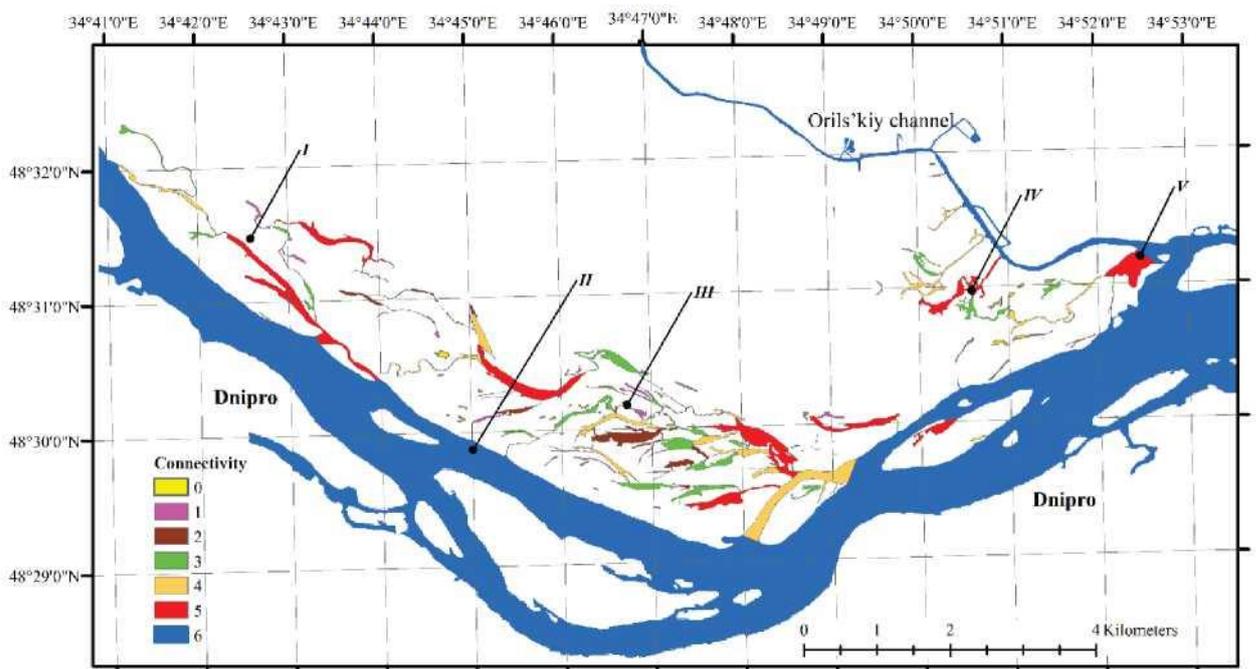


Рис. 5.1.2. Просторовий розподіл водних об'єктів та їх сполученість: 0 позначає ізольовану водойму; 1 позначає водойму, сполучену з іншою через тонку цівку; 2 – тонкий канал; 3 позначає водойму, з'єднану з іншою через тонкий канал; 4 позначає водойму, з'єднану з іншими водоймами двома тонкими каналами; 5 позначає водойму, з'єднану з іншою через середній або великий канал; 6 позначає русла річок або штучні канали; I – система уступів Миколаївки; II – руслова частина р. Дніпро; III – система Таромського уступу

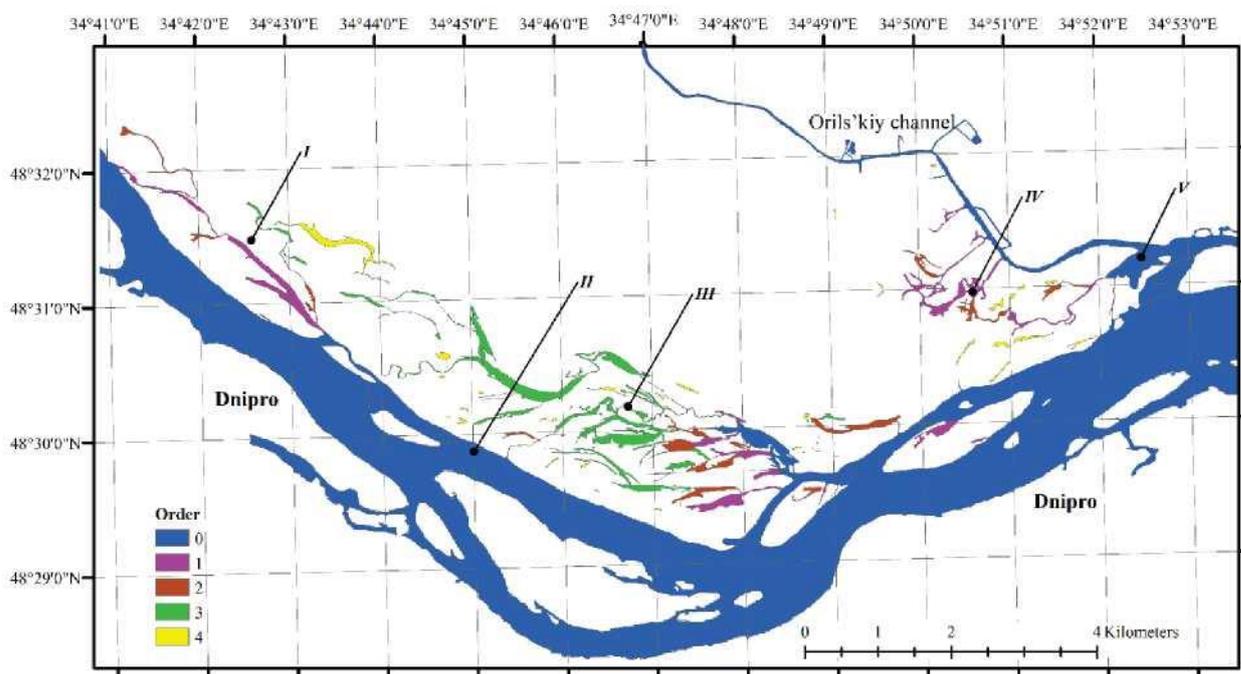


Рис. 5.1.3. Просторове розміщення порядків водойм: 0 позначено русло річки та штучний канал, а також затоку річки; 1 позначено водні об'єкти, які безпосередньо впадають у водні об'єкти нульового порядку; 2 позначає водойми, які безпосередньо впадають у водойми першого порядку; 3 позначає всі інші водойми, які мають сполучення з іншими водоймами; 4 позначає ізольовані водойми; I – система Миколаївського уступу; II – руслова частина р. Дніпро; III – система Таромського уступу; IV – Обухівська заплавна система; V – гирло р. Оріль

Разом розглянуті предиктори змогли пояснити 88,7% варіації концентрації хлорофілу-а (рис. 5.1.3). Вони мали як чистий ефект, так і ефект, який був обумовлений взаємодією предикторів один з одним. Чистий

просторовий компонент варіації хлорофілу-а охоплював 18,9 % варіації цього індексу. Взаємодія просторових структур і площі водойми склала 3,0% варіації. Зв'язок між просторовими змінними та зв'язністю охоплював 5,1% варіації. Відносини також були вищого порядку. Чистий вплив площі водойми описав 7,4% варіації концентрації хлорофілу-а, а чистий вплив зв'язності описав 5,0% варіації. Однак їхній зв'язок зміг пояснити 15,6% варіації. Чистий вплив порядку водойми описує 1,1% варіації, тоді як зв'язок із зв'язком описує 19,4% варіації концентрації хлорофілу-а.

Таблиця 5.1.2

Описова статистика оцінки вмісту хлорофілу-а (мкг/л)

Дата	$\bar{x} \pm SE$	Min	Max	RDA1 sp scores
15.02.2021	6,18±0,06	5,03	8,17	0,27
01.04.2021	8,00±0,06	6,02	9,7	0,14
11.04.2021	7,88±0,13	4,35	11,26	0,78
01.05.2021	9,71±0,19	4,48	15,53	1,15
15.06.2021	19,71±0,45	6,15	31,14	3,19
30.06.2021	20,43±0,54	6,09	32,00	3,87
15.07.2021	23,87±0,53	6,53	34,77	3,9
20.07.2021	21,48 ± 0,44	6,92	30,21	3,32
09.08.2021	19,89 ± 0,37	7,13	28,92	2,57
19.08.2021	19,09 ± 0,36	6,99	26,18	2,80
24.08.2021	21,54 ± 0,46	5,96	30,41	3,49
29.08.2021	19,69 ± 0,37	6,66	27,13	2,68
08.09.2021	21,31 ± 0,48	6,11	30,89	3,61
13.09.2021	19,15 ± 0,40	6,46	26,70	3,04
07.11.2021	8,55 ± 0,12	4,37	11,67	0,79
20.02.2022	6,21 ± 0,04	5,10	7,45	0,23
22.03.2022	6,75 ± 0,06	4,20	8,31	0,41
06.05.2022	8,61 ± 0,14	5,51	12,42	0,80
11.05.2022	9,00 ± 0,13	5,28	13,07	0,71
31.05.2022	11,14 ± 0,19	6,15	16,35	1,26

Канонічний аналіз надмірності з просторовими змінними як предикторами дозволив нам виявити просторову тенденцію зміни концентрації хлорофілу-а. Канонічний аналіз надлишковості може бути

розширений іншими факторами як умовною змінною, що дає рішення, відмінності яких можна виявити за допомогою аналізу прокруста. Аналіз Прокруста - це метод, який пов'язує два набори багатовимірних спостережень шляхом пошуку перетворення, яке найкраще відповідає конфігурації точок в одному наборі до відповідних точок в іншому наборі, зберігаючи при цьому внутрішню структуру об'єктів. Зсув, виявлений аналізом Прокруста, пов'язаний з дією фактору, який розглядається як умовна змінна (рис.5.8). Виявлені порядкові зсуви також можна відобразити в географічному просторі (рис. 5.9). Роль площі водойми як фактору, що впливає на концентрацію хлорофілу-а, була найбільшою в Таромській та Миколаївській системі уступів. Роль сполучення була найбільшою з підходом до русла р. Дніпро. Роль порядку водного об'єкта була рівномірною по всій території водної системи (Табл.5.1.3).

Таблиця 5.1.3

Оцінка GLM впливу площі водойми, відстані від русла річки Дніпро, дати, зв'язності та порядку водної маси на концентрацію хлорофілу-а ($R^2 = 0,85$, $F = 589,3$, $P < 0,001$)

Effect	Sum of squares	Degrees of freedom	Mean sum of squares	F	P
Intercept	18137	1	18137	2363	<0.001
Area (log-transformed)	3157	1	3157	411	<0.001
Distance	175	1	175	22.9	<0.001
Data	120650	20	6033	786	<0.001
Connectivity	1183	6	197	25.7	<0.001
Order	108	4	27.0	3.5	<0.001
Error	23600	3075	7.7	–	–

Концентрація хлорофілу-а являється важливим показником біомаси та стану фітопланктону у водних екосистемах будь-якого походження, що вимірюється в мкг/л або мг/м³ і відображає фотосинтетичну активність, а також використовується для моніторингу водойми при надмірному

забрудненні органічними речовинами та характеризує стан водойми. Цей показник також є ключовим фактором для надання характеристики фотосинтезу, відповідає за зелений колір рослин та водоростей, перетворюючи світлову енергію на хімічну (Рис. 5.1.4).

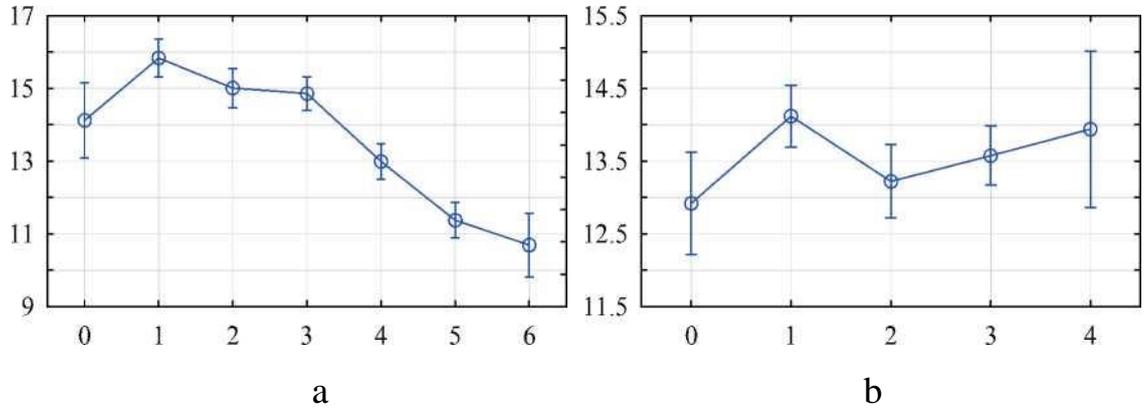


Рис. 5.1.4. Оцінка варіації концентрації хлорофілу-а як функції зв'язності (а) та порядку (b) водних об'єктів за допомогою GLM-аналізу з площею водойми та відстанню від р. Дніпро як коваріати: по осі ординат – концентрація хлорофілу-а (мкг/л, середнє та 95% довірчий інтервал); зв'язність: 0 позначає ізольовану водойму; 1 позначає водойму, сполучену з іншою через тонку цівку; 2 – тонкий канал; 3 позначає водойму, з'єднану з іншою через тонкий канал; 4 позначає водойму, з'єднану з іншими водоймами двома тонкими каналами; 5 позначає водойму, з'єднану з іншою через середній або великий канал; 6 позначає русла річок або штучні канали; порядки: 0 позначає русло річки та штучний канал, а також затоку річки; 1 позначено водні об'єкти, які безпосередньо впадають у водні об'єкти нульового порядку; 2 позначає водойми, які безпосередньо впадають у водойми першого порядку; 3 позначає всі інші водойми, які мають сполучення з іншими водоймами; 4 позначає ізольовані водойми.

На наданій діаграмі а зображено зміну концентрації хлорофілу а на різних відстанях від річки Дніпро від 9 до 17, на вісі X представлені типи водойм щодо їх ізоляції 0 до 6, видно, що максимальний вміст хлорофілу відмічений у водоймах, що з'єднані з річкою тоненькою смугою. Після цього відбувається поступове зниження показника: при $X = 2$ і 3 значення близько

15, при $X = 4$ дорівнює ~ 13 , при $X = 5$ - ~ 11 , і при $X = 6$ - $\sim 10,5$. На графіку також позначено похибки (вертикальні лінії), які демонструють варіабельність або невизначеність вимірювань. Отже, графік показує, що після короткочасного підвищення показника він стабільно знижується до кінця спостережень.

Графік на рисунку 5.1.5 показує динаміку змін концентрації хлорофілу-а у воді заплавних водойм протягом року та частини наступного року. В період з лютого по квітень 2021 концентрація хлорофілу-а зазвичай низька, оскільки температура води і сонячна інсоляція обмежують фотосинтез водоростей. Варіація може бути мінімальною, але зростає в міру весняного прогрівання.

З квітня по травень можливе різке підвищення концентрації через весняну проливну воду та поживні речовини: варіація ознаки часто зростає, бо різні ділянки водойми реагують по-різному. Пік росту водоростей спостерігається в літній період при високих температурах та достатній сонячній активності. Відносна варіація може бути великою через нерівномірне розподілення поживних речовин і локальні евтрофікаційні процеси.

В серпні-вересні спостерігається зниження концентрації хлорофілу-а через виснаження поживних ресурсів та зниження температури. Варіація може залишатися високою у зв'язку із локальними змінами екологічних умов.

В зимовий період цикл повторюється з поступовим зниженням значення хлорофілу-а, потім поступовий підйом у травні. Відносна варіація спадає взимку і знову зростає у весняний період (Рис.5.1.5).

