

签署人：

Kuofan Wu

9FC72CDECB8849A...

**МІНІСТЕРСТВО НАУКИ І ОСВІТИ УКРАЇНИ
НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ БІОРЕСУРСІВ І
ПРИРОДОКОРТУВАННЯ**

Кваліфікаційна наукова
праця на правах рукопису

У ЖОФАНЬ

УДК 502.501 (282): 005

**ДИСЕРТАЦІЯ
КОМПЛЕКСНА ОЦІНКА НАСЛІДКІВ ЗАТОПЛЕННЯ
ДОЛИНИ РІЧКИ ІРПІНЬ**

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

У Жофань

Науковий керівник:

Ладика Марина Миколаївна,

кандидат сільськогосподарських наук,
доцент

Київ – 2026

Анотація

У Жофань. Комплексна оцінка наслідків затоплення долини річки Ірпінь.
– Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора філософії за спеціальністю 101 – Екологія. – Національний університет біоресурсів і природокористування України, Київ, 2026.

Затоплення частини долини нижньої течії річки Ірпінь, здійснене з метою захисту столиці від наступу ворожих військ, стало одним із ключових чинників антропогенної трансформації заплавної екосистеми. Зміна гідрологічного режиму спричинила комплекс екологічних наслідків. Насамперед вона призвела до зміни водного режиму території, структури заплавних біотопів, а також до змін режимів і процесів у ґрунтовому покриві та біоті. За таких умов особливої актуальності набуває проведення комплексної оцінки екологічного стану заплави та розроблення стратегічних підходів до її управління. Водночас сформована ситуація відкриває нові можливості для впровадження природоорієнтованих рішень у процесах відновлення постраждалих територій, підвищення їхньої екологічної стійкості та мінімізації довгострокових наслідків антропогенного впливу. Мета дослідження полягала у комплексній оцінці наслідків тривалого затоплення долини річки Ірпінь внаслідок воєнних дій для обґрунтування природоорієнтованої концепції із сталого управління територією.

Установлено, що руйнування шлюзів Козаровицької дамби у лютому-березні 2022 р. спричинило масштабне затоплення долини річки Ірпінь. На початковому етапі рівень води в заплаві досягав відміток висот 103,6 м, що відповідало рівню Київського водосховища, а глибина затоплення в нижній гирловій частині перевищила 5 м. Вище за течією, відповідно до топографічних особливостей території, товща води в районі с. Демидів становила близько 3 м, на північно-східній околиці с. Синяк – близько 2 м, поблизу с. Червоне – 1 м. У районі с. Мощун спостерігалось сильне перезволоження верхніх шарів ґрунту, внаслідок чого заплава набула ознак важкопрохідного болотного комплексу.

Слід відмітити, що на початку 2022 р., за офіційними даними Басейнового управління водних ресурсів Середнього Дніпра, рівень води в річці Ірпінь у підвідному каналі дамби коливався в межах 97,38–97,95 мБс. Натомість, у період з липня 2024 р. і до лютого 2026 р. позначки урізу води стабільно утримувалися на рівні близько 101 м (100,93–101,2 м). Таким чином, упродовж тривалого періоду глибина затоплення заплави в районі дамби становила приблизно 3 м. На інших ділянках цей показник був меншим і варіював від 0,4–0,5 м (пн.-сх. околиці с. Синяк, Т.2) до 1–2 м (околиці с. Демидів, Т.3, Т.4, поблизу мосту). Тривале підтримання такого гідрологічного режиму обумовило трансформацію усієї заплавної екосистеми.

Досліджено, що у березні 2022 року площа водної поверхні за індексом MNDWI становила 2105,09 га, у травні 2022 р. – 1667,56 га, у серпні 2022 р. – 1068,64 га, а на початку листопада 2022 р. – 904,22 га. Це підтвердило поступове осушування заплави. Восени 2022 р. площа обводнення зменшилася на понад 39% від початкових показників. Це відбулося за рахунок відкачування води в Київське водосховище, фільтрації у підґрунтові води та до прилягаючих територій, а також випаровування з водної поверхні й транспірації рослинністю.

Встановлено, що протягом 2023–2025 років площа водного дзеркала, визначена за індексом MNDWI, залишалася відносно стабільною і становила 1075,38 га – у 2023 р., 1076,90 га – у 2024 р. та 1157,50 га – у 2025 р. Такі коливання відбувалися внаслідок сезонних і кліматичних змін, зокрема варіації кількості опадів та гідрологічних умов території.

Аналіз просторово-часових змін земного покриття упродовж трирічного періоду після затоплення території показав, що площа водного дзеркала скоротилася на 162,63 га або 8,2%. Такі зміни пов'язані із поступовим відступанням води та осушенням раніше затоплених ділянок. Водночас площа інфраструктурних об'єктів (доріг, будівель та інших штучних об'єктів) збільшилася на 2,39 га (0,1%). Це пояснюється тим, що частина об'єктів перебувала під водою або в зоні підтоплення та не ідентифікувалася як окремий клас під час класифікації супутникових знімків.

Поряд з цим зафіксовано позитивну динаміку відновлення деревно-чагарникової рослинності. Площа класу «деревно-чагарникова рослинність (інтенсивна вегетація)» становила 22,62 га (1,1%), що свідчить про відновлення фізіологічного стану дерев і чагарників після тривалого перезволоження. Зниження рівня затоплення сприяло відновленню аерації ґрунтів, активізації вегетаційних процесів та формуванню більш щільного рослинного покриву. Водночас площа класу «деревно-чагарникова рослинність (низька вегетація)» зросла на 84,90 га (4,3%). Такі ділянки характеризуються пригніченим станом рослинності, частковим всиханням дерев і чагарників, а також формуванням перехідних фітоценотичних комплексів із поєднанням життєздатної і сухостійної рослинності.

Окрім того, відзначено скорочення площ земель без рослинного (трав'янистого) покриву на 61,45 га (3,1%) та підтоплених ділянок – на 48,35 га (2,4%). Такі зміни свідчать про поступову стабілізацію гідрологічного режиму, зменшення надлишкового зволоження та активізацію природних сукцесійних процесів. Особливо виразно ці тенденції проявляються на ділянках, які у 2022 році були зайняті водною поверхнею. У міру відступання води відбулося їх поступове заростання трав'янистою рослинністю, що сприяло збільшенню площі класу «трав'янистий покрив» на 162,52 га (8,2%). Зазначена динаміка свідчить про високий потенціал природного відновлення рослинного покриву на осушених ділянках заплави та поступове повернення території до більш стабільного екологічного стану.

Водночас результати проведених досліджень засвідчили наявність процесів часткового відновлення природної рослинності. У 2025 р. у межах акваторії було виявлено близько 133 га новоутворених ділянок із рослинним покривом, спектральні характеристики яких відповідають болотним рослинним та деревно-чагарниковим угрупованням. Формування таких осередків свідчить про поступову адаптацію екосистем до змінених гідрологічних умов та розвиток гідрофільної рослинності в межах мілководних й періодично підтоплюваних ділянок. Ці процеси вказують на початок формування нових рослинних

комплексів, характерних для заплавно-болотних екосистем, та підтверджують здатність території до природного відновлення в умовах тривалого затоплення й подальшої трансформації водного режиму.

Крім того, часткове осушення раніше затоплених і підтоплених територій сприяло відновленню і активному розвитку рослинного покриву на площі близько 240 га. Це свідчить про динамічний характер постзатоплюваних сукцесійних процесів у долині річки та поступову стабілізацію окремих ділянок заплавного комплексу. Відновлення рослинності відбувалося переважно за рахунок водно-болотних і чагарникових угруповань, які характеризуються високою толерантністю до умов зволоження. Зростання площ таких угруповань вказує на поступове формування нової структури рослинного покриву, адаптованої до змінених гідрологічних умов, що склалися після затоплення території.

Таким чином, упродовж 2022-2025 років у затопленій частині долини річки Ірпінь одночасно відбувалися процеси підтоплення, осушення, деградації окремих компонентів рослинного покриву та відновлення природних екосистем шляхом заростання вивільнених ділянок рослинністю. Поєднання цих різноспрямованих процесів відображає складний характер трансформації заплавних ландшафтів під впливом зміненого гідрологічного режиму. Отримані результати підтверджують високу просторово-часову динамічність земного покриву заплави та підкреслюють необхідність систематичного моніторингу його подальших змін для оцінки довгострокових екологічних наслідків і прогнозування напрямів розвитку природних комплексів в умовах тривалої гідрологічної трансформації території.