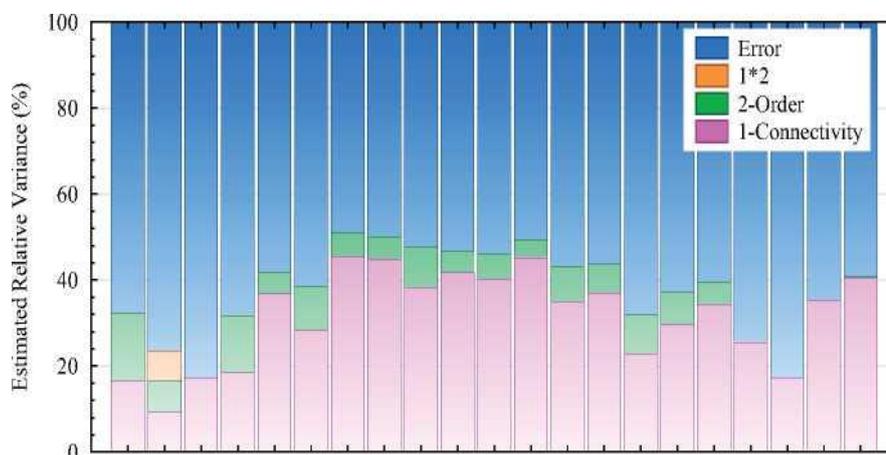


Рис. 5.1.5 Компоненти варіації концентрації хлорофілу-а: по осі ординат – розрахункова відносна варіація концентрації хлорофілу-а, по осі абсцис – дати: 1 – 15.02.2021, 2 – 01.04.2021, 3 – 11.04.2021, 4 – 01.05.2021, 5 – 15.06.2021, 6 – 30.06.2021, 7 – 15.07.2021, 8 – 20.07.2021, 9 – 09.08.2021, 10 – 19.08.2021, 11 – 24.08.2021, 12 – 29.08.2021, 13 – 08.09.2021, 14 – 13.09.2021, 15 – 07.11.2021, 16 – 20.02.2022, 17 – 22.03.2022, 18 – 06.05.2022, 19 – 11.05.2022, 20 – 31.05.2022

Графік демонструє чітку сезонну динаміку, характерну для заплавних водойм: мінімум взимку, пік у літні місяці. Вплив гідрологічних факторів представлений у стрибках варіації часто збігаються з весняними паводками або літніми спекотними періодами. Висока відносна варіація влітку може свідчити про нерівномірну евтрофікацію та зростання водних рослин у різних ділянках водойми.

Концентрація хлорофілу-а зростає з весни до літа, а потім поступово знижується восени. Відносна варіація найбільша у літні місяці, що вказує на локальні відмінності у розвитку фітопланктону та вплив антропогенного навантаження. Зимові та ранньовесняні періоди характеризуються низькою концентрацією та стабільністю, що типово для заплавних вод.

Аналіз локальних водойм із урахуванням їхнього зв'язку між собою дає розуміння, де відбувається накопичення або розподіл хлорофілу завдяки локальним потокам води.

На рисунку 5.1.6 показані загальні тренди хлорофілу-а на всій території заплави, може виявляти крупні закономірності, наприклад, вплив головного русла річки або великих каналів на накопичення хлорофілу.

Просторовий малий або середній масштаб відображає локальні зміни: невеликі озера, стариці, ізольовані водойми, завдяки чому видно локальні евтрофікаційні процеси, залежно від обмеженої гідрологічної взаємодії. Широкомасштабна картина в просторі зв'язаності та впорядкованості поєднує великі просторові тренди з врахуванням зв'язності водойм. Крім того,

дозволяє побачити, як структура мережі водних об'єктів впливає на розподіл хлорофілу.

Середньомасштабна картина в просторі зв'язаності та впорядкованості надає аналіз локальних водойм із урахуванням їхнього зв'язку між собою та дає розуміння, де відбувається накопичення або розподіл хлорофілу завдяки локальним потокам води.

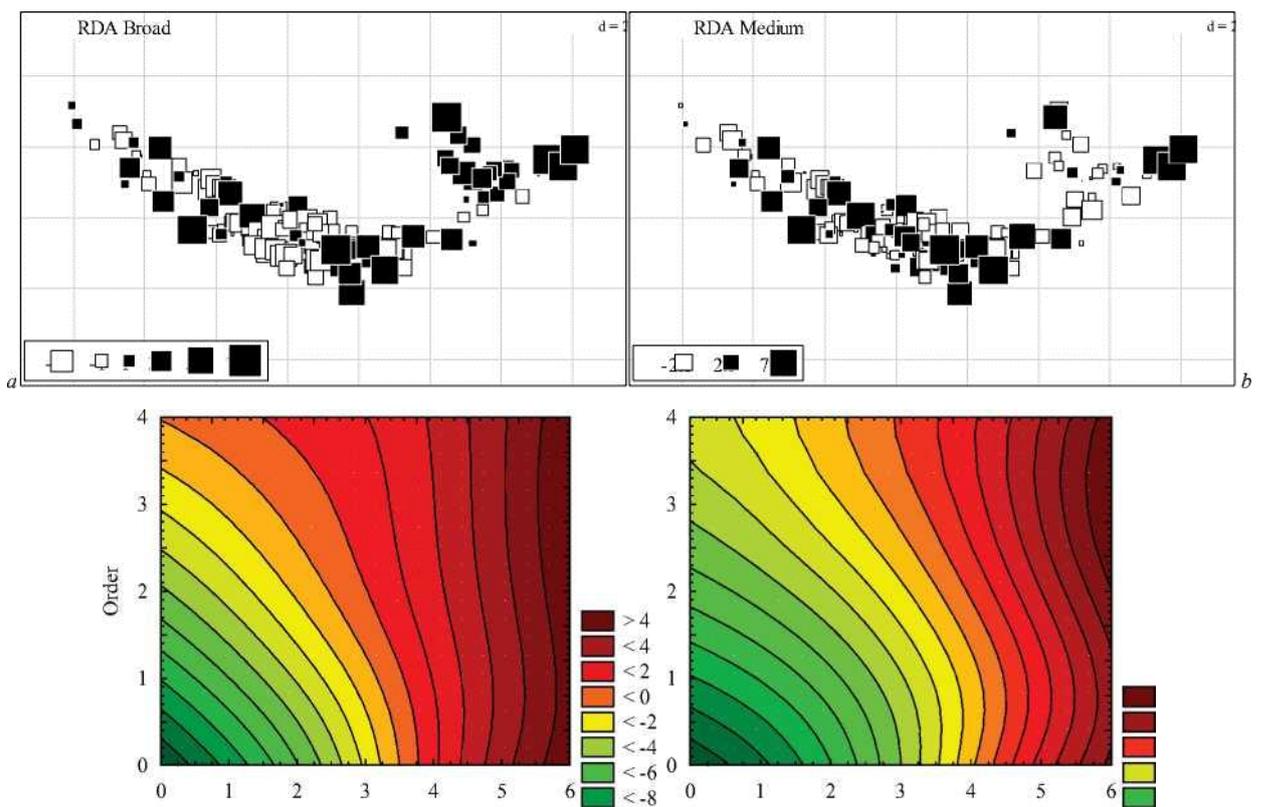


Рис. 5.1.6 Зміна концентрації хлорофілу-а: а – широкомасштабна просторова картина; б – просторовий малюнок середнього масштабу; в – широкомасштабна картина в просторі зв'язаності та впорядкованості заплавлених водойм; г – середньомасштабна картина в просторі зв'язаності та впорядкованості заплавлених водойм; сполучність: 0 позначає ізольовану водойму; 1 позначає водойму, сполучену з іншою через тонку цівку; 2 – тонкий канал; 3 позначає водойму, з'єднану з іншою через тонкий канал; 4 позначає водойму, з'єднану з іншими водоймами двома тонкими каналами; 5 позначає водойму, з'єднану з іншою через середній або великий канал; 6 позначає русла річок або штучні канали; порядки: 0 позначає русло та штучний канал, а також

затоку річки; 1 позначено водні об'єкти, які безпосередньо впадають у водні об'єкти нульового порядку; 2 позначає водойми, які безпосередньо впадають у водойми першого порядку; 3 позначає всі інші водойми, які мають сполучення з іншими водоймами;

Основні морфометричні показники як глибина та об'єм та гідрологічні, наприклад, притоки, поверхня та землекористування у вододілі, характеристики визначають вразливість озера до евтрофікації. Заплава р. Дніпро в межах заказника сформована за фуркаційним типом і являє собою періодичну затоплену ділянку, пронизану системою водних об'єктів, витягнутих в загальному напрямку вздовж русла Дніпра. Ці водні об'єкти пов'язані між собою, утворюючи густу мережу взаємодіючих водних об'єктів. Основним джерелом води в цих водних об'єктах є р. Дніпро та підземний стік з другої тераси в заплаві р. Дніпро, яка знаходиться вище. Заплава як динамічна система функціонує в умовах постійної весняної повені. Екстремальні повені можуть бути досить сильним стресором для переходу від каламутного до чистого заплавного озерного стану. Ймовірно, можна очікувати циклічні переходи між альтернативними стабільними станами в заплавних екосистемах як наслідок екстремальних гідрологічних подій, спричинених зміною клімату.

Заплавні озера чутливі до збагачення поживними речовинами та впливу зміни клімату. Під час паводків у річку можуть потрапляти забруднюючі речовини, накопичені у воді заплавних озер і наносах. Таким чином, захисна роль заплавних озер як «буферних зон забруднення річки» буде зведена нанівець, оскільки вони можуть стати основним дифузним джерелом забруднення та становити загрозу для річки. Озера, рівень води в яких падає влітку, менш каламутні через меншу концентрацію неорганічних завислих речовин. Заплавні водойми відіграють важливу роль в утриманні та перетворенні сполук азоту і фосфору. Сезонні коливання рівнів води в річці призводять до періодичного з'єднання та роз'єднання русла річки та заплавних водойм, викликаючи тим самим обмін різними за хімічним складом

джерелами води. Осадіві відкладення заплавних водойм стають поглиначем азоту та фосфору для річки, сприяючи покращенню якості річкової води (Weigelhofer et al., 2015).

Створення каскаду водосховищ на руслі р. Дніпро призвело до значного зменшення паводків і, таким чином, до зменшення різниці рівнів води в річці протягом року. Як наслідок, зменшилася інтенсивність паводкового режиму річки. Старі заплавні озера більш каламутні, ніж молоді, і це в основному через збільшення фітопланктону. Проте в річці Дніпро спостерігається постійний сезонний і добовий перепад рівнів. Природний ритм рівня води в річці накладається на штучне регулювання рівня на дамбах. Ці коливання рівня води є причиною постійного водообміну в заплавних водоймах. Підвищення рівня води в річці Дніпро призводить до надходження води в заплавні водойми, а зниження, навпаки, призводить до відтоку води із заплавних водойм у річку. Природно, що інтенсивність водообміну залежить від відстані від водойми до русла річки, від порядку розташування водойми та рівня її сполученості з іншими водоймами. Очевидно, що саме вода, що стікає з Дніпра у заплавні водойми, є джерелом біогенних елементів і чинником зростання евтрофікації (Рис.5.1.7).

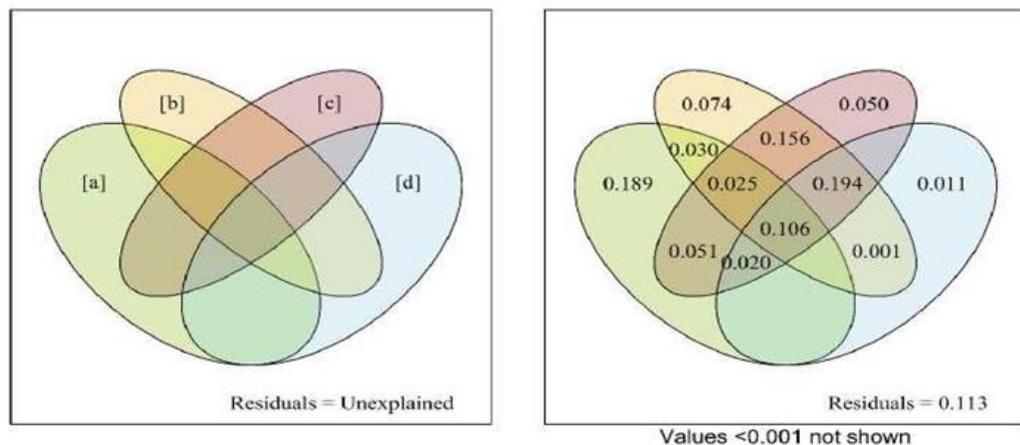


Рис. 5.1.7 Варіаційний розподіл концентрації хлорофілу-а під впливом просторових змінних (а), площі водойми (б), зв'язності (в) і порядку водойми (г)

Аналіз порядкових розв'язків матриці варіації вмісту хлорофілу-а з використанням площі водойм (а), їх зв'язності (b) та порядку в гідрологічній мережі (с) як умовних змінних. Точки на ординаційних діаграмах відповідають окремим водоймам, тоді як стрілки відображають напрямки зсуву порядкових розв'язків під впливом просторових предикторів та окремих екологічних змінних, включених як умовні фактори.

Зміщення векторів уздовж осей RDA_1 та RDA_2 свідчать про різний ступінь впливу площі, гідрологічної зв'язності та ієрархічного положення водойм на просторову варіабельність концентрації хлорофілу-а. Найбільші вектори вказують на ключові екологічні градієнти, пов'язані з трофічним станом, рівнем водообміну та інтенсивністю антропогенного навантаження на об'єкт (Рис. 5.1.8).

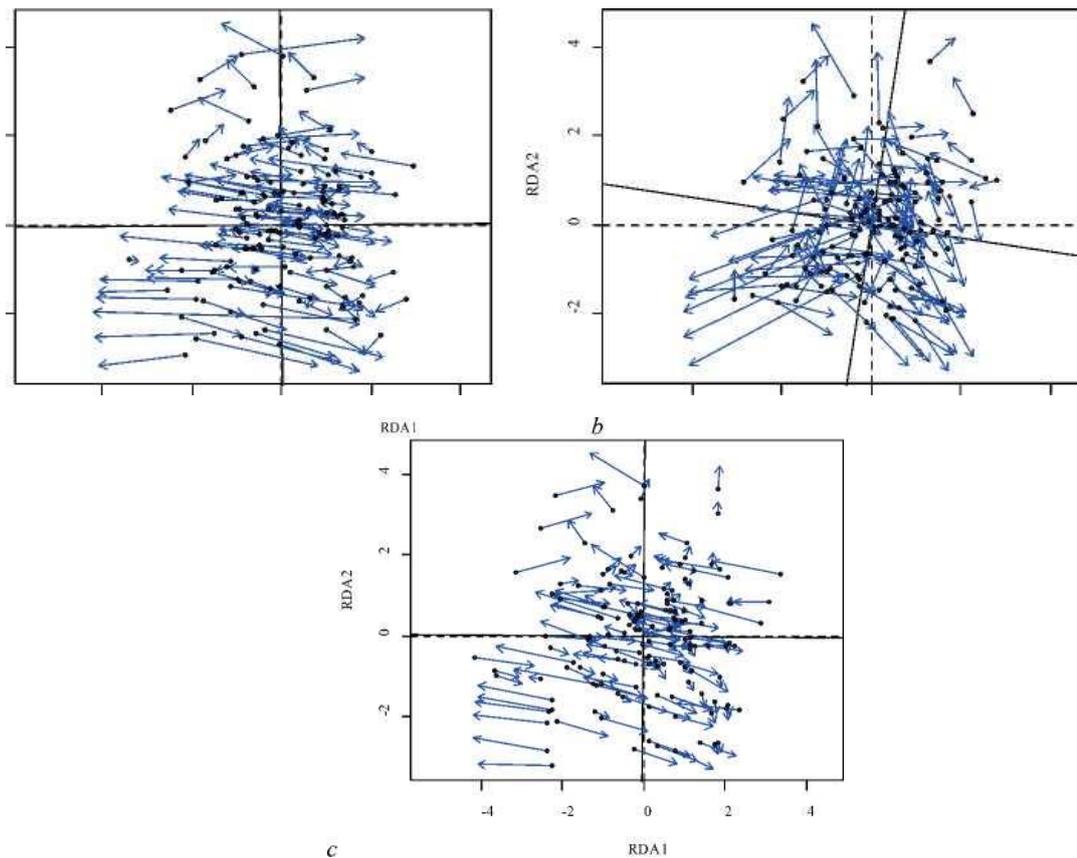


Рис. 5.1.8 Аналіз порядкових розв'язків для матриці варіації вмісту хлорофілу-а з використанням площі (а), зв'язності (b) та порядку (с) водойм як умовних змінних: точки - водойми, стрілки позначають напрямки зсуву

порядкових розв'язків з просторовими предикторами та окремими змінними як умовними предикторами

Підземні води також можуть бути джерелом надходження води в заплавні водойми. Ґрунтові води утворюються в результаті конденсації вологи або фільтрації атмосферних опадів через піщану терасу, яка розташована безпосередньо вздовж заплави річки. Ґрунтові води мають низьку солоність і є фактором, який має ефект, протилежний евтрофікації. Найбільше значення для водойм у притерасній заплаві мають підземні води. Таким чином, віддаленість від русла р. Дніпро є маркером підвищення ефективності надходження слабомінералізованих вод через ґрунтовий стік з першої надзаплавної тераси.