Ґрунтовий покрив затопленої частини долини річки також зазнає суттєвих змін під впливом тривалого перебування під товщею води. Для мінеральних відмін найбільш імовірним наслідком є розвиток суцільне оглеєння ґрунтового профілю, що в перспективі може призвести до їх трансформації у торфувато-глейові або торфово-глейові ґрунти. Натомість для торфових ґрунтів тривале обводнення має інший екологічний ефект і може розглядатися як процес

ревіталізації заплавного ландшафту. Підвищення рівня зволоження сприяє відновленню характерних для заболочених екосистем ґрунтових процесів, уповільненню мінералізації органічної речовини та створює умови для накопичення торфу й відновлення природних функцій водно-болотних угідь.

Доведено, що воєнні дії та пов'язаний із ними антропогенний вплив спричинили погіршення якості води річки Ірпінь порівняно з довоєнним періодом (з II класу 3-ї категорії – «добрі», «досить чисті» води до III класу 5-ї категорії – «посередні», «помірно забруднені» з тенденцією до «задовільних», «слабко забруднених»). Однак упродовж 2023–2025 років у зоні затоплення зафіксовано ознаки поступового самовідновлення та активізації процесів самоочищення водної екосистеми (до II класу 3 категорії – «добрі», «досить чисті» води). Ключовим чинником погіршення її стану є органічне забруднення.

Підтверджено, що у зоні затоплення переважав мезотрофний тип водойми. Його площа становила орієнтовно 679–1024 га водної поверхні (66 до 99%). Прослідковувалася виражена сезонна динаміка з максимальною інтенсивністю процесів евтрофікації влітку та восени. З 2024 р. спостерігалася чітка тенденція до збільшення евтрофікованих площ від 103,5 га (11%) влітку 2024 р. до 353,7 га (34%) восени 2025 р.

Обґрунтовано, що за результатами DPSIR-, SWOT- TOWS аналізу найбільш оптимальною для умов заплави р. Ірпінь є стратегія контрольованого затоплення. Це збалансоване інтегроване еко-техногенне управління заплавною екосистемою, яке є оптимальним для забезпечення екологічних, економічних та соціальних інтересів. Завдяки штучному регулюванню гідрологічних умов можна зберегти біорізноманіття водно-болотних комплексів, забезпечити якість води, підтримуючи лотичні умови, мінімізувати викиди парникових газів та забезпечити депонування вуглецю торфовищами. Вона дозволяє гармонізувати екологічні та соціальні інтереси, повністю відповідаючи принципам європейської Водної Рамкової Директиви та концепції природоорієнтованих рішень (Nbs).

Ключові слова: річка Ірпінь, заплава, воєнний вплив, затоплення, гідрологічний режим, моніторинг, рослинність, ґрунт, деградація, якість води, евтрофікація, екологічний індекс, дистанційне зондування, DPSIR- і SWOT-аналіз, сталий розвиток.

ABSTRACT

Wu Ruofan. Comprehensive Assessment of the Consequences of Flooding in the Irpin River Valley. Dissertation for the degree of Doctor of Philosophy in Specialty 101 Ecology. National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine, Kyiv, 2026.

The flooding of part of the lower Irpin River valley, undertaken to protect the capital from advancing enemy forces, became one of the key factors driving the anthropogenic transformation of the floodplain ecosystem. The alteration of the hydrological regime has resulted in a range of environmental consequences. Most notably, it has affected the territory's water regime, transformed the structure of floodplain habitats, and altered processes and dynamics within the soil cover and biotic communities. Under these circumstances, a comprehensive assessment of the floodplain's ecological condition and the development of strategic management approaches are of particular importance. Nevertheless, the current situation also presents opportunities for the adoption of nature-based solutions that can facilitate the restoration of affected areas, enhance their ecological sustainability, and mitigate the long-term consequences of anthropogenic impacts. The aim of this study was to conduct a comprehensive assessment of the consequences of the prolonged flooding of the Irpin River valley resulting from military operations and to provide a scientific basis for a nature-based concept of sustainable territorial management.

It was established that the destruction of the sluice gates of the Kozarovytska Dam in February–March 2022 caused large-scale flooding of the Irpin River valley. During the initial stage, the water level in the floodplain reached an elevation of 103.6 m, corresponding to the level of the Kyiv Reservoir, while flood depths in the lower reaches exceeded 5 m. Upstream, water depths varied according to local topographic

conditions, reaching approximately 3 m near the village of Demydiv, about 2 m on the northeastern outskirts of the village of Synyak, and around 1 m near the village of Chervone. In the vicinity of the village of Moshchun, severe waterlogging of the upper soil layers was observed, causing the floodplain to develop the characteristics of a difficult-to-traverse wetland complex.

It should be noted that, according to official data from the Middle Dnipro Basin Water Resources Management Authority, the water level in the Irpin River at the dam's inlet channel at the beginning of 2022 fluctuated between 97.38 and 97.95 m of Baltic Height System. However, from July 2024 to February 2026, the water level remained relatively stable at approximately 101 m a.s.l. (100.93–101.20 m). Consequently, the floodplain in the vicinity of the dam remained inundated to a depth of approximately 3 m for an extended period. In other parts of the valley, flood depths were lower, ranging from 0.4–0.5 m on the northeastern outskirts of the village of Synyak (T.2) to 1–2 m in the vicinity of the village of Demydiv (T.3, T.4) and near the bridge crossing. The prolonged maintenance of this hydrological regime resulted in substantial transformation of the floodplain ecosystem.

Analysis of the MNDWI (Modified Normalized Difference Water Index) revealed that the water surface area within the study area amounted to 2,105.09 ha in March 2022, decreasing to 1,667.56 ha in May 2022, 1,068.64 ha in August 2022, and 904.22 ha in early November 2022. These results indicate the gradual drainage of the floodplain following the initial inundation. By autumn 2022, the extent of inundated areas had decreased by more than 39% relative to the initial conditions. This reduction was primarily driven by the pumping of water back into the Kyiv Reservoir, infiltration into groundwater and adjacent areas, as well as losses through evaporation from the water surface and vegetation transpiration.

It was found that during 2023–2025, the area of the water mirror, determined by the MNDWI index, remained relatively stable and amounted to 1075.38 hectares in 2023, 1076.90 hectares in 2024, and 1157.50 hectares in 2025. Such fluctuations occurred due to seasonal and climatic changes, in particular, variations in precipitation and hydrological conditions of the territory.

Analysis of spatiotemporal land-cover dynamics over the three years following the flooding event showed that the extent of open water decreased by 162.63 ha (8.2%), reflecting the gradual withdrawal of floodwaters and the drainage of previously inundated areas. Concurrently, the area classified as infrastructure (roads, buildings, and other anthropogenic features) increased by 2.39 ha (0.1%). This apparent increase is likely attributable to the improved detectability of infrastructure features that had previously been submerged or located within flood-affected areas and were therefore not distinguished as a separate class in the initial satellite image classification.

Concurrently, positive dynamics in the recovery of woody vegetation were recorded. The area of the “tree and shrub vegetation (intensive vegetation)” class increased by 22.62 ha (1.1%), reflecting the gradual restoration of the physiological functioning of trees and shrubs after prolonged inundation. The recession of floodwaters improved soil aeration, stimulated vegetative growth, and promoted the development of a denser vegetation cover. However, the area of the “tree and shrub vegetation (low vegetation)” class also increased by 84.90 ha (4.3%). These sites are characterized by vegetation stress, partial mortality of woody species, and the emergence of transitional phytocoenoses containing a mixture of living and dead vegetation, indicating ongoing ecosystem restructuring following the flooding event.

Furthermore, the area of unvegetated land decreased by 61.45 ha (3.1%), while the extent of flooded areas was reduced by 48.35 ha (2.4%). These changes reflect the progressive stabilization of hydrological conditions, the decline of excessive soil moisture, and the advancement of natural successional processes. The most pronounced changes occurred in areas that were inundated during 2022. Following water recession, these sites were gradually colonized by herbaceous vegetation, leading to an increase of 162.52 ha (8.2%) in the “grass cover” class. Overall, these trends highlight the substantial capacity of the floodplain ecosystem for natural regeneration and suggest a gradual recovery toward a more stable ecological condition.

Meanwhile, the study results demonstrated evidence of partial recovery of natural vegetation. By 2025, approximately 133 ha of newly established vegetated areas had developed within the flooded zone. Spectral analysis indicated that these

areas were dominated by marsh vegetation and woody plant communities. Their formation reflects the gradual adaptation of local ecosystems to modified hydrological conditions and the expansion of hydrophytic and hygrophilous vegetation across shallow and seasonally inundated habitats. These trends mark the early stages of the development of new floodplain-wetland plant communities and highlight the ecosystem's capacity for natural regeneration under prolonged flooding and subsequent shifts in the hydrological regime.