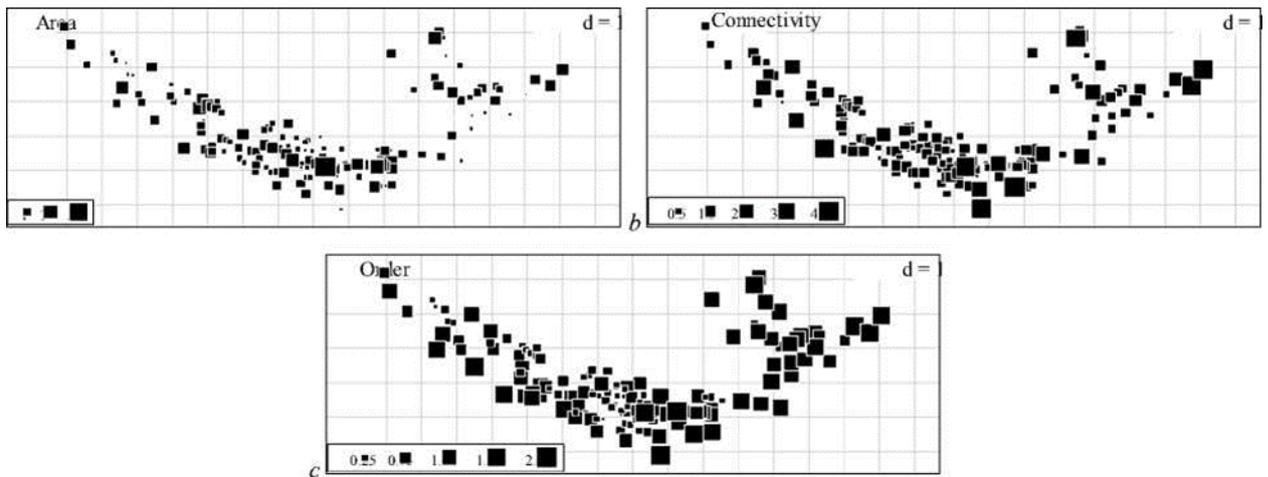


Рис. 5.1.9 Просторова мінливість зсувів комбінацій, що виникають внаслідок використання площі (а), зв'язності (b) та порядку (c) водних об'єктів як умовних. По осі X розташовані різні водойми або нормалізований показник розташування/позиції у просторі. По осі Y показана відносна концентрація хлорофілу-а (зсув комбінацій). Розмір квадратиків відповідає значенню певного параметра (d), який може відображати ступінь впливу або важливість даного об'єкта у загальній мережі.

На рисунку 5.1.9 виразна U-подібна залежність: дрібні водойми (ліва частина) та великі (права частина) мають вищу мінливість хлорофілу. Середні за розміром водойми – більш стабільні (мінімум зсуву). Середні за розміром

водойми мають більш стабільний гідрохімічний режим; дрібні і великі схильні до локальних коливань через ізоляцію або об'ємні ефекти.

Дуже низька зв'язність, ізольовані водойми, відрізняються значним рівнем варіабельності. Висока зв'язність, яка характерна для середніх і великих каналів, потоків або річок демонструє зменшення зсувів, але у деяких високосполучених водоймах знову спостерігається збільшення мінливості, що може бути можливим через складну мережу каналів і розподіл потоків.

Помірна зв'язність водойм вирівнює концентрацію хлорофілу, дуже ізольовані або дуже складно зв'язані в більшості випадків проявляють більшу мінливість. Середні порядки мають стабільний баланс, а високі порядки знаходяться під впливом локальних факторів.

U-подібні криві на всіх трьох графіках показують, що мінливість хлорофілу-а найменша у середніх водоймах за площею, зв'язністю та порядком, а у дрібних та великих, ізольованих або високпорядкових водоймах – найбільша. Це підтверджує гіпотезу: просторова мінливість зсувів комбінацій визначається інтерацією площі, зв'язності та порядку водойм. Великі квадрати на графіках вказують на об'єкти з більш вираженою роллю у мережі (вплив на сусідні водойми).

Водні об'єкти можуть бути відключеними, а деякі із заплавних водних об'єктів тимчасово або назавжди ізольовані. Після відключення від сусідніх водойм вода в озері стає повільно текучою або зовсім застійною, що призводить до посиленого відкладення дрібних частинок ґрунту та збільшення кількості мулу та глини в субстраті. Спрощення та деградація структури угруповань водних макрофітів може бути результатом ізоляції водойм [107], [108]. Під час повені зв'язок між водоймами може бути відновлений. Традиційно всі водойми в заплаві річки називаються озерами, хоча формально озерами є лише окремі водойми.

Було запропоновано типологію водних об'єктів для опису гідрологічної зв'язності. Було виділено п'ять типів водойм. В якості критеріїв класифікації

розглядалася можливість водообміну через підземні або поверхневі води. Однак цей підхід виявився надзвичайно специфічним для конкретного місця, і для характеристики конкретного водного тіла потрібна складна польова робота, що дуже ускладнює процедуру класифікації.

В основному водойми в заплаві були представлені руслами або затоками р. Дніпро. Зв'язність як категоріальна змінна є зручним інструментом для якісної характеристики потенційного рівня водообміну в конкретному водоймі. Категорії зв'язності не утворюють порядку і є в певному сенсі незалежними значеннями. Морфологічні категорії самі по собі не утворюють порядкових відношень, а можуть використовуватися лише для того, щоб відрізнити природні об'єкти один від одного. Порядок формує функцію об'єктів, і в цьому відношенні зв'язок може призвести до різноспрямованих результатів. Збільшення зв'язності може призвести до збільшення потенціалу евтрофікації, якщо джерелом води є переважно річкове русло. З іншого боку, збільшення зв'язності може призвести до зменшення евтрофікації, якщо джерелом води у водоймі є переважно підземні води. Отже, процедура порівняння рівня зв'язності є формальною і ми можемо лише сказати, відрізняється чи ні даний об'єкт від інших об'єктів за критерієм зв'язності.

Порядок водного об'єкта є вказівкою на положення водного об'єкта в ряду від русла річки. Кожна ланка цієї послідовності призводить до затухання зміни рівня води і до зниження інтенсивності водообміну між сусідніми водоймами. Антропогенна складова зміни рівня води є високочастотною. Рівень води при скиданні води на дамбі може суттєво змінюватися протягом доби, а також може змінюватися напрямок течії води в заплавах водоймах. Зі збільшенням упорядкованості водойми реофільний режим може змінюватися на лімнофільний. Озерні екосистеми особливо чутливі до надходження поживних речовин із вододілу через термічну стратифікацію водної товщі в період, коли первинна продукція найвища (навесні та влітку). Термічна стратифікація поділяє товщу води на два шари: верхній шар, більш теплий і освітлений епілімніон, де відбувається первинне виробництво, і більш

холодний, глибший шар, гіполімніон. Термічна стратифікація відбувається в усіх озерах, але в різних часових масштабах. У мілководних озерах теплова стратифікація навряд чи триватиме довше кількох годин або днів [109]). Площа водного об'єкта пропорційна об'єму води в ньому, а в деяких випадках і глибині водойми. Прозорість води позитивно залежить від глибини озера та наявності рослинності [110]. Водойми з великою витратою мають U-подібний профіль і великі глибини водойм, які можуть досягати 4 метрів. Малопроточні ставки мають плоске дно і невелику глибину 0,5–1,0 метра. Малі заплавні озера більш чутливі до збагачення поживними речовинами. Завдяки більшому співвідношенню площі відкладень до об'єму води порівняно з великими озерами, викид поживних речовин із відкладень у воду більш імовірний [111], [112]. Водойми з більшою глибиною прогриваються набагато довше та мають термоклін, який перешкоджає змішуванню верхнього та нижнього шарів води. Малі водойми більш чутливі до зміни клімату. Підвищення середньої температури повітря спричиняє пряме підвищення температури поверхневих вод, інтенсифікацію процесів випаровування та евтрофікації, зменшення вмісту кисню та збільшення концентрації забруднюючих речовин у водоймах [113]. На підводний світловий клімат сильно впливає хлорофіл-а і найбільшою мірою неорганічна суспензія. Розчинений органічний вуглець менш важливий. Таким чином, у глибоких перехідних водоймах евтрофна вода може переноситися до наступних водних об'єктів у ланцюзі, маючи набагато менший вплив на збагачення водної екосистеми поживними речовинами, ніж у випадку з мілкішими водоймами, які швидко нагріваються.

Роль вторинної евтрофікації слід розглядати по відношенню до системи водних об'єктів. Більшість заплавних озер мають інтенсивне повторне суспендування неорганічної суспензії. Вітрова ресуспензія набагато менш важлива, ніж ресуспензія бентосними рибами. Безумовно, джерелом посилення евтрофікації заплавних водойм є біогенні речовини, розчинені у воді р. Дніпро. Однак наші результати свідчать про те, що рівень евтрофікації в заплавних водоймах вищий, ніж у самій річці Дніпро. Біогенне накопичення

поживних речовин призводить до концентрації факторів евтрофікації в заплавах екосистемах і посилення їх евтрофікації. Поживні речовини, накопичені в рослинній біомасі та детриті, можуть знову потрапити у воду в процесі деградації органічної речовини, що є причиною вторинної евтрофікації. Поживні речовини, що надходять, можуть бути фактором швидкого росту нижчих водоростей, викликаючи негативні наслідки евтрофікації.

Відстань від річки до заплавах озер зазвичай пов'язана з частотою гідрологічної зв'язності. Має значення і висота набережної річки. Морфологія меж заплавах озер впливає як на потік, так і на водообіг під час паводків. Густи зарості емерджентної рослинності є природним біологічним фільтром для води, що надходить у природні водні озера, викликаючи зниження швидкості води та одночасне осідання зваженого матеріалу. Накопичення осаду зросло через відсутність інтенсивного ерозійного затоплення протягом останніх кількох десятиліть, що зменшує інфільтрацію ґрунтових вод у природні озера. Час і тривалість з'єднання заплавного озера з основним руслом річки залежить від річкового стоку та інших характеристик водно-болотних угідь. Диференціація заплави на прируслову, центральну та притеррасову свідчить про різну інтенсивність відкладення порушених часток ґрунту під час паводків. Біля русла річки осад складається з крупнозернистих частинок піску, причому розмір частинок наноси зменшується в міру віддалення від русла річки. Більш дрібні частинки в ґрунті збільшують капілярний підйом води і, таким чином, забезпечують постачання ґрунтовими водами водойм. Піщані ґрунти біля русла річки майже не живляться ґрунтовими водами, а глинисті ґрунти в притерасній заплаві створюють умови для постійного підживлення водойм ґрунтовими водами. Центральна заплава займає найбільшу площу, тому закономірно, що кількість водойм у ній найбільша.

Динаміка вмісту хлорофілу-а у воді відповідала сезонному ходу температур. Концентрація була найменшою в холодний період року і досягала

максимуму в другій половині літа. Осіннє зниження припало на кінець вересня. Сезонний хід температури повітря накладався на особливості температурного режиму конкретної водойми, які залежали від її глибини та дебіту. Найбільша глибина річки Дніпро, тому влітку температура води в ній була найнижчою. У мілководних водоймах вода прогрівається швидко і до відносно вищих рівнів, що стимулює інтенсивний розвиток водоростей в умовах великої кількості поживних речовин. Водообмін із більш холодними водоймами сприяв зниженню температури у заплавних водоймах. Таким чином, роль фактора зв'язності можна пояснити як наслідок здатності водообміну впливати на температурний режим водойм. За винятком ізольованих водойм, чим більшою була зв'язність водойми, тим нижчим був у ній рівень хлорофілу-а. Очевидно, що водообмін одночасно є джерелом поживних речовин і може розглядатися як фактор евтрофікації та причина зниження відносної температури даного водоймища. Ізольовані водойми мали переважно ґрунтове живлення, тому вони не відповідали загальній картині, встановленій для відкритих водойм. Збільшення концентрації хлорофілу-а зі збільшенням порядку водойми можна пояснити зниженням інтенсивності водообміну і зменшенням глибини водойм більшого порядку. Збільшення впорядкованості водойми супроводжується розгалуженням мережі водойм, знижується здатність водойм до очищення наносів. Накопичення відкладень призводить до зменшення їх глибини. Факторами інтенсивного росту синьозелених водоростей є прогрівання мілководних водойм і накопичення в них органічної речовини.

Заплавні озера накопичують нітроген і фосфор з річки, поверхневого стоку та первинної продукції. Природні фактори, що відображають буферну здатність озер для надходження поживних речовин, також можуть відігравати важливу роль у поясненні статусу евтрофікації [114]. Зв'язок і порядок водних тіл мають різне значення для динаміки евтрофікації, причому зв'язок відіграє більшу роль. Зв'язність вказує на можливість водообміну між водними об'єктами, тоді як порядок водного тіла вказує на градієнт умов у міру

віддалення від річкового русла в послідовності водних об'єктів. Таким чином, евакуація надлишкової органічної речовини, яка є результатом масового розвитку рослинності з надмірним надходженням поживних речовин, є ключовим чинником евтрофного режиму водойм. Зростання значення регуляторних процесів зростає відповідно до збільшення концентрації хлорофілу-а у водоймі. Значення розглянутих факторів досягає найвищого рівня в літній час, коли одночасно відбувається максимальне прогрівання водойм і мінімальний рівень води в них. Відповідно, найбільшого контрасту досягають відмінності між глибокими і відносно прохолодними водоймами та мілкими водоймами, які швидко прогріваються, що значно стимулює ріст органічної маси.

Застосування просторових предикторів дозволяє вирішити дві проблеми. Перш за все, оцінити просторову структурованість впливу визначені фактори. Також можна оцінити роль факторів, які не вимірюються в цьому дослідженні, але можуть впливати на зміну концентрації хлорофілу-а. Просторові змінні, зв'язок і порядок водного тіла, відстань до річки та площа водного тіла можуть пояснити в 4,7 рази більшу варіацію концентрації хлорофілу-а, ніж чистий просторовий компонент. Таким чином, розглянуті предиктори є провідними для опису закономірностей мінливості концентрації хлорофілу-а. Очевидно, зв'язність і порядок водних об'єктів є морфологічними маркерами функціональних властивостей і режимів водних об'єктів і не цілком точно їх описують, тому додаткову частину мінливості досліджуваного показника можна виділити як чисту просторову закономірність. Слід зазначити, що зв'язність і порядок водних об'єктів також є просторово структурованими предикторами. Це означає, що функціональний зміст цих показників не є просторово інваріантним, а закономірно змінюється. Особливо велика роль зв'язності в зоні контакту заплавної системи з руслом річки. Це добре відповідає концепції, згідно з якою сполучність водного тіла є маркером здатності водного тіла очищатися від надмірної кількості синтезованої органічної речовини. При цьому у водоймах, які

контактують з руслом річки, відбувається евакуація органічної речовини, яка в подальшому здійснюється зі стоком води в р. Дніпро. В інших водоймах їх кількість вирівнюється між сусідніми водними об'єктами, і в цьому сенсі роль зв'язності як чинника варіації евтрофікації знижується. Просторова складова варіації фактора порядку водних об'єктів набагато більш сплюснена. Ця закономірність добре узгоджується з уявленням про те, що порядок ставків є маркером введення водних мас, збагачених додатковими поживними речовинами.

Роль площі водойми у зміні концентрації хлорофілу-а також демонструє просторова картина. Глибина, об'єм, висота та середня річна кількість опадів є основними предикторами параметрів евтрофікації для озер [114]. Площа – це показник, який легко оцінити за допомогою ГІС-технологій. Однак для опису динаміки хлорофілу-а важливий більш детальний морфологічний опис водойм, який включає глибину, форму профілю та форму берегової лінії водойми. Проте навіть точне отримання релевантної інформації не вирішує проблеми її формалізації та кількісної оцінки значущості. Просторові предиктори дозволяють опосередковано і точно оцінити роль неврахованих просторових факторів, які не були виміряні безпосередньо.

Просторові закономірності зміни концентрації хлорофілу-а мають складну багатомасштабну структуру, що вказує на множинний характер діючих факторів. Просторова мінливість представлена у вигляді композиції широкомасштабних і середньомасштабних просторових процесів. Широкомасштабний процес найбільше залежить від зв'язності, тоді як для середньомасштабного процесу провідним є ефект порядку водних об'єктів.

5.2. Вплив ендогенних факторів на гідроценози заповідника в сучасних умовах.

Динаміка рівня води у водосховищі залежить від сезону. У весняно-літній період рівень води у водосховищі становив у середньому $51,4 \pm 0,0048$ м

і змінювався від 51,1 до 51,9 м. Середній рівень води у водосховищі різнився по роках ($F = 114,5$, $p < 0,001$). У весняно-літній період спостерігалася тенденція до зниження рівня води у водосховищі. Швидкість зниження рівня води в часі була дуже низькою і становила 0,7–2,7 мм на добу. Середньодобові коливання рівня води становили $0,11 \pm 0,0048$ від діапазону рівня води за досліджуваний період. Цей індекс коливався від 0 до 0,60. Середньодобова амплітуда рівня води в різні роки була різною ($F = 114,5$, $p < 0,001$). Цей показник був найвищим і становив $0,15 \pm 0,0099$ спочатку, у наступному році середньодобова амплітуда була меншою ($0,11 \pm 0,0070$), а найменшою – у 2019 році ($0,08 \pm 0,0067$). Крім добових коливань води, в ритмі рівня води у водосховищі представлені коливальні процеси з частотою ≈ 20 –25 та 40–80 діб.

В попередньому розділі було визначено, що різні оцінки концентрації хлорофілу-а позитивно корелювали одна з одною та позитивно корелювали з індексом мутності NDTI. Оцінки глибини, що визначалася за допомогою диску Секкі, позитивно корелювали одна з одною, але негативно корелювали з концентрацією хлорофілу-а та індексами мутності NDCI. Значення FOS негативно корелювало з концентрацією хлорофілу-а, позитивно корелювало з глибиною Секкі та негативно корелювало з індексом мутності NDTI. Кореляції концентрації фікоціаніну повторювали кореляції концентрації хлорофілу-а.

Ординація рослинного угруповання полягає в розподілі альфа-різноманіття спільноти водних рослин становило 10,3 видів, і 95% випадків коливалося від 10,1 до 10,4 видів. Різноманітність гамма-угруповання становила 56 видів, і 95% випадків варіювалися від 54,4 до 57,4 видів. Різноманітність бета-спільноти становила 5,5, а 95% випадків були в діапазоні 5,3–5,6. 42 види були зареєстровані більше 5 разів, тому їх використовували для подальших процедур висвячення громади.

Довжина першої осі становила 3,8 після висвячення громади за аналізом відповідності з виключеним трендом, що вказує на те, що аналіз канонічної відповідності є найбільш адекватною процедурою для рукопокладання в громаді. Просторові змінні та екологічні фактори змогли пояснити 27,8%

варіацій у спільноті макрофітів ($R_{adj2} = 0,28$, $F = 2,66$, $p < 0,001$). Просторові змінні та фактори середовища були представлені шістьма статистично значущими канонічними осями. Лише просторові змінні змогли пояснити 7,4% варіацій у спільноті макрофітів ($R_{adj2} = 0,0736$, $F = 2,71$, $p < 0,001$). Прямий вибір дозволив визначити найважливіші просторові предиктори. Це були змінні 1, 3, 4, 5 (широкомасштабний компонент варіації) та 9 і 11 (середньомасштабний компонент варіації). Широкомасштабний компонент зміг пояснити 6,0% варіацій спільноти ($R_{adj2} = 0,060$, $F = 2,94$, $p < 0,001$) і був представлений двома статистично значущими канонічними осями. Середньомасштабний компонент зміг пояснити 1,2% варіації спільноти ($R_{adj2} = 0,012$, $F = 1,92$, $p = 0,004$) і був представлений двома статистично значущими канонічними осями.

Змінні навколишнього середовища та вибрані просторові змінні 1, 3, 4, 5, 9 та 11 змогли пояснити 26,4% варіацій у структурі громади. Фактори навколишнього середовища змогли пояснити 21,1% варіацій у спільноті макрофітів ($R_{adj2} = 0,211$, $F = 6,05$, $p < 0,001$). Якщо розглядати просторові предиктори як умовну змінну, то чистий вплив факторів зовнішнього середовища становив 19,1% ($R_{adj2} = 0,191$, $F = 5,66$, $p < 0,001$). Чистий вплив факторів середовища був представлений чотирма статистично значущими канонічними осями. Канонічна вісь 1 позитивно корелювала з концентрацією хлорофілу-а, концентрацією фікоціаніну та каламутністю та негативно корелювала з FOS та глибиною Секкі. Канонічні осі 2–4 мали різні комбінації кореляцій із змінними середовища.

Канонічна вісь 1 описує основну частку інерції угруповання, і для всіх варіантів ординації угруповання ця вісь тісно корелює зі змінними, що характеризують евтрофікацію водойм. Таким чином, бали видів на канонічній осі 1 можна розглядати як маркер видового оптимуму в градієнті евтрофікації, а дисперсію видів уздовж осі 1 можна розглядати як маркер толерантності виду до фактора евтрофікації. Значення CS видів за шкалою MBIR знаходилися в діапазоні від 2 до 13. Тому оцінки видів рослин на канонічній

осі 1 були стандартизовані до діапазону 2–13 і округлені, в результаті чого оцінки CS були адаптовані до умов середньої течії р. Дніпро – CSd. Діапазон видової толерантності по канонічній осі 1 був розділений на три квантилі. Найнижчому рівню варіації було присвоєно значення Ed 3, середньому рівню варіації було присвоєно значення 2, а найвищому рівню варіації було присвоєно значення 1.

Розраховано значення показника CSd та коефіцієнт екологічної амплітуди Ed для трьох варіантів ординації громади. Ці шкали порівнювали зі значеннями показників видів за іншими шкалами. Значення показника CSd, отриманого з урахуванням впливу змінних навколишнього середовища та простору, статистично значимо корелювало зі шкалою TIM. Коефіцієнт амплітуди зовнішнього середовища Ed негативно корелював з фактором E. Значення індикаторів і коефіцієнти амплітуди середовища, отримані для ординаційного врахування просторових ефектів, не мали статистично значущих коефіцієнтів кореляції з іншими шкалами індикаторів. Значення індикатора CSd, які були отримані для ординації громади з урахуванням чистих впливів на навколишнє середовище, статистично значуще корелювали зі шкалами MBIR, TIM, MTR та MIR. Коефіцієнт амплітуди зовнішнього середовища Ed негативно корелював з E.

Біологічний індекс макрофітів для річок (MBIR) розраховано для оцінки рівня евтрофікації водойм на основі індикаторної шкали, враховуючи лише екологічний вплив. Результати показали, що рівень евтрофікації в 102 місцях (67,1%) був оцінений як поганий, у 37 місцях (24,3%) він був оцінений як поганий, а в 13 місцях (8,6%) він був оцінений як помірний.

5.3 Диференціація угруповань макрофітів природного заповідника «Дніпровсько-Орільський»

Показники природності та гемеробії розглядаються як інформативні індикатори стану водних екосистем і ступеня їх антропогенної трансформації.

Рівень природності відображає близькість рослинного угруповання до максимально наближеного до природного стану, тоді як гемеробія характеризує інтенсивність антропогенного впливу на екосистему.

Рослинний покрив макрофітних угруповань природного заповідника «Дніпровсько-Орільський» представлений вісьмома фітоценотичними асоціаціями, диференціація яких зумовлена як природними чинниками, так і факторами антропогенного походження. Виявлені угруповання характеризуються відносно компактним просторовим поширенням. Асоціація *Nymphaeo albae–Nupharetum luteae* приурочена до руслової частини річки Дніпро. Угруповання *Ceratophyllo–Hydrocharitetum* були типовими для водойм Орільського каналу та також зафіксовані в озері Сокілки, що входить до складу Миколаївської уступної системи.

Фітоценози зазначеної асоціації поширені в середній та нижній течії Дніпра, переважно у непроточних або слабопроточних водоймах із недостатнім водообміном, нейтральною або слабколужною реакцією середовища та захищених від вітрового впливу місцях існування. Для цих біотопів характерні мілководдя з глибиною до 50 см, замулені донні відкладення зі значною кількістю детриту та низька прозорість води (до 15 см). Такі угруповання зазвичай формуються у водоймах з інтенсивними антропогенними процесами евтрофікації. Асоціація *Typhetum latifoliae* поширена в межах Обухівської уступної системи.

Асоціація *Salvinio-Hydrocharitetum* зустрічається переважно у водоймах Таромської уступної системи. Асоціація *Hydrocharito-Stratiotetum aloidis* зустрічається у водоймах Миколаївської уступної системи, що прилягають до першої заплавної тераси Дніпра. Асоціація *Lemno-Hydrocharitetum morsus-ranae* зустрічається в потоках Миколаївської уступної системи. Асоціація *Myriophylletum spicati* зустрічається в затоках Миколаївської уступної системи, які безпосередньо межують з руслом Дніпра. Асоціація *Trarpetum natantis* зустрічається у водоймах системи уступів Миколаївського та Таромського. Тісний просторовий зв'язок асоціацій макрофітів з

геоморфологічними ділянками заплави Дніпра може допомогти реконструювати події, що призвели до сучасного вигляду рослинних угруповань. Було показано, що морфологія водойм та їхні водні властивості значною мірою визначають просторовий розподіл водних макрофітів. Дослідження показало, що континентальність клімату є важливим диференціюючим фактором, який визначає характеристики рослинного покриву водних макрофітів. Асоціація *Typhetum latifoliae* відрізняється від інших домінуванням рослин з ареалом, поширеним у Східній Європі.

Ця асоціація знаходиться у водоймах Обухівської уступної системи, де формуються специфічні екологічні умови. До них належать значно вища солоність води, мілководдя, яке добре прогрівається, та відносно висока забезпеченість поживними речовинами. Варто також відзначити низьку природність, що можна пояснити високим рівнем берегової ерозії, що спричиняє вторинну сукцесію рослинності.

Зниження природності може бути результатом посилення вторинної сукцесії. Високий рівень природності угруповань свідчить про роль режиму заповідної території у збереженні біорізноманіття. Однак сам лише режим заповідної території не може захистити заповідник від впливу комплексу антропогенних факторів. Антропогенна трансформація рослинних угруповань зумовлена евтрофікацією, яка залежить як від наявності надлишку поживних речовин, так і від температури води. Рефугіуми реофільного режиму в заплаві Дніпра утворюють центри біорізноманіття, які є високоприродними та мають значну природоохоронну цінність.

Індикатори природності та гемеробії є чутливими маркерами стану рослинних угруповань, які можна використовувати в практиці біологічного моніторингу на заповідних територіях.

Асоціація *Lemno-Hydrocharitetum morsus-ranae* Oberd. 1957 включала 21 вид рослин. В середньому на ділянці дослідження було виявлено $16,1 \pm 1,5$ виду (від 15 до 20 видів). Загальне проективне покриття варіювало від 56% до 100%. Різноманітність Шеннона угруповань становила $3,3 \pm 0,1$ біт/вид

(варіювало від 3,0 до 3,7 біт/вид). Домінуючими видами були *Salvinia natans* (L.) All. (проектне покриття 1–35%), *Nymphaea alba* L. (1–30%), *Typha latifolia* L. (1–35%), *Berula erecta* (Huds.) Coville (3–10%), *Spirodela polyrhiza* (L.) Schleid. (2–15%) та *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. (5–10%). Індекс природності цієї асоціації становив $5,2 \pm 0,7$ (в діапазоні від 3,8 до 6,6). Індекс гемеробії цієї асоціації становив $35,1 \pm 11,4\%$ (в діапазоні від 30,7% до 43,0%). Асоціація надає перевагу воді з електропровідністю $0,12 \pm 0,01$ дС/м (в діапазоні від 0,08 до 0,23 дС/м), температурою $24,8 \pm 1,2$ °С (в діапазоні від 23,5 до 28,2 °С) та вмістом кисню $8,1 \pm 3,3$ мг/л (в діапазоні від 4,6 до 11,6 мг/л). Прозорість води в місцях, де зустрічається ця асоціація, становить $0,9 \pm 0,1$ м (в діапазоні від 0,9 до 1,0 м). Фітоіндикаційна оцінка світлового режиму показує значення $7,2 \pm 0,03$ (в діапазоні від 6,6 до 7,4). Температурний режим мав бал $4,8 \pm 0,03$ (в діапазоні від 4,4 до 5,1). Континентальний режим мав бал $8,5 \pm 0,06$ (в діапазоні від 8,0 до 8,9). Режим вологості мав бал $8,3 \pm 0,04$ (в діапазоні від 7,8 до 8,5). Кислотний режим мав бал $6,7 \pm 0,01$ (в діапазоні від 6,5 до 6,8). Доступність поживних речовин мала бал $6,4 \pm 0,03$ (в діапазоні від 6,1 до 6,9).

Асоціація *Hydrocharito-Stratiotetum aloidis* (van Langendonck 1935) Westhoff у Westhoff et Den Held 1969 включала 53 види рослин. В середньому на ділянці дослідження було виявлено $18,4 \pm 8,7$ видів (від 12 до 24 видів). Загальне проективне покриття варіювалося від 54% до 100%. Різноманітність угруповань за Шенноном становила $3,4 \pm 0,1$ біт/вид (варіювало від 2,8 до 4,0 біт/вид). Домінуючими видами були *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. (проектне покриття 1–60%), *Nuphar lutea* (L.) Sm. (0–40%), *Ceratophyllum demersum* L. (5–35%), *Stratiotes aloides* L. (0–30%), *Typha latifolia* L. (0–35%) та *Spirodela polyrhiza* (L.) Schleid. (1–15%). Індекс природності цієї асоціації становив $3,8 \pm 0,4$ (в діапазоні від 2,4 до 5,5). Індекс гемеробії цієї асоціації становив $46,3 \pm 12,0\%$ (в діапазоні від 37,6% до 52,9%).