Moreover, the partial drainage of previously inundated and waterlogged areas contributed to the recovery and active expansion of vegetation cover over approximately 240 ha. These changes reflect the dynamic character of post-inundation successional processes in the river valley and the progressive stabilization of certain components of the floodplain ecosystem. Vegetation regeneration was driven primarily by wetland and shrub communities, whose high tolerance to prolonged moisture conditions enabled their successful establishment and expansion. The increasing extent of these communities suggests the gradual development of a new vegetation-cover structure adapted to the modified hydrological regime that has persisted since the flooding event.

Overall, the period from 2022 to 2025 was characterized by the concurrent occurrence of flooding and drainage processes, degradation of specific vegetation components, and ecosystem recovery through the natural revegetation of areas exposed following water recession. The coexistence of these contrasting processes highlights the complexity of floodplain landscape transformation in response to a modified hydrological regime. The findings confirm the pronounced spatiotemporal variability of land cover within the floodplain and emphasize the need for long-term monitoring to evaluate ecological responses, identify persistent environmental impacts, and forecast the future development of natural communities under sustained hydrological change.

The soil cover within the flooded part of the river valley has also been substantially affected by prolonged submergence. In mineral soils, extended waterlogging is expected to induce pervasive gleying of the soil profile, potentially

resulting in their gradual transformation into peaty-gley and peat-gley soil types. Conversely, in peat soils, prolonged inundation exerts a fundamentally different ecological influence and may be interpreted as a process of floodplain ecosystem restoration. Elevated moisture conditions facilitate the re-establishment of hydromorphic soil-forming processes, suppress the mineralization of organic matter, and promote peat accumulation, thereby contributing to the recovery of key wetland ecosystem functions.

The results indicate that military activities and the associated anthropogenic disturbances adversely affected the water quality of the Irpin River relative to pre-war conditions. Water quality declined from Class II, Category 3 (“good”, “fairly clean”) to Class III, Category 5 (“moderate”, “moderately polluted”), approaching Category 4 (“satisfactory”, “slightly polluted”) conditions. Nevertheless, monitoring conducted during 2023–2025 revealed signs of progressive ecosystem recovery and enhanced self-purification capacity within the inundated zone, leading to an improvement in water quality to Class II, Category 3. The deterioration of water quality was primarily associated with elevated levels of organic pollution.

Analysis of the trophic status of the flooded water bodies revealed the predominance of mesotrophic conditions, which occupied approximately 679–1,024 ha of the water surface (66–99% of the total inundated area). The trophic state exhibited pronounced seasonal variability, with eutrophication processes reaching their greatest intensity during the summer and autumn periods. Beginning in 2024, a distinct increase in the extent of eutrophic conditions was observed: the area of eutrophicated waters expanded from 103.5 ha (11%) in summer 2024 to 353.7 ha (34%) in autumn 2025. These trends indicate a gradual intensification of nutrient enrichment processes within the flooded ecosystem.

The DPSIR, SWOT, and TOWS analyses demonstrated that a controlled flooding strategy is the most appropriate management approach for the Irpin River floodplain. This strategy is based on integrated eco-technogenic management of the floodplain ecosystem and provides an optimal balance between ecological, economic, and social priorities. By regulating hydrological conditions, it supports the

conservation of wetland habitats and biodiversity, promotes water quality maintenance through the preservation of lotic processes, reduces greenhouse gas emissions, and enhances carbon storage in peatland soils. As such, it offers a practical mechanism for reconciling environmental and societal needs while aligning with the objectives of the European Water Framework Directive and the principles of Nature-Based Solutions (NBS).

Keywords: Irpin River, floodplain, military impact, flooding, hydrological regime, monitoring, vegetation, soil, degradation, water quality, eutrophication, ecological index, remote sensing, DPSIR and SWOT analysis, sustainable development.

СПИСОК ОПУБЛІКОВАНИХ ПРАЦЬ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ

Статті у наукових фахових виданнях України

1. **У Жофань.** Екологічний стан захищених масивів каскаду дніпровських водосховищ: теоретичний аналіз. Таврійський науковий вісник. 2024. № 140. С. 564-567. DOI <https://doi.org/10.32782/2226-0099.2024.140.70>
2. Ладика М., **У Жофань.** Якість води в р. Ірпін в постмілітарний період. *Проблеми хімії та сталого розвитку*. 2025. Вип. 3. С. 69–80. URL: <https://doi.org/10.32782/pcsd-2025-3-8> (*У Жофань* проведено літературний аналіз, відбір проб води, опрацьовано фондові матеріали Державного водного кадастру щодо якості води в р. Ірпін в довоєнний та післявоєнний період, оформлено ілюстративні матеріали. Ладика М.М. сформуvala концепцію статті, узагальнила та описала матеріали й сформуvala висновки).
3. Ладика М., **У Жофань.** Моніторинг процесів евтрофікації у затопленій долині р. Ірпін методами ДЗЗ. *Екологічні науки*. 2026. Вип. 64. С. 183-196. DOI <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.1-64.26> (*У Жофань* проаналізовано літературні джерела, описано методикy та умови проведення дослідження, узагальнено результати дослідження. Ладика М.М. створено картографічні матеріали та оформлено висновки, здійснено загальну редакцію статті).

Тези наукових доповідей

4. Стародубцев В.М., Ладика М.М., У **Жофань**, Паламарчук С.П., Наумовська О.І. Героїчна оборона та екологічна драма в долині річки Ірпінь. *International scientific journal «Grail of Science»*. № 23 (December 2022). 172-182. URL: <https://doi.org/10.36074/grail-of-science.23.12.2022.28> https://archive.journal-grail.science/index.php/2710-3056/issue/view/23.12.2022?utm_source=eSputnik-promo&utm_medium=email&utm_campaign=GRAAL_Konferenc%D1%96ja_%7C_Status:_opubl%D1%96kovano&utm_content=1079880188 (У **Жофань** здійснив літературний пошук та підбір ілюстративних матеріалів. Стародубцев В.М. формував концепцію роботи, написання вступу та висновків й загальну редакцію статті. Ладика М.М. оформила картографічні матеріали, їх аналіз та написання і редагування статті. Паламарчук С.П. підготувала матеріали та методи, а також приймала участь у написанні статті. Наумовська О.І. здійснювала написання статті та оформлення списку публікацій).
5. Ladyka Maryna, **Wu Ruofan**. Destroying Of Dams Due To War In Ukraine: Environmental Consequences (Case Study Irpin Valley Flooding). Proceedings of the XXXIV International Scientific and Practical Conference. Bergen, Norway. 2024. pp. 14-17. URL: <https://isg-konf.com/modern-problems-of-humanity-and-scientific-ways-of-solving-them/> (Ладика М.М. здійснювала написання концепції та висновків, загальну редакцію публікації. У **Жофань** проаналізував літературні джерела та провів їх узагальнення, здійснив написання тез).
6. Ладика М.М., У **Жофань**. Щодо якості поверхневих вод затопленої заплави р. Ірпінь. Матеріали доповідей XI Міжнародної науково-практичної конференції студентів, аспірантів і молодих вчених «Екологія – філософія існування людства», 23-24 квітня 2025 р., НУБіП України, м. Київ. С. 168. URL: https://nubip.edu.ua/sites/default/files/u461/zbirnik_2025.pdf (У **Жофань** проводив польовий відбір проб води та узагальнення результатів аналітичних досліджень. Ладика М.М. готувала та редагувала матеріали до публікації).
7. Ладика М.М., У **Жофань**. Екосистемні функції і послуги водно-болотних угідь затопленої долини річки Ірпінь. Матеріали доповідей V

всеукраїнської науково-практичної конференції студентів, аспірантів і молодих вчених «Екологія - виклики сучасності», 24-25 вересня 2025 р. НУБіП України, м. Київ. С. 57-59.

https://nubip.edu.ua/sites/default/files/rich_text_files/%D0%97%D0%B1%D1%96%D1%80%D0%BD%D0%B8%D0%BA%202025%20%281%29.pdf (У **Жофань** здійснював аналіз екосистемних функцій затопленої території та їх систематизацію. Ладика М.М. займалася написанням тез та висновків).

8. Ладика М.М., У **Жофань**. Трансформація земного покриву долини річки Ірпінь внаслідок підризу Козаровицько дамби. Зб. матеріалів доповідей XII Міжнародної науково-практичної конференції студентів, аспірантів і молодих вчених «Екологія – філософія існування людства», 22-23 квітня 2026 р., НУБіП України, м. Київ. С. 89-92. URL: https://nubip.edu.ua/sites/default/files/rich_text_files/%D0%97%D0%B1%D1%80%D1%96%D0%BD%D0%B8%D0%BA%202026.pdf (У **Жофань** займався підготовкою фактичного матеріалу та його узагальненням. Ладика М.М. формувала концепцію тез та здійснювала їх написання).

ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ І СКОРОЧЕНЬ.....	17
ВСТУП	18
РОЗДІЛ 1. ТРАНСФОРМАЦІЯ ЕКОСИСТЕМ РІЧОК-ПРИТОК РІЧКИ ДНІПРО В ЗОНІ ВПЛИВУ ВОДОСХОВИЩ	24
1.1. Регулювання стоку річок та їх екологічні наслідки: глобальні та регіональні аспекти.....	24
1.2. Сучасний екологічний стан захищених масивів каскаду дніпровських водосховищ.....	32
1.3. Вплив тривалого затоплення внаслідок воєнних дій на заплавні території	40
1.4. Організація системи моніторингу за змінами довкілля (водного та наземного середовища) у басейнах середніх і малих річок	43
1.5. Управління водозбірними площами середніх і малих річок в умовах сучасного антропогенного впливу та кліматичних змін.....	47
РОЗДІЛ 2. ПРОГРАМА, УМОВИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ	54
2.1. Алгоритм дослідження	54
2.2. Характеристика умов та території дослідження.....	56
2.2.1. Умови проведення досліджень.....	56
2.2.2. Характеристика території дослідження.....	61
2.3. Методи дослідження.....	65
2.3.1. Методи геопросторового аналізу на основі дистанційного зондування Землі (ДЗЗ).....	65
2.3.2. Метод напівавтоматичної керованої класифікації земного покриття ..	68
2.3.3. Комплексна екологічна оцінка якості води.....	69
2.3.4. DPSIR, SWOT та TOWS-аналіз	70
Висновки до розділу 2	73
РОЗДІЛ 3. ЗАТОПЛЕННЯ ДОЛИНИ РІЧКИ ІРПІНЬ ЯК ЧИННИК ТРАНСФОРМАЦІЇ ЗАПЛАВНОЇ ЕКОСИСТЕМИ	75
3.1. Зміна гідрологічних умов та динаміка затоплення долини річки Ірпінь ..	75
3.1.1. Аналіз зміни гідрологічних умов заплави р. Ірпінь внаслідок руйнування Козаровицької дамби.....	75
3.1.2. Динаміка затоплення заплави р. Ірпінь (2022 - 2025 рр.)	78

3.2. Зміна земного покриву заплави р. Ірпінь внаслідок впливу тривалого затоплення.....	83
3.3. Визначення трансформації заплавних ґрунтів долини р. Ірпінь під впливом затоплення.....	92
3.3.2. Прогнозована трансформація органогенних ґрунтів заплави р. Ірпінь внаслідок затоплення.....	102
3.4. Якість води в постмілітарний період	104
3.4.1. Динаміка показників якості води	104
3.4.2. Комплексна оцінка якості води за екологічним індексом.....	118
3.4.3. Моніторинг прояву евтрофікації у зоні затоплення заплави р. Ірпінь методами ДЗЗ	129
Висновки до розділу 3	137
РОЗДІЛ 4. КОНЦЕПЦІЯ УПРАВЛІННЯ ЗАПЛАВОЮ Р. ІРПІНЬ.....	139
4.1. DPSIR-аналіз екологічних наслідків затоплення долини р. Ірпінь	139
4.2. SWOT- і TOWS-аналіз стратегій управління затопленої долини	144
4.3. Концепція контрольованого затоплення: обґрунтування для умов заплави р. Ірпінь	150
Висновки до розділу 4	153
ВИСНОВКИ.....	155
СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ	157
ДОДАТКИ.....	180

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ І СКОРОЧЕНЬ

НОК - нефелометрична одиниця каламутності

БСК – біологічне споживання кисню

ГДК – гранично допустима концентрація

мБс – метри Балтійської системи висот

пн.-сх. – північно-східний (напрямок)

MNDWI - (Modified Normalized Difference Water Index)

NDVI - (Normalized Difference Vegetation Index)

CICES – Загальна міжнародна класифікація екосистемних сервісів (Common International Classification of Ecosystem Services)

ІЕ – екологічний індекс

ДЗЗ – дистанційне зондування Землі

ГТС – гідротехнічні споруди

ТМС – таблиці метеорологічних спостережень

ВСТУП

Актуальність досліджень. Заплавні екосистеми є унікальними природними комплексами, що сформувалися у долинах річок й поєднують як водні, так і наземні елементи в єдину динамічну систему. Періодичне затоплення цих територій навесні паводковими водами забезпечує надходження поживних речовин і їх акумуляцію, формування родючого ґрунтового покриву, багатого органічними речовинами, а також підтримання природного гідрологічного режиму. Саме завдяки комплексу таких умов у заплавах сформувалися високопродуктивні природні комплекси, багаті на видове біорізноманіття [41, 144; 166; 169].

Заплави є середовищем існування багатьох видів рослин, птахів, земноводних, безхребетних та риб. Багато видів часто мають статус рідкісних або зникаючих видів. Вони виконують ряд значущих екосистемних функцій: регулювання водного балансу території, зменшення ризику паводків, сприяння очищенн. води, депонування вуглецю й пом'якшення наслідків змін клімату на локальних територіях. Окрім того, вони мають значне природоохоронне, господарське та рекреаційне значення [83; 153].

Однак, в останні десятиліття ці території зазнали значного антропогенного впливу: осушення, регулювання річкового стоку (випрямлення русла, спорудження водосховищ, дамб та шлюзів), розорювання заплавних земель, забудова, забруднення води, деградація ґрунтового покриву внаслідок сільськогосподарського використання та скорочення біорізноманіття. Зважаючи на перелік існуючих проблем та ризиків в сучасному міжнародному суспільстві, збереження таких територій є одним із пріоритетів сучасної природоохоронної політики та умовою забезпечення стійкості річкових басейнів [62; 80; 101; 125; 153].

Заплава річки Ірпінь є складною динамічною системою, що сформувалася як під впливом природних факторів, так і тривалого антропогенного

навантаження. Її сучасний екологічний стан є інтегральним показником того, як вони взаємодіють між собою.

Упродовж понад семидесяти років на цій території відбувалися осушувальні роботи, метою яких було залучення родючих заплавних ґрунтів в сільськогосподарське виробництво. У свою чергу це призвело до зміни природного водного режиму території, скорочення водно-болотних угідь, зміни рослинного покриву та зниження біорізноманіття [39; 102].

Новий етап трансформаційних процесів почався у 2022 році, коли внаслідок оборонних заходів було штучно затоплено нижню частину ірпінського басейну. Тривале утримання високих рівнів води спричинило суттєву перебудову гідрологічного режиму цієї території. Штучне обводнення стало каталізатором змін земного покриву, активізації повторного заболочення та природного відновлення (ревіталізації) водно-болотних екосистем у долині річки [5]. Водночас ці процеси мають комплексний характер й охоплюють зміни ґрунтового покриву, рослинних угруповань, умов середовища існування біоти та землекористування в цілому.

Слід відзначити, що нині створені унікальні умови для дослідження адаптаційних механізмів заплавних екосистем та їх стійкості до різких гідрологічних змін й потенціалу природного відновлення. Особливий науковий інтерес становлять процеси сукцесійної перебудови рослинного покриву, зміна видового складу та структури рослинних угруповань, трансформація ґрунтового покриву затоплених долин, а також відновлення екологічних взаємозв'язків між руслом ріки та прилеглими територіями.

Вивчення цих процесів дає можливість дослідити ключові фактори деградації й самовідновлення заплавних екосистем, оцінити межі їх екологічної стійкості та визначити закономірності функціонування в умовах зміненого гідрологічного режиму. Водночас результати таких досліджень мають прикладне значення, оскільки формують наукове підґрунтя для розроблення ефективних стратегій управління річковими басейнами в умовах екстремальних гідрологічних явищ та кліматичних змін.

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

Дисертаційну роботу виконано в рамках науково-дослідної роботи "Розробка заходів відновлення наземних екосистем, постраждалих внаслідок російської воєнної агресії" (№ держреєстрації 0124U000960), яка полягає у комплексній оцінці порушень, що відбулися внаслідок воєнних дій в екосистемах Київської області.

Мета і завдання дослідження.

Мета дослідження полягала у визначенні наслідків затоплення долини річки Ірпінь внаслідок воєнних дій для обґрунтування природоорієнтованої концепції сталого управління територією та підвищення її екологічної стійкості.