Асоціація надає перевагу воді з електропровідністю $0,12 \pm 0,01$ дСм/м (в діапазоні від 0,08 до 0,25 дСм/м), температурою $27,3 \pm 2,1$ °С (в діапазоні від

25,0 до 29,3 °C) та вмістом кисню $10,0 \pm 7,8$ мг/л (в діапазоні від 3,6 до 18,8 мг/л). Прозорість води в місцях, де зустрічається ця асоціація, становила $1,0 \pm 0,1$ м (в діапазоні від 0,7 до 1,7 м). Фітоіндикаційна оцінка світлового режиму показала значення $7,1 \pm 0,03$ (в діапазоні від 6,6 до 7,4). Температурний режим мав оцінку $4,7 \pm 0,02$ (в діапазоні від 4,5 до 5,0). Континентальний режим мав оцінку $8,2 \pm 0,18$ (в діапазоні від 7,5 до 8,8). Режим вологості мав оцінку $8,2 \pm 0,04$ (в діапазоні від 7,7 до 8,5). Кислотний режим мав оцінку $6,7 \pm 0,01$ (в діапазоні від 6,5 до 6,9). Доступність поживних речовин мала оцінку $6,7 \pm 0,04$ (в діапазоні від 6,4 до 7,1) (Табл. 5.3.1).

Таблиця 5.3.1

Зустрічальність видів вищих водних рослин у відповідних асоціаціях; діагностичні види відповідних асоціацій позначені жирним шрифтом

Вид	Асоціація								φ	p-level
	Ac 1	Ac 2	Ac 3	Ac 4	Ac 5	Ac 6	Ac 7	Ac 8		
<i>Typha latifolia</i> L.	95	43	100	73	38	13	10	11	0,85	<0,001
<i>Phragmites australis</i>	100	100	100	100	95	93	88	39	0,96	<0,001
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	100	100	57	100	98	100	100	79	0,98	<0,001
<i>Vallisneria spiralis</i> L.	69	63	-	45	21	10	57	29	0,72	<0,001
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i> L.	77	94	100	100	92	97	92	50	0,94	<0,001
<i>Nymphaea alba</i> L.	41	37	100	59	63	27	27	36	0,71	<0,001
<i>Salvinia natans</i> (L.)	90	94	100	86	100	100	82	64	0,96	<0,001
<i>Typha angustifolia</i>	100	83	-	95	98	87	65	46	0,92	<0,001
<i>Trapa borysthena</i> V.Vassil.	-	11	-	73	98	100	96	82	0,96	<0,001
<i>Nuphar lutea</i> L. Smith	-	54	-	91	40	90	98	82	0,91	<0,001
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	-	6	-	14	13	47	59	100	0,92	<0,001

Примітка: * – Ac. 1 – діагностичний вид асоціації *Typhetum latifoliae* Nowiński 1930, Ac. 2 – діагностичний вид асоціації *Ceratophyllo-Hydrocharitetum* Pop1962, Ac. 3 – діагностичний вид асоціації *Lemno-Hydrocharitetum morsus-ranae* Oberd. 1957, Ac. 4 – діагностичний вид асоціації *Hydrocharito-Stratiotetum aloidis* (van Langendonck 1935) Westhoff in Westhoff et Den Held 1969, Ac. 5 – діагностичний вид асоціації *Salvinio-Hydrocharitetum*

(Oberd. 1957) Boşcaiu 1966, As. 6 – діагностичний вид асоціації *Trapetum natantis* Kárpáti 1963, As. 7 – діагностичні види асоціації *Nymphaeo albae-Nupharetum luteae* Nowiński 1927, As. 8 – діагностичні види асоціації *Myriophylletum spicati* Soó 1927.

Асоціація *Salvinio-Hydrocharitetum* (Oberd. 1957) Boşcaiu 1966 включала 47 видів рослин. В середньому на ділянці дослідження було виявлено $19,7 \pm 6,0$ видів (від 15 до 28 видів). Загальне проективне покриття варіювало від 67% до 100%. Різноманітність Шеннона угруповань становила $3,6 \pm 0,1$ біт/вид (варіювало від 3,0 до 4,0 біт/вид). Домінуючими видами були *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. (проективне покриття 0–40%), *Salvinia natans* (L.) All. (5–30%), *Typha angustifolia* L. (0–35%), *Trapa borysthena* V. N. Vassil. (0–25%).

Індекс природності цієї асоціації становив $3,4 \pm 0,4$ (в діапазоні від 2,2 до 4,8). Індекс гоморобії цієї асоціації становив $45,1 \pm 25,6\%$ (в діапазоні від 30,4 до 54,8%). Асоціація надає перевагу воді з електропровідністю $0,15 \pm 0,02$ дСм/м (в діапазоні від 0,08 до 0,75 дСм/м), температурою $25,1 \pm 1,6$ °С (в діапазоні від 23,0 до 28,3 °С) та вмістом кисню $8,5 \pm 9,8$ мг/л (в діапазоні від 3,6 до 16,5 мг/л). Прозорість води в місцях, де відбувається ця асоціація, становила $0,7 \pm 0,1$ м (в діапазоні від 0,3 до 1,1 м).

Фітоіндикаційна оцінка світлового режиму вказала значення $7,3 \pm 0,02$ (в діапазоні від 6,9 до 7,5). Температурний режим мав оцінку $4,8 \pm 0,02$ (в діапазоні від 4,5 до 5,1). Континентальний режим мав оцінку $8,2 \pm 0,15$ (в діапазоні від 7,3 до 8,8). Режим вологості мав оцінку $8,1 \pm 0,02$ (в діапазоні від 7,8 до 8,4). Кислотний режим мав оцінку $6,6 \pm 0,01$ (в діапазоні від 6,5 до 6,8). Доступність поживних речовин мала бал $6,8 \pm 0,03$ (в діапазоні від 6,4 до 7,3).

Асоціація *Trapetum natantis* Kárpáti 1963 включала 36 видів рослин. В середньому на ділянці дослідження було виявлено $16,3 \pm 6,2$ виду (від 12 до 21 виду). Загальне проективне покриття варіювалося від 62% до 100%. Різноманітність Шеннона угруповань становила $3,4 \pm 0,1$ біт/вид (варіювало від 2,4 до 3,8 біт/вид). Домінуючими видами були *Trapa borysthena* V. N.

Vassil. (проектне покриття 1–30%), *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. (0–35%), *Zizania latifolia* (Griseb.) Stapf (0–35%), *Salvinia natans* (L.) All. (1–20%), *Stratiotes aloides* L. (0–30%) та *Typha angustifolia* L. (0–30%). Індекс природності цієї асоціації становив $3,4 \pm 0,6$ (в діапазоні від 1,5 до 4,7). Індекс гемеробії цієї асоціації становив $51,0 \pm 18,1\%$ (в діапазоні від 43,7 до 57,5%). Асоціація надає перевагу воді з електропровідністю $0,12 \pm 0,01$ дСм/м (в діапазоні від 0,06 до 0,30 дСм/м), температурою $26,3 \pm 2,1$ °С (в діапазоні від 23,3 до 29,7 °С) та вмістом кисню $7,9 \pm 5,8$ мг/л (в діапазоні від 3,2 до 24,3 мг/л). Прозорість води в місцях, де відбувається ця асоціація, становила $0,9 \pm 0,1$ м (в діапазоні від 0,5 до 1,2 м).

Фітоіндикаційна оцінка світлового режиму показала значення $7,2 \pm 0,02$ (в діапазоні від 6,9 до 7,5). Температурний режим мав бал $4,9 \pm 0,02$ (в діапазоні від 4,6 до 5,1). Континентальний режим мав бал $7,6 \pm 0,27$ (в діапазоні від 6,6 до 8,5). Режим вологості мав бал $8,3 \pm 0,03$ (в діапазоні від 7,9 до 8,5). Кислотний режим мав бал $6,7 \pm 0,02$ (в діапазоні від 6,4 до 7,0). Доступність поживних речовин мала бал $6,8 \pm 0,03$ (в діапазоні від 6,4 до 7,2).

Асоціація *Nymphaeo albae-Nupharetum luteae* Nowiński 1927 включала 46 видів рослин. В середньому на ділянці дослідження було виявлено $13,4 \pm 13,6$ видів (від 7 до 25 видів). Загальне проективне покриття варіювало від 48% до 100%. Різноманітність Шеннона угруповань становила $2,9 \pm 0,2$ біт/вид (варіювало від 2,0 до 3,8 біт/вид). Домінуючими видами були *Ceratophyllum demersum* L. (проектне покриття 1–50%), *Nuphar lutea* (L.) Sm. (0–40%), *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. (0–30%), *Zizania latifolia* (Griseb.) Stapf (0–35%), *Salvinia natans* (L.) All. (0–30%) та *Trapa borysthena* V. N. Vassil. (0–20%).

Індекс природності цієї асоціації становив $3,7 \pm 0,6$ (в діапазоні від 2,1 до 5,6). Індекс гемеробії цієї асоціації становив $51,0 \pm 25,3\%$ (в діапазоні від 29,7% до 57,9%). Асоціація надає перевагу воді з електропровідністю $0,12 \pm 0,01$ дСм/м (в діапазоні від 0,07 до 0,45 дСм/м), температурою $28,0 \pm 2,6$ °С (в діапазоні від 24,1 до 30,1 °С) та вмістом кисню $9,9 \pm 8,5$ мг/л (в діапазоні від

3,0 до 21,9 мг/л). Прозорість води в місцях розташування цієї асоціації становила $1,0 \pm 0,1$ м (в діапазоні від 0,6 до 1,4 м).

Фітоіндикаційна оцінка світлового режиму показала значення $7,1 \pm 0,05$ (у діапазоні від 6,6 до 7,6). Температурний режим мав бал $4,8 \pm 0,03$ (у діапазоні від 4,5 до 5,2). Континентальний режим мав бал $7,7 \pm 0,32$ (у діапазоні від 6,2 до 8,9). Режим вологості мав бал $8,4 \pm 0,05$ (у діапазоні від 8,0 до 8,9). Кислотний режим мав бал $6,8 \pm 0,03$ (у діапазоні від 6,5 до 7,2). Доступність поживних речовин мала бал $6,9 \pm 0,09$ (у діапазоні від 6,4 до 7,6). Асоціація *Myriophylletum spicati* Soó 1927 включала 46 видів рослин. В середньому на ділянці дослідження було виявлено $18,1 \pm 22,7$ видів (від 12 до 31 виду). Загальне проективне покриття варіювалося від 56% до 100%. Різноманітність Шеннона угруповань становила $3,2 \pm 0,1$ біт/вид (варіювало від 2,5 до 3,9 біт/вид). Домінуючими видами були *Myriophyllum spicatum* L. (проектне покриття 3–50%), *Sparganium erectum* L. (0–30%) та *Trapa borysthenica* V. N. Vassil. (0–10%).

Індекс природності цієї асоціації становив $4,8 \pm 0,6$ (в діапазоні від 3,2 до 6,1). Індекс гемеробії цієї асоціації становив $32,3 \pm 39,3\%$ (в діапазоні від 24,3% до 51,9%). Асоціація надає перевагу воді з електропровідністю $0,09 \pm 0,01$ дСм/м (в діапазоні від 0,04 до 0,12 дСм/м), температурою $23,7 \pm 0,7$ °С (в діапазоні від 22,8 до 26,1 °С) та вмістом кисню $8,3 \pm 8,1$ мг/л (в діапазоні від 2,0 до 18,5 мг/л). Прозорість води в місцях, де зустрічається ця асоціація, становила $1,0 \pm 0,1$ м (в діапазоні від 0,8 до 1,3 м).

Фітоіндикаційна оцінка світлового режиму показала значення $6,8 \pm 0,04$ (в діапазоні від 6,5 до 7,3). Температурний режим мав бал $4,4 \pm 0,02$ (в діапазоні від 4,3 до 4,9). Континентальний режим мав бал $6,5 \pm 0,26$ (в діапазоні від 5,1 до 7,1). Режим вологості мав бал $8,1 \pm 0,04$ (в діапазоні від 7,8 до 8,5). Кислотний режим мав бал $6,9 \pm 0,02$ (в діапазоні від 6,7 до 7,3). Доступність поживних речовин мала бал $6,3 \pm 0,04$ (в діапазоні від 6,0 до 6,8).

Результат кореляційного аналізу вилучення дискримінантної функції, які можна змістовно інтерпретувати на основі їх кореляції зі змінними, що

представляють властивості навколишнього середовища, шкали індикаторів Елленберга та індикатори рівня антропогенної трансформації навколишнього середовища (Таблиця 5.3.2).

Перша функція характеризується найбільшими коефіцієнтами для електропровідності води (ЕС; 0,59) та континентальності клімату (0,70), а також помірним внеском температурних показників і доступності поживних речовин. Серед біотичних параметрів певне значення мають покриття рослинності та просторова відстань. Це свідчить, що функція 1 відображає градієнт фізико-хімічних умов середовища, пов'язаний із мінералізацією води та кліматичними особливостями, які визначають загальну структуру макрофітних угруповань.

Друга функція формується насамперед за рахунок гемеробійності (0,67), а також режиму освітлення (0,37), температури (0,34) та доступності поживних речовин (0,32). Негативний внесок електропровідності (-0,52) вказує на протилежний характер впливу фізико-хімічних та антропогенних чинників. Таким чином, функція 2 відображає градієнт антропогенної трансформації екосистем, що проявляється у зміні світлового режиму, трофічних умов і структури рослинного покриву.

Третя функція має найбільші навантаження за показниками індексу Шеннона (0,54) та видового різноманіття (0,41), а також характеризується негативним впливом температури (-0,58) і кислотності середовища (-0,37). Це дозволяє інтерпретувати її як біотичний градієнт, що відображає зміну різноманіття макрофітів у відповідь на термічні та хімічні умови середовища.

Четверта функція визначається, насамперед, прозорістю води (0,45), континентальністю клімату (0,49) та показниками природності (0,27). Вона відображає гідрооптичний та ландшафтно-екологічний градієнт, що пов'язаний зі станом водного середовища та ступенем збереженості природних умов існування макрофітних угруповань (Табл. 5.3.2).

Таблиця 5.3.2

Кореляції між змінними в моделі та дискримінантними функціями

Змінні		Дискримінантна функція			
		Функція 1	Функція 2	Функція 3	Функція 4
Властивості рослинного угруповання	Видове різноманіття	-0,13	-	0,41	-0,2
	Індекс Шеннона	-	0,19	0,54	-0,19
	Покриття; %	0,18	-	-0,15	-0,19
	Відстань	0,21	-	-0,14	0,15
	ЕС, S/m	0,59	-0,52	-0,25	-0,26
Властивості середовища	T; C	0,29	0,17	-0,58	0,3
	Вміст кисню	0,12	-	-0,16	0,10
	Прозорість; м	-	-	-0,31	0,45
	Режим освітлення	0,13	0,37	0,35	-0,19
	Температура	0,2	0,34	-	0,13
	Континентальність клімату	0,7	-	0,18	0,49
Індикатори Елленберга	Вологість	-0,16	0,24	-0,14	0,22
	Кислотність	-	-0,3	-0,37	0,12
	Доступність поживних речовин	0,24	0,32	-0,2	-0,18
Індикатор антропогенної трансформації	Природність	-0,29	-0,15	0,22	0,27
	Гемеробій	0,10	0,67	-0,38	-0,21

Дискримінантний аналіз показав, що перша та друга функції відображають переважно абіотичні та антропогенні градієнти, третя функція пов'язана з біотичною організацією угруповань, четверта – з прозорістю води та природністю екосистем. Це підтверджує комплексний характер чинників, що визначають просторову та структурну диференціацію макрофітних угруповань у досліджуваних водоймах.

Функція 1 найсильніше корелює з показником континентального клімату та електропровідністю води. Ця функція чітко відрізняє асоціації *Myriophylletum spicati*, які є найпоширенішими в руслі Дніпра, від асоціацій *Typhetum latifoliae*, які є типовими для Обухівської уступної системи.

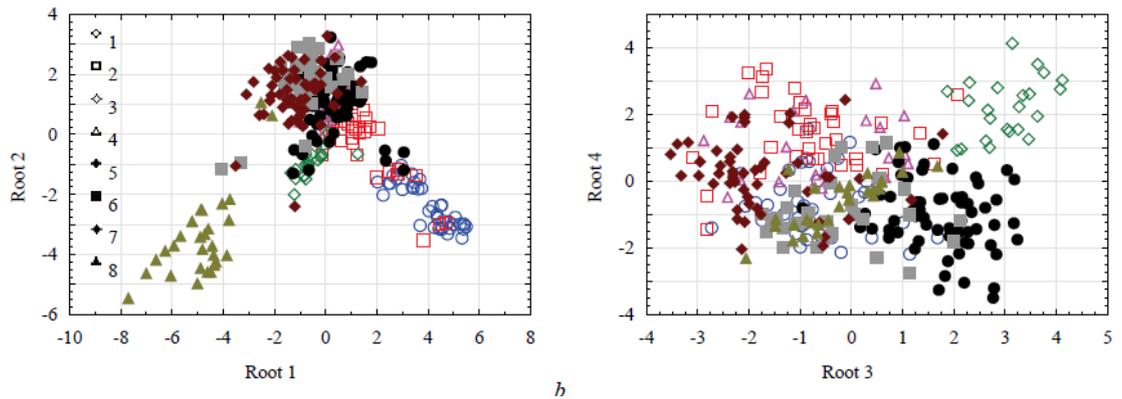


Рис. 5.3.1 Розташування місць у просторі дискримінантних функцій: а абсциса – корінь 1, ордината – корінь 2, б абсциса – корінь 3, ордината – корінь 4; асоціації: 1 – асоціація *Typhetum latifoliae* Nowiński 1930, 2 – асоціація *Ceratophyllo-Hydrocharitetum* Pop 1962, 3 – асоціація *Lemno-Hydrocharitetum morsus-ranae* Oberd. 1957, 4 асоціація *Hydrocharito-Stratiotetum aloidis* (van Langendonck 1935) Westhoff у Westhoff et Den Held 1969, 5 – асоціація *Salvinio-Hydrocharitetum* (Oberd. 1957) Boşcaiu 1966, 6 – асоціація *Trapetum natantis* Kárpáti 1963, 7 – асоціація *Nymphaeo albae-Nupharetum luteae* Nowiński 1927, 8 – асоціація *Myriophylletum spicati* Soó 1927.

Функція 2 є результатом диференціації рослинних угруповань вздовж градієнта гемеробії. Найвища гемеробія спостерігалася в угрупованнях *Nymphaeo albae-Nupharetum luteae*, *Hydrocharito-Stratiotetum aloidis*, *Salvinio-Hydrocharitetum* та *Trapetum natantis*. Ця функція вказує на те, що збільшення гемеробії також пов'язане зі збільшенням освітленості, температури та мінерального живлення, а також зі зниженням солоності води.

Функція 3 вказує на диференціюючий вплив температури води та прозорості, які також корелюють зі світловим режимом рослинних угруповань. Ця функція вказує на те, що асоціація *Lemno-Hydrocharitetum morsus-ranae* віддає перевагу найнижчій температурі води та прозорості, але найвищому світловому режиму. Протилежні переваги продемонструвала асоціація *Nymphaeo albae-Nupharetum luteae*. Ці угруповання зазвичай формуються за умов нижчої солоності води, вищої прозорості води та теплішої

води. Функція 4 чутлива до диференціального впливу прозорості води та континентального режиму. Найбільш прозорим водам віддавали перевагу угруповання *Lemno-Hydrocharitetum morsus-ranae*, а найменш прозорим водам віддавали перевагу угруповання *Myriophylletum spicati*, *Typhetum latifoliae*, *Salvinio-Hydrocharitetum* та *Trapetum natantis*.

Отримані результати свідчать, що трансформації просторової організації рослинних угруповань мають тісний зв'язок із показниками гемеробії, рівнем природності та функціонального різноманіття. Це підтверджує ефективність використання супутникових даних для ідентифікації як антропогенно зумовлених порушень, так і природних сукцесійних змін у рослинному покриві. Ротації, визначені за результатами аналізу Прокруста, дозволили виокремити дві виразні екологічні траєкторії. Перша з них відображає деградаційні процеси, спричинені антропогенним навантаженням, що супроводжуються зростанням гемеробії та скороченням функціонального багатства рослинних угруповань. Друга траєкторія характеризує внутрішню трансформацію фітоценозів у межах природних екосистем, обумовлену покращенням абіотичних умов середовища. Використання спектральних індексів, чутливих до гідрологічного режиму, ґрунтових характеристик і фізіологічного стану фотосинтетичного апарату рослин, сприяло виділенню екологічно значущих індикаторів змін рослинності. Запропонований підхід має вагомим прикладним значенням для довгострокового екологічного моніторингу, просторового планування та підтримки управлінських рішень щодо подальшого використання трансформованих ландшафтів, зокрема при виборі між відновленням водосховища та збереженням сформованої заплавної екосистеми.

Висновки до розділу

1 Динаміка концентрації хлорофілу-а у водоймах Дніпровсько-Орільського природного заповідника має чітко виражений сезонний та

просторовий характер. Максимальний розвиток фітопланктону формується у другій половині весни з досягненням платоподібних значень на початку–в середині літа, тоді як спад концентрації хлорофілу-а спостерігається з другої половини осені.

2 Просторово зафіксовано зростання концентрації хлорофілу-а в міру віддалення водойм від русла Дніпра та підвищення їхнього порядку, що відображає посилення умов для евтрофікації в ізольованіших елементах заплави.

3 Концентрація хлорофілу-а зростає в міру видалення заплавних водойм із русла Дніпра та збільшення порядку розташування водойм, а сполученість і збільшення площі заплавних водойм сприяють зниженню рівня евтрофікації. Просторові закономірності зміни концентрації хлорофілу-а мають складну багатомасштабну структуру, що вказує на множинний характер діючих факторів.

ВИСНОВКИ

1 У межах Дніпровсько-Орільського природного заповідника евтрофікація водойм має просторово та сезонно диференційований характер, що зумовлений поєднанням гідрологічних умов, ступеня зв'язності водойм із руслом річки Дніпро та рівня антропогенної трансформації. Найвищі прояви евтрофікації притаманні ізольованим та слабопроточним заплавному водоймам, тоді як руслові та добре сполучені з річкою об'єкти характеризуються нижчим трофічним статусом.

2 Сезонна динаміка хлорофілу-а відображає загальні закономірності розвитку фітопланктону в умовах заплавних екосистем зростають у другій половині весни, максимальні значення формуються на початку–в середині літа, а зниження відбувається з другої половини осені.

3 Просторова мінливість концентрації хлорофілу-а має багатомасштабну структуру і формується під впливом комплексу факторів. Широкомасштабна складова зумовлена ступенем гідрологічної зв'язності водних об'єктів, тоді як середньомасштабна – порядком розташування водойм у межах заплави. Це свідчить про провідну роль просторової організації заплавної системи у формуванні трофічного режиму.

4 Кластерний аналіз макрофітних угруповань дозволив виокремити типи водойм, що чітко відрізняються за видовим складом, структурою рослинних угруповань і рівнем гемеробії. Руслові ділянки характеризуються спрощеною флористичною структурою та обмеженою роллю макрофітів у регуляції прозорості води, тоді як заплавні озера та протоки формують більш різноманітні й структурно складні угруповання.

5 Встановлено, що водойми з високим ступенем природності та стабільними гідрологічними умовами характеризуються значною участю занурених і плаваючих макрофітів, які виконують важливу фітофільтраційну функцію та сприяють зниженню проявів евтрофікації. У трансформованих водоймах домінують евритоппні та толерантні до підвищеної трофності види,

що супроводжується зменшенням структурної складності рослинних угруповань і погіршенням прозорості води.

6 Евтрофікація не є ізольованим чинником формування макрофітних угруповань, а реалізується на тлі дії комплексу екологічних факторів. Взагалі фітоіндикація евтрофікації водойм Дніпровсько-Орільського природного заповідника є науково обґрунтованим підходом до оцінки їхнього екологічного стану та може бути використана як основа для екологічного моніторингу, прогнозування змін і розроблення заходів зі збереження та сталого управління заплавами екосистемами.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

- [1] Y. M. Sitote and M. Girimay Gebremedhine, “Comprehensive Review of Eutrophication in Freshwater Ecosystems: Causes, Effects, Assessment, and Management Strategies,” Preprints (Basel)., vol. 10, 2024.
- [2] S. O. Akinawo, “Eutrophication: Causes, consequences, physical, chemical and biological techniques for mitigation strategies,” 2023. doi: 10.1016/j.envc.2023.100733.
- [3] S. Schneider, “Macrophyte trophic indicator values from a European perspective,” *Limnologica*, vol. 37, no. 4, 2007, doi: 10.1016/j.limno.2007.05.001.
- [4] J. Qu and J. Peng, “Significance and Enlightenment of Implementing Water Ecological Assessment,” *Water & Ecology*, vol. 1, no. 1, 2025, doi: 10.1016/j.wateco.2025.100002.
- [5] D. J. Conley et al., “Ecology - Controlling eutrophication: Nitrogen and phosphorus,” 2009. doi: 10.1126/science.1167755.
- [6] W. S. Barnett and K. Jung, “Understanding and responding to the pandemic’s impacts on preschool education: What can we learn from last spring,” *National Institute for Early Education Research ...*, no. July, 2020.
- [7] M. V. Prychepa and Yu. O. Kovalenko, “The importance of reservoirs of the upper cascade of the Dnipro for the conservation of rare species of fish and wetland birds,” *Ecology and Noospherology*, vol. 35, no. 2, 2024, doi: 10.15421/032420.
- [8] T. P. V. De Matos, V. P. V. De Matos, K. De Mello, and R. A. Valente, “Protected areas and forest fragmentation: sustainability index for prioritizing fragments for landscape restoration,” *Geology, Ecology, and Landscapes*, vol. 5, no. 1, 2021, doi: 10.1080/24749508.2019.1696266.
- [9] X. Li et al., “Biodiversity and ecosystem multifunctionality in arid deserts: water effects and the contributions of biotic and abiotic factors,” *Ecol. Indic.*, vol. 178, 2025, doi: 10.1016/j.ecolind.2025.113988.
- [10] N. Ye. Semenyuk, V. I. Shcherbak, O. A. Davydov, and E. Sh. Koziychuk, “Dynamics of local phytoplankton communities in the upper-cascade Dnieper reservoirs under present conditions,” *Algologia*, vol. 35, no. 1, 2025, doi: 10.15407/alg35.01.030.
- [11] D. Bondarev, M. Fedushko, N. Hubanova, R. Novitskiy, O. Kunakh, and O. Zhukov, “Temporal dynamics of the fish communities in the reservoir: the

influence of eutrophication on ecological guilds structure,” *Ichthyol. Res.*, vol. 70, no. 1, 2023, doi: 10.1007/s10228-021-00854-x.

[12] S. B. Ferencz, S. Muñoz, B. T. Neilson, and M. B. Cardenas, “Riverbed Temperature and Heat Transport in a Hydropeaked River,” *Water Resour. Res.*, vol. 57, no. 4, 2021, doi: 10.1029/2021WR029609.

[13] R. Tkachuk, Y. Nykytiuk, O. Komorna, and A. Zymarioieva, “Global climate change promotes the expansion of rural and synanthropic bird species: The case of Zhytomyr region (Ukraine),” *Biosyst. Divers.*, vol. 32, no. 2, 2024, doi: 10.15421/012419.

[14] Q. Chen et al., “River Damming Impacts on Fish Habitat and Associated Conservation Measures,” 2023. doi: 10.1029/2023RG000819.

[15] Q. Chen et al., “Effects of hydropower development on aquatic environment and adaptive managements,” 2020. doi: 10.14042/j.cnki.32.1309.2020.05.015.

[16] H. Awan, R. S. Adve, N. Wallbridge, C. Plummer, and A. W. Eckford, “Modeling the role of inter-cellular communication in modulating photosynthesis in plants,” *IEEE Trans. Mol. Biol. Multiscale Commun.*, vol. 7, no. 2, 2021, doi: 10.1109/TMBMC.2021.3071773.

[17] C. Bită-Nicolae, “Distribution of the Riparian Salix Communities in and around Romanian Carpathians,” *Diversity (Basel)*, vol. 15, no. 3, 2023, doi: 10.3390/d15030397.

[18] G. Ostrowski et al., “Mean ecological indicator values: use EIVE but no cover-weighting,” *Vegetation Classification and Survey*, vol. 6, 2025, doi: 10.3897/VCS.134800.

[19] J. Dengler et al., “Ecological Indicator Values for Europe (EIVE) 1.0,” *Vegetation Classification and Survey*, vol. 4, 2023, doi: 10.3897/VCS.98324.

[20] D. J. Conley et al., “Ecology - Controlling eutrophication: Nitrogen and phosphorus,” 2009. doi: 10.1126/science.1167755.

[21] Z. V. Burian, V. M. Trokhymets, and V. P. Gandzyura, “Seasonal dynamics of the littoral zooplankton groups of the Uday River within the National Nature Park ‘Pyryatynsky,’” *Biosyst. Divers.*, vol. 25, no. 3, 2017, doi: 10.15421/011730.

[22] В. П. Коломійчук and А. А. Зимароева “Особливості відновлення рослинності на військових фортифікаційних спорудах у чорнобильському радіаційно-екологічному біосферному заповіднику,” *Вісті Біосферного заповідника «Асканія-Нова»*, no. 26, 2024, doi: 10.53904/1682-2374/2024-26/10.