Завдання досліджень:

1. Здійснити аналіз трансформації заплавних екосистем річок внаслідок регулювання стоку та сучасних підходів до управління річковими басейнами.
2. Проаналізувати зміну гідрологічних умов та просторово-часову динаміку затоплення долини річки.
3. Встановити характер змін рослинного покриву та тенденції потенційної еволюції заплавних ґрунтів внаслідок трансформованих гідрумов.
4. Дослідити якісний стан води нижньої течії р. Ірпінь в довоєнний та постмілітарний періоди.
5. Вивчити динаміку евтрофікації утвореної водойми.
6. Провести системний причинно-наслідковий DPSIR-аналіз сучасного стану заплави р. Ірпінь, проаналізувати альтернативні стратегії її подальшого управління з використанням SWOT-аналізу та розробити на основі TOWS-підходу комплекс стратегічних і тактичних рішень щодо сталого розвитку заплавної екосистеми.
7. Обґрунтувати концепцію контрольованого затоплення долини річки Ірпінь як оптимальної стратегії подальшого розвитку цієї території.

Об'єкт дослідження – трансформація заплавної екосистеми р. Ірпінь в умовах тривалого поверхневого затоплення.

Предмет дослідження - зміни гідрологічного режиму території, якості води, стану земного покриву та механізми збалансованого управління затопленою заплавою.

Методи дослідження. Для досягнення поставленої мети та розв'язання визначених завдань дисертаційного дослідження було застосовано комплекс методів: загальнонаукових (аналіз, синтез, узагальнення, порівняльно-географічний та системний підходи); спеціальних (польові експедиційні обстеження, гідрохімічний аналіз для оцінки якості водного середовища, геоботанічний опис, метод генетичних рядів у ґрунтознавстві); прикладних та геоінформаційних (геопросторовий аналіз, дистанційне зондування Землі, керована класифікація земного покриву), статистичних (описова статистика та просторовий аналіз даних), а також методів управлінського та стратегічного аналізу (DPSIR, SWOT, TOWS).

Відбір проб води виконано у трикратній повторності відповідно до вимог ДСТУ ISO 5667-6:2009 та ДСТУ ISO 5667-14:2005. Їх подальший лабораторний аналіз виконано з використанням чинних методик.

Для оцінки динаміки площ затоплення та моніторингу процесів евтрофікації у новоствореній акваторії протягом 2022–2025 рр. використано супутникові знімки Sentinel-2B L2A MSI в різних спектральних діапазонах та радарні знімки Sentinel-1 SAR. Розраховано дистанційні індекси MNDWI, NDVI, NDTI, SABI, вміст хлорофілу-а та індекс трофічного статусу водойми (TSI).

Ідентифікацію, виділення та аналіз динаміки класів земного покриву здійснено із застосуванням плагіна напівавтоматичної класифікації (Semi-Automatic Classification Plugin, Luca Congedo, 2021) у QGIS 3.40 «Bratislava».

Наукова новизна отриманих результатів

Уперше:

- Комплексно оцінені наслідки тривалого затоплення заплавної екосистеми. Досліджено закономірності переходу штучно регульованої агроекосистеми у водно-болотну екосистему за умов мінімізації антропогенного тиску.

- Встановлено просторово-часову динаміку процесів евтрофікації зони затоплення долини р. Ірпінь в період 2022 – 2025 рр.
- Оцінено вплив тривалого затоплення на стан заплавних екосистем і визначено ключові фактори формування їх сучасного стану.
- Обґрунтовано концепцію контрольованого затоплення як природоохоронну стратегію управління цими територіями.

Удосконалено методичні підходи щодо оцінювання екологічного стану та відновного потенціалу заплавних територій, що зазнали військового впливу.

Доповнено інформаційну базу даних щодо якості води в р. Ірпінь в постмілітарний період.

Практичне значення отриманих результатів дослідження полягає у створенні науково-обґрунтованої основи для управлінських і природоохоронних рішень щодо відновлення заплави річки Ірпінь, затопленої в результаті підриву Козаровицької дамби у 2022 році.

Отримані результати можуть бути використані органами державної влади та місцевого самоврядування при розробленні програм відновлення водних екосистем, постраждалих внаслідок воєнних дій.

Матеріали досліджень можуть слугувати науковою основою для розроблення інтегрованого плану управління річковим суббасейном Середнього Дніпра з урахуванням впливу воєнних дій та змін клімату.

Обґрунтовано концепцію регульованого затоплення заплави річки Ірпінь як оптимальної стратегії управління цією територією з урахуванням природоохоронних принципів та екосистемного підходу. Результати цих досліджень можуть бути впроваджені для формування іміджу країни щодо дотримання положень Європейського зеленого курсу та впровадження сучасних природоохоронних підходів до сталого управління заплавними територіями

Особистий внесок здобувача. Дисертація є самостійною роботою автора. Здобувачем здійснено комплексну оцінку екологічних наслідків затоплення долини річки Ірпінь. Ним особисто проаналізовано опубліковані літературні джерела та картографічні матеріали, та здійснено польові експедиційні виїзди з

відбором проб води. Автором проведено систематизацію, узагальнення і аналіз отриманих результатів досліджень та написання дисертаційної роботи.

Формування концепції роботи, розроблення основних етапів виконання дослідження, а також інтерпретацію певних тенденцій трансформаційних процесів у затопленій заплаві й підготовку окремих ілюстративних матеріалів здійснено згідно з настановами наукового керівника. Наукові публікації підготовлені, переважно, у співавторстві.

Апробація отриманих результатів досліджень. Результати дисертаційної роботи представлені автором на: XXXIV International Scientific and Practical Conference, Bergen, Norway, 2024; XI Міжнародній науково-практичній конференції студентів, аспірантів і молодих вчених «Екологія – філософія існування людства», 23-24 квітня 2025 р. (НУБіП України, м. Київ); V всеукраїнської науково-практичної конференції студентів, аспірантів і молодих вчених «Екологія - виклики сучасності», 24-25 вересня 2025 р. (НУБіП України, м. Київ); XII Міжнародній науково-практичній конференції студентів, аспірантів і молодих вчених «Екологія – філософія існування людства», 22-23 квітня 2026 р. (НУБіП України, м. Київ).

Публікації. За результатами дисертаційного дослідження опубліковано 8 наукових праць, з них: 3 – у фахових виданнях категорії «Б» за спеціальністю «Екологія» та 5 – у матеріалах наукових конференцій.

Структура та обсяг дисертації. Дисертаційна робота складається із: анотації, вступу, чотирьох розділів, списку використаної літератури та додатків. Загальний обсяг роботи складає 220 сторінок. Містить 29 рисунків, 16 таблиць, 169 літературних джерел, з яких 57 латиницею.

РОЗДІЛ 1. ТРАНСФОРМАЦІЯ ЕКОСИСТЕМ РІЧОК-ПРИТОК РІЧКИ ДНІПРО В ЗОНІ ВПЛИВУ ВОДОСХОВИЩ

1.1. Регулювання стоку річок та їх екологічні наслідки: глобальні та регіональні аспекти

Регулювання стоку річок – це комплекс технічних, гідротехнічних і водогосподарських заходів, спрямованих на штучне перерозподілення в часі обсягу води у річках для забезпечення потреб господарства (гідроенергетика, водопостачання, іригація, протипаводковий захист тощо). Зазвичай це здійснюється шляхом створення водосховищ, гребель, ставків та каскадів водосховищ, які акумулюють воду в періоди надмірного стоку та віддають її під час маловоддя. Саме так регулювання забезпечує стабільніше водопостачання за природно нерівномірного стіку річок [40].

Регулювання річкового стоку здійснюється як у природний, так і в антропогенний спосіб. Природне регулювання зумовлюється наявністю в межах водозбірного басейну озер і боліт, які виконують функцію акумуляції води під час сніготанення та випадіння атмосферних опадів. Накопичена вода поступово надходить у річкову мережу, що сприяє зменшенню максимальних витрат у періоди водопілля і паводків та водночас подовженню їх тривалості. Інтенсивність такого впливу оцінюється за допомогою коефіцієнтів озерності та заболоченості, які визначаються як відношення площ озер і боліт відповідно до загальної площі басейну річки [87].

У природних умовах річковий стік формується під впливом наступних пов'язаних між собою факторів представлених на рис. 1.1. Антропогенне регулювання річкового стоку пов'язане зі створенням гідротехнічних споруд та водосховищ, що істотно трансформують природний гідрологічний режим річок. Основними цілями такого втручання є забезпечення потреб водопостачання, зрошення, гідроенергетики, судноплавства та захист територій від затоплення. У світовій практиці прикладами масштабного антропогенного регулювання є каскади водосховищ на великих річках, які функціонують у комплексному

режимі. Ступінь зарегулювання стоку кількісно виражається через коефіцієнт зарегулювання, що визначається як співвідношення сумарного об'єму штучних водойм до об'єму річкового стоку [87].