- [23] A. Zymaroieva, T. Fedoniuk, N. Yorkina, V. Budakova, and T. Melnychuk, “Ecomorphic Structure Transformation of Soil Macrofauna Amid Recreational Impact,” *Scientific Horizons*, vol. 24, no. 7, 2021, doi: 10.48077/scihor.24(7).2021.30-45.
- [24] D. Bondarev, M. Fedyushko, N. Gubanova, and O. Zhukov, “The Temporal Dynamic of Young Fish Communities in the Water Bodies of the Dnipro-Orylskiy Nature Reserve,” *Agrology*, vol. 3, no. 3, 2021, doi: 10.32819/020017.
- [25] R. Singh and B. S. Ingole, “Structure and function of nematode communities across the Indian western continental margin and its oxygen minimum zone,” *Biogeosciences*, vol. 13, no. 1, 2016, doi:10.5194/bg-13-191-2016.
- [26] T. Maavara, Z. Akbarzadeh, and P. Van Cappellen, “Global Dam-Driven Changes to Riverine N:P:Si Ratios Delivered to the Coastal Ocean,” *Geophys. Res. Lett.*, vol. 47, no. 15, 2020, doi: 10.1029/2020GL088288.
- [27] L. Polechońska and A. Klink, “Macrophytes as passive bioindicators of trace element pollution in the aquatic environment,” 2023. doi: 10.1002/wat2.1630.
- [28] D. K. Gupta, S. Chatterjee, and C. Walther, *Lead in Plants and the Environment*, vol. 5, no. 4. 2020.
- [29] T. Sperlea, D. Heider, and G. Hattab, “A theoretical basis for bioindication in complex ecosystems,” *Ecol. Indic.*, vol. 140, 2022, doi: 10.1016/j.ecolind.2022.109050.
- [30] M. Jacquemart et al., “Detecting the impact of climate change on alpine mass movements in observational records from the European Alps,” 2024. doi: 10.1016/j.earscirev.2024.104886.
- [31] M. P. Stokal, C. Kroeze, V. A. Kopilevych, and L. V. Voytenko, “Reducing future nutrient inputs to the Black Sea,” *Science of the Total Environment*, vol. 466–467, 2014, doi: 10.1016/j.scitotenv.2013.07.004.
- [32] M. Stokal and C. Kroeze, “Nitrogen and phosphorus inputs to the Black Sea in 1970-2050,” *Reg. Environ. Change*, vol. 13, no. 1, 2013, doi: 10.1007/s10113-012-0328-z.
- [33] A. Mirzoeva and O. Zhukov, “Conchological variability of *Anadara kagoshimensis* (Bivalvia: Arcidae) in the northern part of the Black–Azov Sea basin,” *Biologia (Bratisl.)*, vol. 76, no. 12, 2021, doi: 10.1007/s11756-021-00844-4.
- [34] A. Jiang, K. Lehnert, L. You, and R. G. Snell, “ICARUS, an interactive web server for single cell RNA-seq analysis,” *Nucleic Acids Res.*, vol. 50, no. W1, 2022, doi: 10.1093/nar/gkac322.

- [35] A. Rumm et al., “Shifts in mollusc traits following floodplain reconnection: Testing the response of functional diversity components,” *Freshw. Biol.*, vol. 63, no. 6, 2018, doi: 10.1111/fwb.13082.
- [36] T. H. H. Coorens et al., “The Somatic Mosaicism across Human Tissues Network,” 2025. doi: 10.1038/s41586-025-09096-7.
- [37] O. Zhukov and L. Arabadzhy-Tipenko, “The Ecological Interpretation of Unbiased Estimator for the Taxonomic Ratio: Different Approaches for Local and Regional Flora,” *Ekologia Bratislava*, vol. 40, no. 4, 2021, doi: 10.2478/eko-2021-0036.
- [38] M. Saberioon, J. Brom, V. Nedbal, P. Souček, and P. Císař, “Chlorophyll-a and total suspended solids retrieval and mapping using Sentinel-2A and machine learning for inland waters,” *Ecol. Indic.*, vol. 113, 2020, doi: 10.1016/j.ecolind.2020.106236.
- [39] P. J. A. Withers, R. Sylvester-Bradley, D. L. Jones, J. R. Healey, and P. J. Talboys, “Feed the crop not the soil: Rethinking phosphorus management in the food chain,” *Environ. Sci. Technol.*, vol. 48, no. 12, 2014, doi: 10.1021/es501670j.
- [40] B. Kelly, D. Papanikolaou, A. Seru, and M. Taddy, “Measuring Technological Innovation over the Long Run,” *Am. Econ. Rev. Insights*, vol. 3, no. 3, 2021, doi: 10.1257/aeri.20190499.
- [41] G. Farina, B. Riccardo, and M. Pilotti, “Effects of Anthropic Changes on the Propagation of the Gleno Dam Break Wave in the Valle Camonica Floodplain,” in *Proceedings of the IAHR World Congress, 2022*. doi: 10.3850/IAHR-39WC2521716X20221092.
- [42] B. Huang et al., “Extended reconstructed Sea surface temperature, Version 5 (ERSSTv5): Upgrades, validations, and intercomparisons,” *J. Clim.*, vol. 30, no. 20, 2017, doi: 10.1175/JCLI-D-16-0836.1.
- [43] T. Charles-Dominique, A. C. Staver, G. F. Midgley, and W. J. Bond, “Functional differentiation of biomes in an African savanna/forest mosaic,” *South African Journal of Botany*, vol. 101, 2015, doi: 10.1016/j.sajb.2015.05.005.
- [44] M. T. O’Hare et al., “Responses of aquatic plants to eutrophication in rivers: A revised conceptual model,” 2018. doi: 10.3389/fpls.2018.00451.
- [45] S. J. Cooke et al., “Consequences of ‘natural’ disasters on aquatic life and habitats,” *Environmental Reviews*, vol. 31, no. 1, 2023, doi: 10.1139/er-2022-0050.

- [46] C. J. Talbot et al., “The impact of flooding on aquatic ecosystem services,” *Biogeochemistry*, vol. 141, no. 3, 2018, doi: 10.1007/s10533-018-0449-7.
- [47] E. Kiedrzyńska, M. Kiedrzyński, and M. Zalewski, “Sustainable floodplain management for flood prevention and water quality improvement,” *Natural Hazards*, vol. 76, no. 2, 2015, doi: 10.1007/s11069-014-1529-1.
- [48] V. Godreau et al., “Biodiversity in the floodplain of Saone: A global approach,” *Biodivers. Conserv.*, vol. 8, no. 6, 1999, doi: 10.1023/A:1008807328566.
- [49] Y. Liu and C. Hu, “Quantification of southwest China rainfall during the 8.2 kaBP event with response to North Atlantic cooling,” *Climate of the Past*, vol. 12, no. 7, 2016, doi: 10.5194/cp-12-1583-2016.
- [50] Y. Duan, X. Chen, R. Houthoof, J. Schulman, and P. Abbeel, “Benchmarking deep reinforcement learning for continuous control,” in *33rd International Conference on Machine Learning, ICML 2016*, 2016.
- [51] M. Dorokhova, Y. Martinson, C. Ballif, and N. Wyrsh, “Deep reinforcement learning control of electric vehicle charging in the presence of photovoltaic generation,” *Appl. Energy*, vol. 301, 2021, doi: 10.1016/j.apenergy.2021.117504.
- [52] A. Louati, “A hybridization of deep learning techniques to predict and control traffic disturbances,” *Artif. Intell. Rev.*, vol. 53, no. 8, 2020, doi: 10.1007/s10462-020-09831-8.
- [53] І. В. Лапіга, “Застосування ГІС технологій в екологічних дослідженнях для побудови географічних карт,” *Збірник наукових праць звітної-наукової конференції викладачів університету за 2013 рік "Єдність навчання наукових досліджень – головний принцип університету*, 2014.
- [54] C. L. Lehman, P. B. Reich, T. Mielke, J. Knops, D. Tilman, and D. Wedin, “Diversity and productivity in a long-term grassland experiment,” *Science* (1979), vol. 294, 2001.
- [55] K. E. Mueller, D. Tilman, D. A. Fornara, and S. E. Hobbie, “Root depth distribution and the diversity-productivity relationship in a long-term grassland experiment,” *Ecology*, vol. 94, no. 4, 2013, doi: 10.1890/12-1399.1.
- [56] I. Trindade-Santos, F. Moyes, and A. E. Magurran, “Global patterns in functional rarity of marine fish,” *Nat. Commun.*, vol. 13, no. 1, 2022, doi: 10.1038/s41467-022-28488-1.
- [57] M. Micheli, C. Lutz, and M. Büchi, “Digital footprints: an emerging dimension of digital inequality,” 2018. doi: 10.1108/JICES-02-2018-0014.

[58] F. Zhang, W. Peng, Y. Yang, W. Dai, and J. Song, “A novel method for identifying essential genes by fusing dynamic protein–Protein interactive networks,” *Genes (Basel)*, vol. 10, no. 1, 2019, doi: 10.3390/genes10010031.

[59] A. Raya-Tena et al., “Effectiveness of a psychoeducational group intervention carried out by nurses for patients with depression and physical comorbidity in primary care: Randomized clinical trial,” *Int. J. Environ. Res. Public Health*, vol. 18, no. 6, 2021, doi: 10.3390/ijerph18062948.

[60] A. Mikulyuk, S. Sharma, S. van Egeren, E. Erdmann, M. E. Nault, and J. Hauxwell, “The relative role of environmental, spatial, and land-use patterns in explaining aquatic macrophyte community composition,” *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 68, no. 10, 2011, doi: 10.1139/f2011-095.

[61] D. Rivera, C. Inocencio, C. Obón, E. Carreño, A. Reales, and F. Alcaraz, “Archaeobotany of capers (*Capparis*) (*Capparaceae*),” *Veg. Hist. Archaeobot.*, vol. 11, no. 4, 2002, doi: 10.1007/s003340200042.

[62] C. Taylor, “Response to Yang et al. (2021): Clarifying the Input Hypothesis,” *Reading in a Foreign Language*, vol. 33, no. 2, 2021, doi: 10.64152/10125/67404.

[63] M. T. H. van Vliet et al., “Global water scarcity including surface water quality and expansions of clean water technologies,” *Environmental Research Letters*, vol. 16, no. 2, 2021, doi: 10.1088/1748-9326/abbfc3.

[64] B. A. Baranovski et al., “Biodiversity of the Regional Landscape Park Samara Plavni within the first large reservoir in Europe,” *Biosyst. Divers.*, vol. 29, no. 2, 2021, doi: 10.15421/012121.

[65] J. C. Pérez-Quintero, “Latitudinal gradients of freshwater gastropods from the Western Palearctic,” *Aquat. Sci.*, vol. 77, no. 4, 2015, doi: 10.1007/s00027-015-0404-9.

[66] J. Dawidek and B. Ferencz, “Water balance of selected floodplain lake basins in the Middle Bug River valley,” *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, vol. 18, no. 4, 2014, doi: 10.5194/hess-18-1457-2014.

[67] M. C. Gallardo, A. de la T. Reoyo, J. Fernández-Pinero, I. Iglesias, M. J. Muñoz, and M. L. Arias, “African swine fever: A global view of the current challenge,” 2015. doi: 10.1186/s40813-015-0013-y.

[68] P. Napiórkowski and T. Napiórkowska, “The structure and spatial heterogeneity of zooplankton in small lake river Wel (Poland),” *Limnological Review*, vol. 14, no. 1, 2014, doi: 10.2478/limre-2014-0003.

[69] B. Ferencz and J. Dawidek, “Sustainable Spring Water Extraction—A Remedy to Water Shortage?,” *Sustainability (Switzerland)*, vol. 17, no. 13, 2025, doi: 10.3390/su17135798.

[70] A. Ansper and K. Alikas, “Retrieval of chlorophyll a from Sentinel-2 MSI data for the European Union water framework directive reporting purposes,” *Remote Sens. (Basel)*, vol. 11, no. 1, 2019, doi: 10.3390/rs11010064.

[71] G. M. Alarcon, J. B. Lyons, J. C. Christensen, M. A. Bowers, S. L. Klosterman, and A. Capiola, “The role of propensity to trust and the five factor model across the trust process,” *J. Res. Pers.*, vol. 75, 2018, doi: 10.1016/j.jrp.2018.05.006.

[72] R. Monika, “Trust in leadership in the international context of enterprise organizational culture. Theoretical and empirical analysis,” *Rozprawy i Studia.*, 2024.

[73] L. R. Mansaray, V. T. S. Kabba, L. Zhang, and H. A. Bebeley, “Optimal multi-temporal Sentinel-1A SAR imagery for paddy rice field discrimination; a recommendation for operational mapping initiatives,” *Remote Sens. Appl.*, vol. 22, 2021, doi: 10.1016/j.rsase.2021.100533.

[74] X. Sòria-Perpinyà et al., “Monitoring water transparency of a hypertrophic lake (The albufera of valència) using multitemporal sentinel-2 satellite images,” *Limnetica*, vol. 39, no. 1, 2020, doi: 10.23818/limn.39.24.

[75] J. P. Lacaux, Y. M. Tourre, C. Vignolles, J. A. Ndione, and M. Lafaye, “Classification of ponds from high-spatial resolution remote sensing: Application to Rift Valley Fever epidemics in Senegal,” *Remote Sens. Environ.*, vol. 106, no. 1, 2007, doi: 10.1016/j.rse.2006.07.012.

[76] S. Mishra and D. R. Mishra, “Normalized difference chlorophyll index: A novel model for remote estimation of chlorophyll-a concentration in turbid productive waters,” *Remote Sens. Environ.*, vol. 117, 2012, doi: 10.1016/j.rse.2011.10.016.

[77] L. Rodrigues, A. Nogales, L. D. Hansen, F. Santos, A. E. Rato, and H. Cardoso, “Exploring the Applicability of Calorespirometry to Assess Seed Metabolic Stability Upon Temperature Stress Conditions—*Pisum sativum* L. Used as a Case Study,” *Front. Plant Sci.*, vol. 13, 2022, doi: 10.3389/fpls.2022.827117.

[78] E. Marcon and B. Hérault, “Entropart: An R package to measure and partition diversity,” *J. Stat. Softw.*, vol. 67, no. 8, 2015, doi: 10.18637/jss.v067.i08

[79] R Core Team, “R: A language and environment for statistical computing R Foundation for Statistical. URL: <https://www.r-project.org/>,” 2020.

- [80] Рощина Н.О. Антропогенно-кліматична трансформація флори та рослинності озер північно-степового Придніпров'я, 2019, с. 182
- [81] Ye. A. Chubchenko, "Diversity of species of higher aquatic plants of Lake Somivka (Dniprovsko-Orilskyi Nature Reserve)," *Ecology and Noospherology*, vol. 36, no. 1, 2025, doi: 10.15421/032508.
- [82] E. V. Fedonenko, O. M. Kunakh, Y. A. Chubchenko, and O. V. Zhukov, "Application of remote sensing data for monitoring eutrophication of floodplain water bodies," *Biosyst. Divers.*, vol. 30, no. 2, 2022, doi: 10.15421/012219.
- [83] O. Zhukov, O. Kunakh, D. Bondarev, and Y. Chubchenko, "Extraction of macrophyte community spatial variation allows to adapt the macrophyte biological index for rivers to the conditions of the middle Dnipro river," *Limnologica*, vol. 97, 2022, doi: 10.1016/j.limno.2022.126036.
- [84] O. Zhukov, O. Kunakh, V. Ruchiy, and O. Khrystov, "Influence of the functional and morphological features of floodplain water bodies on the indicators of water quality," *International Journal of Environmental Studies*, vol. 81, no. 2, 2024, doi: 10.1080/00207233.2024.2318135.
- [85] O. Zhukov and O. Kunakh, "The asymmetry of the aquatic macrophyte response to temperature increases with global warming and has to be accounted for in phytoindication," *Biologia (Bratisl.)*, vol. 80, no. 3, 2025, doi: 10.1007/s11756-024-01860-w.
- [86] G. Bastille-Rousseau, D. L. Murray, J. A. Schaefer, M. A. Lewis, S. P. Mahoney, and J. R. Potts, "Spatial scales of habitat selection decisions: implications for telemetry-based movement modelling," *Ecography*, vol. 41, no. 3, 2018, doi: 10.1111/ecog.02655.
- [87] J. Dengler et al., "Ecological Indicator Values for Europe (EIVE) 1.0", doi: 10.3897/VCS.98324i.
- [88] J. Haury et al., "A new method to assess water trophy and organic pollution - The Macrophyte Biological Index for Rivers (IBMR): Its application to different types of river and pollution," in *Hydrobiologia*, Oct. 2006, pp. 153–158. doi: 10.1007/s10750-006-0175-3.
- [89] S. Schneider and A. Melzer, "The Trophic Index of Macrophytes (TIM) - A new tool for indicating the trophic state of running waters," *Int. Rev. Hydrobiol.*, vol. 88, no. 1, 2003, doi: 10.1002/iroh.200390005.
- [90] R. D. Gregory et al., "Product space: A tool to identify where to look, not what to do," *Oikos*, vol. 16, no. 1, 2013.

- [91] M. Chytrý and L. Tichý, “National vegetation classification of the Czech Republic: A summary of the approach,” *Phytocoenologia*, vol. 48, no. 2, 2018, doi: 10.1127/phyto/2017/0184.
- [92] A. P. Schaffers and K. V. Sýkora, “Reliability of Ellenberg indicator values for moisture, nitrogen and soil reaction: a comparison with field measurements,” *Journal of Vegetation Science*, vol. 11, no. 2, 2000, doi: 10.2307/3236802.
- [93] C. Hallman, O. Olsson, and T. Tyler, “Changes in south-Swedish vegetation composition over the last 200 years as described by species-specific indicator and trait values and documented by museum and literature records,” *Ecol. Indic.*, vol. 134, 2022, doi: 10.1016/j.ecolind.2021.108486.
- [94] T. Tyler, L. Herbertsson, J. Olofsson, and P. A. Olsson, “Ecological indicator and traits values for Swedish vascular plants,” *Ecol. Indic.*, vol. 120, 2021, doi: 10.1016/j.ecolind.2020.106923.
- [95] V. S. Daga, É. A. Gubiani, A. M. Cunico, and G. Baumgartner, “Effects of abiotic variables on the distribution of fish assemblages in streams with different anthropogenic activities in southern Brazil,” *Neotropical Ichthyology*, vol. 10, no. 3, 2012, doi: 10.1590/S1679-62252012000300018.
- [96] P. R. Minchin, “An evaluation of the relative robustness of techniques for ecological ordination,” *Vegetatio*, vol. 69, no. 1–3, 1987, doi: 10.1007/BF00038690.
- [97] X. Ye et al., “Science for action at the local landscape scale,” *Landsc. Ecol.*, vol. 28, no. 3, 2013.
- [98] T. Herben, M. Chytrý, and J. Klimešová, “A quest for species-level indicator values for disturbance,” *Journal of Vegetation Science*, vol. 27, no. 3, 2016, doi: 10.1111/jvs.12384.
- [99] A. Melzer, “Aquatic macrophytes as tools for lake management,” *Hydrobiologia*, vol. 395–396, no. 0, 1999, doi: 10.1023/a:1017001703033.
- [100] D. Gebler, A. Kolada, A. Pasztaleniec, and K. Szoszkiewicz, “Modelling of ecological status of Polish lakes using deep learning techniques,” *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 28, no. 5, 2021, doi: 10.1007/s11356-020-10731-1.
- [101] T. I. Kut'yavina, V. V. Rutman, and T. Y. Ashikhmina, “Determination of the trophic status of the water reservoir and spatial distribution of aquatic vegetation by integral indicators,” *Theoretical and Applied Ecology*, vol. 2020, no. 1, 2020, doi: 10.25750/1995-4301-2020-1-042-046.

[102] K. Szoszkiewicz, S. Jusik, K. Pietruczuk, and D. Gebler, “The macrophyte index for rivers (MIR) as an advantageous approach to running water assessment in local geographical conditions,” *Water (Switzerland)*, vol. 12, no. 1, 2020, doi: 10.3390/w12010108.

[103] T. Harries and E. Penning-Roswell, “Victim pressure, institutional inertia and climate change adaptation: The case of flood risk,” *Global Environmental Change*, vol. 21, no. 1, 2011, doi: 10.1016/j.gloenvcha.2010.09.002.

[104] C. R. Remmer, L. K. Neary, M. L. Kay, B. B. Wolfe, and R. I. Hall, “Multi-year isoscapes of lake water balances across a dynamic northern freshwater delta,” *Environmental Research Letters*, vol. 15, no. 10, 2020, doi: 10.1088/1748-9326/abb267.

[105] J. B. Szymańda et al., “Response of the Dnieper river fluvial system to the river erosion caused by the operation of the Kaniv hydro-electric power plant (Ukraine),” *Catena (Amst.)*, vol. 202, 2021, doi: 10.1016/j.catena.2021.105265.

[106] A. Zymarioieva, D. Bondarev, O. Kunakh, J. C. Svenning, and O. Zhukov, “Young-of-the-year fish as bioindicators of eutrophication and temperature regime of water bodies,” *Environ. Monit. Assess.*, vol. 196, no. 2, 2024, doi: 10.1007/s10661-024-12313-x.

[107] M. P. Fedushko, D. L. Bondarev, N. L. Gubanova, and O. V. Zhukov, “Effects of eutrophication on the long-term dynamics of juvenile fish communities,” *Agrology*, vol. 4, no. 4, 2021, doi: 10.32819/021018.

[108] F. García-Criado et al., “Integrative Transcriptomic and Network-Based Analysis of Neuromuscular Diseases,” *Int. J. Mol. Sci.*, vol. 26, no. 19, 2025, doi: 10.3390/ijms26199376.

[109] Z. H. Zhang et al., “A comparative study of techniques for differential expression analysis on RNA-seq data,” *PLoS One*, vol. 9, no. 8, 2014, doi: 10.1371/journal.pone.0103207.

[110] B. Vinçon-Leite and C. Casenave, “Modelling eutrophication in lake ecosystems: A review,” *Science of the Total Environment*, vol. 651, 2019, doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.09.320.

[111] L. Denys, J. Van Wichelen, J. Packet, and G. Louette, “Implementing ecological potential of lakes for the Water Framework Directive-Approach in Flanders (northern Belgium),” *Limnologica*, vol. 45, 2014, doi: 10.1016/j.limno.2013.10.004.

[112] T. M. Van Zuiden, M. M. Chen, S. Stefanoff, L. Lopez, and S. Sharma, “Projected impacts of climate change on three freshwater fishes and potential novel

competitive interactions,” *Divers. Distrib.*, vol. 22, no. 5, 2016, doi: 10.1111/ddi.12422.

[113] S. C. Maberly et al., “Global lake thermal regions shift under climate change,” *Nat. Commun.*, vol. 11, no. 1, 2020, doi: 10.1038/s41467-020-15108-z.

[114] R. M. Nair et al., “Biotic and Abiotic Constraints in Mungbean Production—Progress in Genetic Improvement,” 2019. doi: 10.3389/fpls.2019.01340.

[115] W. Liu, G. Liu, S. Li, and Q. Zhang, “Phosphorus sorption and desorption characteristics of wetland soils from a subtropical reservoir,” *Mar. Freshw. Res.*, vol. 61, no. 5, 2010, doi: 10.1071/MF09013.

ДОДАТКИ

Таблиця А1 Індикаторні шкали макрофітів для оцінки евтрофікації водойм.

Species	MBIRD						MBIR	MI	TIM			STR for MTR	MTR	MIR	
	Spatial and environment		Spatial effect		Pure environmental effect										
	CSd	Ed	CSd	Ed	CS	E	CS	E		IV	W		IV	W	
<i>Acorus calamus</i> L.	5	2	7	2	6	3	10	1	–	–	–	5	6	2	
<i>Alisma lanceolatum</i> With	4	3	8	3	8	3	–	–	–	–	–	–	–	–	
<i>Alisma plantago-aquatica</i> L.	8	3	13	3	7	3	9	2	–	–	–	3	–	–	
<i>Bolboschoenus maritimus</i> L.	6	6	3	12	3	5	3	8	2	–	–	–	3	4	
<i>Butomus umbellatus</i> L.	6	3	9	2	7	2	6	2	5	2	4	3	4	2	
<i>Caltha palustris</i> L.	9	3	10	3	10	3	7	3	–	3	2	2	2	3	
<i>Carex acuta</i> L.	4	2	7	1	6	2	9	2	–	1	4	5	5	2	
<i>Carex pseudocyperus</i> L.	3	3	6	2	5	1	–	–	–	–	–	3	–	–	
<i>Carex riparia</i> Curtis	4	2	7	1	4	2	–	–	–	–	–	5	–	–	
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	5	2	7	1	5	2	–	–	–	–	–	–	–	–	
<i>Ceratophyllum platyacanthum</i> C	4	3	4	1	5	3	–	–	–	–	–	4	4	2	
<i>Ceratophyllum submersum</i> L.	3	2	7	1	2	1	–	–	–	–	–	–	–	–	
<i>Cicuta virosa</i> L.	9	3	9	3	8	3	8	2	–	–	–	3	–	–	
<i>Elodea canadensis</i> Michx.	11	1	8	2	12	2	10	2	4,5	2,5	1	5	5	2	
<i>Fontinalis antipyretica</i> Hedw	13	3	7	2	13	3	11	3	–	–	–	6	6	2	
<i>Galium palustre</i> L.	2	3	2	3	2	3	–	–	–	–	–	–	6	2	
<i>Glyceria maxima</i> (C.Hartm.)	4	3	8	2	3	3	8	2	–	–	–	–	–	–	
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i> L.	5	1	7	1	9	1	–	–	–	–	–	5	6	2	
<i>Iris pseudacorus</i> L.	5	3	8	3	5	3	–	–	–	–	–	4	2	2	

Таблиця А2 Оцінки оптимуму та толерантності видів у евтрофному градієнті на основі ваг на канонічних осях вибраних (жирним шрифтом виділені види, які не брали участі в ординації, а їх оптимум та толерантність оцінюються з використанням середньозваженого значення канонічних осей).

Види	Кількість випадків	Просторові та екологічні ефекти		Просторові ефекти		Вплив на навколишнє середовище	
		Оптимум	Толерант	Оптимум	Толерант	Оптимум	Толерант
<i>Acorus calamus</i> L	9	0.14	0.61	0.10	0.83	-0.48	0.36
<i>Alisma lanceolatum</i> W.	2	0.43	0.00	-0.48	0.01	-0.98	0.01
<i>Alisma plantago-aquatica</i> L.	2	-0.93	0.00	-2.59	0.01	-0.84	0.01
<i>Bolboschoenus maritimus</i> L.	2	-0.28	0.01	-1.98	0.02	-0.21	0.02
<i>Butomus umbellatus</i> L.	9	-0.24	0.27	-0.76	0.56	-0.73	0.85
<i>Caltha palustris</i> L.	2	-1.24	0.00	-1.45	0.00	-1.47	0.00
<i>Carex acuta</i> L.	20	0.29	0.54	-0.13	0.98	-0.32	0.96
<i>Carex pseudocyperus</i> L.	14	0.71	0.41	0.40	0.76	-0.14	1,45
<i>Carex riparia</i> C.	21	0.25	0.52	-0.21	0.95	0.34	0.88
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	114	0.02	0.83	0.10	1,01	0.01	1,04
<i>Ceratophyllum platyacanthum</i>	7	0.48	0.41	0.11	1,01	-0.19	0.49
<i>Ceratophyllum submersum</i> L.	21	0.65	0.85	0.00	1.00	0.71	0.50
<i>Cicuta virosa</i> L.	4	-1.26	0.03	-1.08	0.14	-1.02	0.12
<i>Elodea canadensis</i> M.	12	-1.89	0.04	-0.61	0.59	-2.36	0.85
<i>Fontinalis antipyretica</i> H.	13	-2.53	0.50	0.17	0.81	-2.52	0.45
<i>Galium palustre</i> L.	2	-2.54	0.00	0.18	0.00	0.82	0.04
<i>Glyceria maxima</i> C	4	0.45	0.15	-0.47	0.49	0.51	0.34
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i> L.	87	0.20	0.16	0.09	0.50	-1.18	0.35
<i>Iris pseudacorus</i>	3	0.06	0.06	-0.32	0.14	-0.24	0.03
<i>Lemna minor</i> L.	37	0.52	0.46	0.52	0.91	0.41	0.04

<i>Lemna trisulca</i> L.	66	0.39	0.75	0.49	0.92	-0.13	0.05
<i>Lycopus europaeus</i> L.	13	0.08	0.42	0.50	0.91	-0.39	0.51
<i>Lysimachia vulgaris</i> L.	7	0.94	0.34	0.51	0.75	0.37	0.86
<i>Lythrum salicaria</i> L.	7	0.91	0.34	0.92	0.69	0.30	0.85
<i>Mentha aquatica</i> L.	10	0.09	0.15	0.92	0.85	-0.77	0.44
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	91	-0.43	0.16	-0.34	0.82	-1.29	0.97
<i>Najas marina</i> L.	19	-1.94	-0.19	-0.10	0.85	-2.07	0.71
<i>Nuphar lutea</i> L.	83	-0.20	0.88	-0.34	0.94	-0.84	0.65
<i>Nymphaea alba</i> L.	44	0.34	0.96	0.39	0.95	-1.48	0.66
<i>Oenanthe aquatica</i> L.	8	-0.30	0.57	-0.16	-1.49	-0.97	0.83
<i>Phragmites australis</i> Cav.	107	0.11	0.69	-0.02	-1.50	-0.14	0.84
<i>Potamogeton crispus</i> L.	93	-0.26	0.91	-0.35	0.74	-0.33	0.85
<i>Potamogeton lucens</i> L.	13	0.84	0.92	0.17	0.89	0.19	0.85
<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	24	0.21	0.88	-0.50	0.67	0.48	0.84
<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	29	-1.63	0.89	-0.11	0.79	-1.95	0.61
<i>Pycreus flavescens</i> Reichenb.	1	0.47	0.00	0.57	0.00	0.22	0.00
<i>Ranunculus circinatus</i> Sibth.	25	-1.51	0.01	-0.14	0.85	-1.53	0.01
<i>Ranunculus trichophyllus</i> Chaix	10	-2.67	0.02	-0.06	0.59	-2.49	0.60
<i>Rumex hydrolapatum</i> Huds.	21	0.72	0.43	0.87	0.95	0.16	0.51
<i>Sagittaria sagittifolia</i> L.	18	0.18	0.52	-0.66	0.41	-0.72	0.95
<i>Salvinia natans</i> L.	19	0.36	0.55	0.27	0.97	-0.26	0.81
<i>Schoenoplectus lacustris</i> L.	10	-1.09	0.56	-0.21	0.58	-1.02	0.88
<i>Sium latifolium</i> L.	15	0.72	0.74	-0.22	0.89	-0.14	0.97
<i>Solanum dulcamara</i> L.	2	0.71	0.00	-0.23	0.00	0.81	0.00
<i>Sparganium emersum</i> Rhem.	41	-0.60	0.58	-0.64	0.81	-1.28	0.82
<i>Sparganium erectum</i> L.	1	0.26	0.00	-0.21	0.00	-1.30	0.00
<i>Spirodela polyrhiza</i> L.	49	0.36	0.62	0.28	0.93	0.03	0.84
<i>Stratiotes aloides</i> L.	61	0.53	0.49	0.50	0.88	-0.41	0.94
<i>Trapa borysthena</i> V.Vassil.	80	0.32	0.66	-0.12	0.97	0.36	0.82
<i>Typha angustifolia</i> L.	100	0.24	0.68	0.06	0.98	-0.19	0.82

<i>Typha latifolia</i> L.	30	0.12	0.40	-0.16	0.99	-0.28	0.50
<i>Typha laxmannii</i> Lepech.	4	-0.51	0.15	-0.17	0.18	-1.15	0.16
<i>Utricularia vulgaris</i> L.	3	-0.65	0.17	-0.26	0.18	-0.76	0.14
<i>Vallisneria spiralis</i> L.	36	-1.41	0.17	-0.02	0.86	-1.94	0.97
<i>Veronica anagallis-aquatica</i> L.	1	-0.87	0.00	-2.46	0.00	-1.77	0.00
<i>Zizania latifolia</i> Stapf.	23	0.39	0.61	-0.17	0.77	0.50	0.84