Рис. 1.1. Формування річкового стоку під впливом природних умов (сформовано автором на основі [40])

Особлива увага в сучасних дослідженнях приділяється концепції екологічних витрат у регульованих річках, яка полягає у встановленні певних режимів стоку, що максимально наближені до природних річних циклів. Такий підхід дозволяє не лише мінімізувати екологічні негативні наслідки регулювання, але й покращувати стан водних і прибережних екосистем, підтримуючи їхню здатність до самоочищення, міграційних процесів фауни та відтворення популяцій. Наприклад, управління низькими витратами для підтримки рослинності на межованих ділянках може сприяти відновленню інстагрової рослинності, що є критично важливою складовою гідрологічної і біологічної цілісності систем [134].

Екологічно орієнтоване регулювання стоку також сприяє поліпшенню якості води у річкових системах. Контрольовані витрати сприяють кращому розподіленню води в сезонні періоди, що може зменшувати концентрацію забруднювачів і підвищувати здатність річок до самовідновлення. Одночасно,

заходи з підтримки мінімального екологічного стоку дозволяють транспортувати седименти і поживні речовини вздовж річної мережі, що сприяє підтримці фізіологічних процесів у прибережних зонах і забезпеченню продуктивності водних екосистем. Крім того, регульовані системи, які враховують екологічні аспекти, можуть зменшувати негативні наслідки, пов'язані зі змінами температурного режиму водної маси та концентрації кисню, що дуже важливо для підтримки життєздатності водних організмів [119].

Сучасні моделі управління водними ресурсами також підкреслюють, що адекватне регулювання стоку сприяє збалансуванню водокористування з екологічними, соціальними та економічними вимогами. За таких підходів враховуються не лише господарські потреби користувачів водних ресурсів, але й потреби екосистем, що забезпечують численні послуги, включно з підтримкою біорізноманіття, культурними та рекреаційними функціями. Інтегровані моделі розподілу води та адаптивні методи регулювання здатні мінімізувати конфлікти між різними типами водокористування, забезпечуючи більш сталий і багатовимірний підхід до управління річковими системами [128].

Поряд із позитивними водогосподарськими ефектами регулювання стоку супроводжується низкою негативних екологічних наслідків (табл. 1.1). Регулювання стоку річок за допомогою гребель і водосховищ змінює природний гідрологічний режим у масштабах не лише локальних ділянок, а й всього басейну. Природний цикл паводків, сезонних змін водності й переносу наносів встановлений тисячоліттями еволюції водних систем і є критично важливим для підтримання всього комплексу річкових екосистем. Водосховища порушують цю динаміку, вловлюючи значну частину стоку та наносів у резервуарах, що призводить до зниження частоти та амплітуди природних паводків і впливає на всю нижню течію річки [164].

Прикладом є система каскадних водосховищ на річці Yellow River, після спорудження і введення в експлуатацію водосховища Сяоляньді (Xiaolangdi Reservoir, споруджене 1997–2001 pp.) щорічні витрати води у середній і нижній

течії знизилися на 20,1 % у Hуayuankou, 20,39 % у Gaocun і 32,87 % у Lijin, а
 обсяги переносу наносів впали на 90,03 %, 85,34 % і 83,88 % відповідно,
 порівняно з періодом до експлуатації водосховища. Такі різкі зменшення обсягів
 осадового транспорту свідчать про те, що гребля затримує майже всі тверді
 частки, які раніше природно переносилися вниз по течії. Ці кількісні зміни
 зумовили істотну зміну сезонної динаміки паводків: після введення в дію
 водосховища ріст стоку у сухий сезон і зменшення пікових витрат у сезон
 паводків стали значно більш вираженими, що змінює природний цикл водотоку,
 створюючи значну дисгармонію у руслових процесах і екосистемах нижніх
 ділянок річки [164].

Таблиця 1.1

Рівні та наслідки регулювання стоку

Рівень	Наслідки регулювання стоку
Глобальний	Режими стоку змінюються через водосховища: зменшується природна мінливість стоку, тривалість паводків скорочується, а паводки стають рідшими або штучно розподіленими.
	Зниження обсягу води та наносів у дельтах, зміна ландшафтів, посилення застійних процесів та евтрофікації.
	Регулювання потоків змінює середовище існування риб, безхребетних та водно-болотних видів; впливає на зональні структури рослинності заплав.
	Регулювання водних потоків знижує екологічну стабільність, зменшуючи резильєнтність і здатність до відновлення після порушень.
Регіональний (Європа)	Регулювання стоку впливає на місцеві процеси льодового покриву, сезонну динаміку та гідрологічні характеристики річок Центральної Європи.
Регіональний (Україна / басейни Чорного моря)	Регулювання стоку в басейнах Дніпра/Дністра змінило водний баланс дельт, зменшило надходження води і наносів, сприяло застою вод та евтрофікації.
Регіональний (струмова якість)	Регулювання, фрагментація річок сприяють підвищенню мінералізації, концентрації солей і змінам водного складу, особливо у малих річках.
Соціально-економічний (міжнародний)	Регулювання стоку змінює доступність води для агросектору, енергетики та побутового водопостачання, а також викликає конфлікти між водокористувачами.

Джерело: сформовано автором на основі [142; 169]

У зв'язку з цим одним із ключових аспектів регулювання стоку є затримка наносів та прояви ерозійних процесів, які виникають як прямий наслідок порушення природної гідроседиментної рівноваги. Греблі затримують значну частину твердих частинок, що вільно переносилися б вниз по течії, що призводить до зменшення надходження матеріалу у дельти та прибережні зони і стимулює ерозійні процеси русла нижче гребель. Таке явище відоме як «deficit sediment flux» і є критичним для підтримання фізичної структури річкових дельт, заплав та берегових ліній.

На прикладі агрегованої системи Глен Каньйон (США) водосховище Glen Canyon Dam щорічно утримує близько 90,7 млн тонн наносів, які раніше транспортувалися вниз по річці Колорадо. Внаслідок цього нижня течія річки за останні десятиліття зазнала інтенсивної ерозії берегів та розмиву днища, оскільки потік води без достатньої маси твердих часток компенсує дефіцит матеріалу шляхом механічного руйнування берегів і русла. Це підтверджується довгостроковими спостереженнями: щорічна ерозія берегів у нижній течії Колорадо складає приблизно 1,2–1,5 м/рік, що значно перевищує природний рівень ерозії до спорудження греблі [167].

Цей дефіцит наносів має також екологічні наслідки. Зменшення кількості піску та мулу, що надходить у дельту та прибережні зони, призводить до втрати біотопів для риб та безхребетних організмів, скорочення площі нерестовищ, а також змін у структурі водної рослинності, яка залежить від регулярного внесення осаду. Наприклад, дослідження показали, що у нижній течії Колорадо площа відкладень, необхідних для утворення піщаних кос і островів, зменшилась на приблизно 65% порівняно з періодом до будівництва греблі [167].

Схожі процеси спостерігаються й у інших великих річкових системах світу. У Китаї після спорудження водосховища Xiaolangdi на річці Yellow River щорічний перенос наносів знизився на $\approx 85\text{--}90\%$, що призвело до деградації дельти та підвищеної ерозії берегових ліній нижньої течії річки [164]. У Туреччині та на річці Євфрат спорудження греблі також викликало зменшення транспортованих осадів на понад 70%, що сприяло прискоренню ерозії нижньої

течії і поступовому опусканню рівня дельти, негативно впливаючи на сільськогосподарські угіддя і прибережні екосистеми.

Одним із найбільш екологічно значущих наслідків регулювання є накопичення важких металів у донних відкладах водосховищ та зміна їхнього розподілу. У межах середньої та нижньої течії Yellow River дослідження виявили, що після впровадження водно-седиментаційних регуляційних схем (WSRS) концентрації важких металів, таких як Cr, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb у відкладеннях були значно вищі за фонові значення (до 13 разів вище для окремих елементів відносно ґрунтових фонових значень у долині річки), а частина цих металів накопичується як безпосередньо у резервуарі, так і в нижній течії внаслідок сезонних водно-седиментаційних процесів. Це означає, що за період впливу регуляції не лише змінюється фізичний транспорт наносів, а й їхній геохімічний склад, що призводить до потенційно високого екологічного ризику для флори і фауни, а також для людей, які використовують ці води для господарських або питних цілей [164].

На території України значний приклад накопичення донних відкладень із токсичними елементами демонструє колишнє Каховське водосховище на Дніпрі, де було накопичено понад 83 000 тонн важких металів у донних осадах протягом десятиліть експлуатації гідрологічного комплексу; після руйнування греблі в 2023 році лише частина цих забруднювачів була негайно вимита, але більшість залишилася в осадах, які за сезонних паводків і ерозійних процесів можуть бути поступово мобілізовані вниз по течії, створюючи «токсичну часову бомбу» для екосистем та населення [122].

Зміна гідрологічних режимів та затримка паводкових вод мають прямий вплив на заплавні екосистеми, традиційно збагачені водою та поживними речовинами під час регулярних паводків. У регульованих умовах така регулярність порушується, що призводить до зниження продуктивності високопродуктивних луків, заболочених угідь і перехідних водно-лісових екотопів, оскільки вони більше не отримують необхідного для підтримки біорізноманіття водопілля. У регіонах із активним використанням великих

водозаборів та гребель, наприклад у середній Європі, спостерігається зменшення площ сезонно підтоплюваних територій і відповідне зниження чисельності водно-болотних видів птахів, амфібій та інших організмів, що залежать від циклічних паводкових процесів.

Регулювання стоку має негативні наслідки й для біорізноманіття та міграційних шляхів риб. Греблі створюють фізичні бар'єри, що перервують природні маршрути міграції, які необхідні для нересту багатьох видів, зокрема лососевих, осетрових та інших прохідних риб. Це призводить до зниження відтворення, чисельності і навіть локальних втрат певних видів у багатьох річках Європи та Азії, де спорудження ряду гребель остаточно перервало безперервність екосистеми та шляхів пересування водних організмів. Дослідження показали, що не лише фізичні бар'єри, а й зміна течії та гідролого-морфологічних умов нижче споруд відповідно зменшує чисельність і змінює видовий склад рибних популяцій, витісняючи чутливі види на користь загальноприйнятних чи інвазивних [124].

Зміни температурного та кисневого режиму води є невід'ємною частиною впливу водосховищ та регульованого стоку. У великих резервуарах формується вертикальна стратифікація: поверхневі шари нагріваються влітку й можуть досягати субтропічних температур, тоді як нижні шари залишаються холодними й відносно бідними на кисень. Така стратифікація призводить до створення гіпоксичних шарів, особливо в глибших частинах водойм, де концентрація розчиненого кисню падає нижче рівнів, необхідних для виживання багатьох видів риб і безхребетних. Температурна стратифікація й зниження кисню також сприяють появі токсичних редукуючих умов у донних відкладеннях, що підвищує мобілізацію деяких елементів, але обмежує екологічну якість середовища для організмів, які мають вузькі фізіологічні межі виживання [127]

Ще одним важливим аспектом регулювання стоку є інтенсифікація евтрофікації – процесу накопичення біогенних елементів (азот, фосфор) у водосховищах, що приходять із зливом із сільськогосподарських та урбанізованих територій і не мають можливості ефективно долатися через

природну циркуляцію. У резервуарах ці елементи можуть накопичуватися, стимулюючи розростання фітопланктону та синьо-зелених водоростей. Аналіз транспортних потоків поживних речовин показав, що під час спеціальних водно-седиментаційних турбот у Yellow River до 48,6 % річного азоту та до 66,7 % фосфатів транспортується під час цих регулювання, що підсилює потенціал евтрофікації й викликає масове «цвітіння» води, яке веде до дефіциту кисню та загибелі водних організмів [164].

Одночасно із замуленням водосховищ унаслідок затримки наносів відбувається поступове зменшення їх корисного об'єму та зниження функціональних можливостей для водопостачання, гідроенергетики й іригації. За оцінками сучасних досліджень, глобально sedimentation (накопичення осадів) у водосховищах призводить до втрати приблизно 0,5–1 % корисної місткості щорічно, що еквівалентно приблизно 45 км³ загальної місткості резервуарів у світовому масштабі та створює потребу у будівництві приблизно 300 нових великих водосховищ щороку для компенсації цих втрат [124].

Такі зміни також сприяють ерозії русел нижче гребель, де через дефіцит наносів вода здатна більш інтенсивно розмивати дно і берегові схили, що змінює топографію русла й може негативно вплинути на стабільність прибережних екосистем. У комплексі ці процеси створюють умови, за яких природні біотопи порушуються, а біорізноманіття та екологічні функції водних систем істотно змінюються.

Зміна умов гідрологічного режиму внаслідок регулювання води також створює сприятливий контекст для виділення парникових газів, таких як метан. Хоча кількісні оцінки залежать від локального клімату й гідрології, дослідження показують, що розклад органічного матеріалу у стратифікованих стоячих водах може сприяти анаеробному розпаду й утворенню метану, що має значний потенційний внесок у зміни газового балансу атмосфери, особливо в тропічних і субтропічних регіонах [167].

Отже, регулювання стоку річок є одним із найпотужніших антропогенних чинників трансформації природних водних систем, наслідки якого проявляються

на глобальному, регіональному та локальному рівнях. Хоча інженерне втручання у річковий режим забезпечує вирішення важливих соціально-економічних завдань (водопостачання, енергетика, захист від повеней), воно водночас призводить до суттєвих змін гідрологічної мінливості, деградації річкових і прибережних екосистем, порушення переносу наносів та зниження біорізноманіття. Сучасні наукові дослідження переконливо свідчать, що ігнорування екологічних потреб річок під час регулювання стоку підвищує екологічні ризики та знижує стійкість водних екосистем до кліматичних і антропогенних впливів. У зв'язку з цим інтеграція екологічно обґрунтованих підходів до управління стоком є необхідною умовою сталого використання водних ресурсів.

1.2. Сучасний екологічний стан захищених масивів каскаду дніпровських водосховищ

Водосховища відіграють важливу роль у забезпеченні водопостачання, зрошення, виробництві електроенергії та захисті від повеней у багатьох країнах світу. Однак, сучасне ставлення до них у сучасному світі є неоднозначним. Поряд із вигодами, які отримало суспільство від створення цих штучних об'єктів, також фіксують і ряд ризиків, обумовлених їх існуванням. Серед них особливо гострими є екологічні проблеми, які проявилися як на прилеглих територіях, так і в змінених екосистемах зарегульованих річок. Ці проблеми варіюються від глобальних змін гідрологічного режиму до регіональних екологічних катастроф [149, с. 19; 158, с. 111-116].

Побудова каскаду з шести водосховищ (Київського, Канівського, Кременчуцького, Кам'янського, Дніпровського та Каховського) на річці Дніпро обумовила прояв низки негативних процесів (затоплення, підтоплення, абразії берегів, евтрофікації води тощо). Це рівнинні водосховища з відносно невеликими глибинами і великими ділянками зони мілководдя до 2 м глибиною [10]. Фактично, були трансформовані природні гідрологічні умови гирлових частин річок-приток Дніпра в межах створених водосховищ. Зокрема, в річках,

які й надалі впадають природнім шляхом сформувалася зона підпору водами водосховищ (наприклад, Прип'ять, Тетерів, Сула тощо). Інші опинилися нижче рівня водосховища й були відокремлені захисними дамбами із насосними станціями, які забезпечували відкачування води з їх долин (Ірпінь, Трубіж, Тясмин). У деяких було переміщено гирлові ділянки (р. Оріль). Створення і функціонування комплексу цих гідротехнічних об'єктів дало змогу захистити від затоплення і підтоплення 254 тис. га прилягаючих до водосховищ земель [10, с. 61].

Таким чином, зарегулювання дніпровського стоку прямо і опосередковано вплинуло на прилеглі території й, у тому числі, на гідрологічні об'єкти. В той же час антропогенне навантаження в межах водозбірних площ річок, які є притоками Дніпра, безпосередньо визначає й екологічний стан дніпровського каскаду. В цьому аспекті актуальним питанням є комплексне дослідження і систематизація інформації щодо екологічного стану захищених масивів на сучасному етапі функціонування та їх внеску в загальну екологічну ситуацію у межах каскаду дніпровських водосховищ.

Дослідження екологічних наслідків створення та функціонування водосховищ є актуальною темою в багатьох наукових працях. Аналіз і систематизація останніх публікацій, присвячених цьому питанню, дає можливість умовно їх розділити на три групи: 1) вплив водосховищ на довкілля та прилягаючі території; 2) екологічний стан прилеглих до водосховищ територій (в т.ч і захищених) та їх внесок у формування загальної екологічної ситуації дніпровського каскаду та 3) вплив воєнних дій на комплекс гідротехнічних об'єктів.

Зокрема, питаннями моніторингу зміни якості води у водосховищах (як у методологічному, так і практичному аспектах) в останні роки займаються Строкаль В. П. і Ковпак А. В., Безсонний В. Л. та ін., Бреус Д. С., Шара С. і Ткаченко І., Пічура В. І., Вишневський В. І. та ін., Пономаренко Р. В. та ін., Колісник А. В. та ін., Гаращук В. А. та ін., Хільчевський В. К. та Гребінь В. В., Линник П. М., Борисенко М.М. і Лукашов Д.В., Жежеря В.А. та інші [96].

Проблеми підтоплення в зоні впливу водосховищ висвітлені у працях Левицької В. Д. та Хоружого П. Д., Рогожина О. Г. та ін., Багмета О. Б., Дубняка С. С. та Стародубцева В. М. [49;76; 96; 105; 159; 160].

Дослідження прояву абразійних та ерозійних процесів, які проявляються на узбережжі внаслідок наповнення та функціонування водойм, проаналізовано у наукових публікаціях Сердюка С. М. та ін., Ращенка А. та ін., Багмета О. Б., Коврова О.В., Дубняка С. С., Стародубцева В.М. і ін., Панасюка І. В. і Томільцевої А.І. [96].

Окрім гідрологічних, гідрохімічних та гідроморфологічних змін в зоні впливу водосховищ також відбувалася зміна їх біологічних компонентів. Губанова Н. Л. та ін. й Маренков О.Н відмічають трансформацію іхтіофауни в результаті зарегулювання стоку Дніпра. Великий внесок у науковий доробок з цього напрямку належить фахівцям Інституту гідробіології НААН України [96].

З лютого 2022 року водні ресурси України та гідротехнічний комплекс зазнають збитків внаслідок воєнних дій. Відбувається руйнування дамб, гребель, затоплення значних територій та забруднення водних екосистем. Проблеми екологічного, соціального та економічного характеру та перспективи відновлення водної інфраструктури представлено у статтях багатьох авторитетних авторів [96].

Огляд фахових джерел щодо формування екологічного стану захищених територій в межах дніпровських водосховищ показав [96], що основні висвітлені питання стосуються антропогенної трансформації, формування якості води, замулення річок, забудови прибережних територій, зміни в структурі біорізноманіття. Переважна більшість з них стосується аналізу одного або декількох факторів й мають конкретну прив'язку до локальної території. Проте відсутня систематизована узагальнена інформація щодо сучасного екологічного стану захищених масивів дніпровського каскаду. Також існує недостатня кількість довгострокових досліджень, що аналізують тривалі зміни в екосистемах заплав, оскільки більшість робіт зосереджена на короткострокових ефектах.

Захищені масиви – це низинні території, розміщені вздовж водосховищ, які обмежені дамбами з метою зниження кількості затоплених і підтоплених площ (включаючи протипаводковий захист цих територій), й містять, як правило, комплекс гідротехнічних споруд (насосних та компресорних станцій, дренажних каналів) [10]. Наразі в межах дніпровського каскаду водосховищ близько 246,5 тис. га таких земель [77].

Нині виділено 23 захищених масиви, а саме в зоні впливу: Київського водосховища – Дніпровсько-Деснянський і Захист заплави р. Ірпінь; Канівського – Бортничі–Вишеньки, Проців-Кийлів, Захист заплави річок Трубіж і Карань, Конча-Заспа, Конча-Заспа–Плюти, Захист м. Ржищів; Кременчуцького – Золотоніський, Оболонський, Вільшанський, Будище-Свидівський, Захист м. Черкаси, Червонослобідський, Захист долини р. Тясмин, Захист м. Світловодськ; Кам'янського – Захист м. Кременчук, Орільський, Захист м. Верхньодніпровськ; Каховського (спущеного в червні 2023 р.) – Кам'янський Під, Східний район марганцевих родовищ, Захист м. Нікополя, Західний район марганцевих родовищ (рис. 1.2).

Наповнення й водообмін у дніпровському каскаді в межах України відбувається завдяки поступанню води з річки Дніпро та його приток: річок Прип'ять, Тетерів, Ірпінь, Стугна, Десна, Трубіж, Рось, Вільшанка, Тясмин, Супій, Сула, Домоткань, Самоткань, Псел, Ворскла, Томаківка, Білозірка, Базавлук. Гирлові частини річок Ірпінь, Трубіж, Вільшанка, Тясмин, Томаківка, Білозірка, Базавлук знаходяться нижче за нормального підпірного рівня (НПР) дзеркала поверхні водосховищ куди вони впадають на 5 і більше метрів й відокремлені захисними дамбами з насосними станціями для перекачування стоку річок у водойми. Окрім того, в межах масивів протікають й інші ріки.

При здійсненні аналізу й систематизації наукових публікацій, які стосуються питання сучасного екологічного стану захищених масивів каскаду дніпровських водосховищ було виокремлено основні тематичні пошукові блоки: підтоплення/затоплення прибережних територій водосховищами та вплив на ґрунтовий покрив; зміна гідрологічних характеристик річок-приток; формування

якості води в умовах трансформованого природного гідрологічного режиму річок, які впадають у водосховища; зміна земельного покриття в межах захищених масивів (урбанізація, с/г використання тощо).

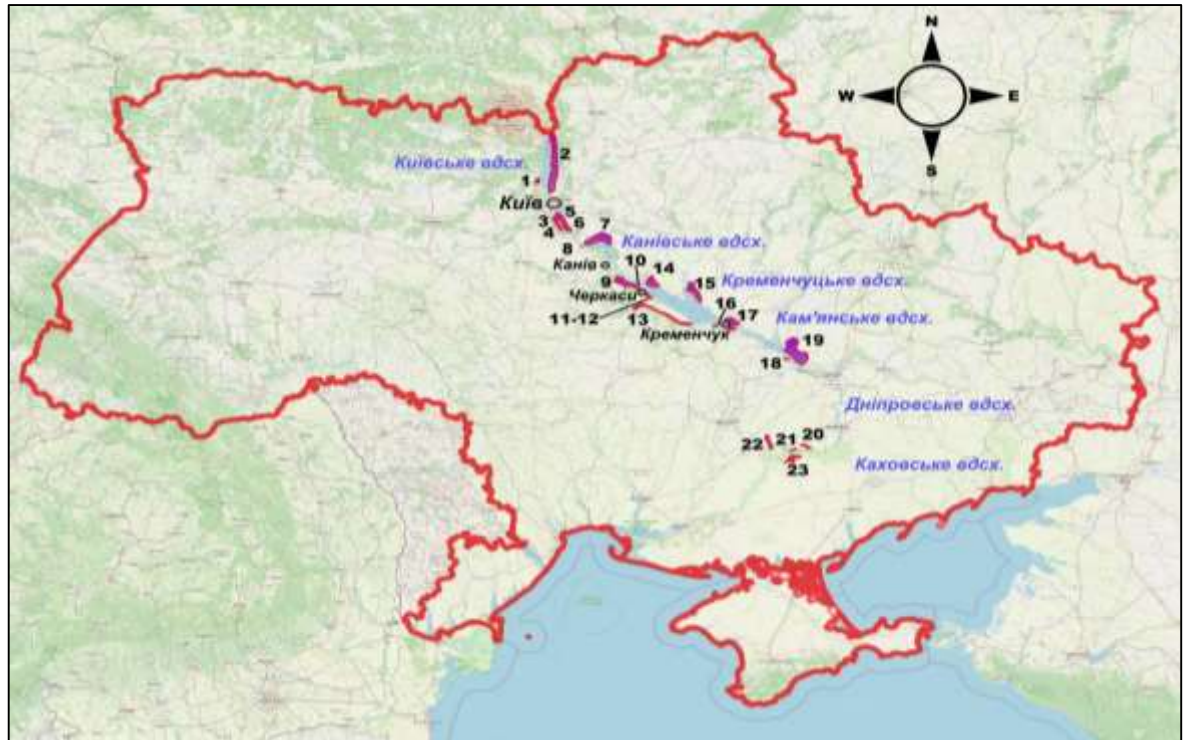


Рис. 1.2. Розміщення захищених масивів в каскаді дніпровських водосховищ (1 – Захист заплави р. Ірпінь, 2 – Дніпровсько-Деснянський, 3 – Конча-Заспа, 4 – Конча-Заспа-Плюти, 5 – Бортничі-Вишеньки, 6 – Проців-Кийлів, 7 – Захист заплави річок Трубіж і Карань, 8 – Захист м. Ржищів, 9 – Вільшанський, 10 – Будище-Свидівський, 11 – Захист м. Черкаси, 12 – Червонослобідський, 13 – Захист долини р. Тясмин, 14 – Золотоніський, 15 – Оболонський, 16 - Захист м. Світловодськ, 17 – Захист м. Кременчук, 18 – Захист м. Верхньодніпровськ, 19 – Орільський, 20 - Східний район марганцевих родовищ, 21 - Захист м. Нікополя, 22 - Західний район марганцевих родовищ, 23 - Кам'янський Під [96]

Пальченко О.Л. у своїй праці [57] відмічає, що на прилеглих до водосховищ територіях відбувається зміна гідрологічного режиму підземних вод, напорів водоносних горизонтів й інших їх характеристик. У публікації Дубняка О.О. [24] зазначено, що формування підпірних рівнів ґрунтових вод у прибережній смузі водосховищ завершилося в перші 10-20 років їх експлуатації.

Вплив цих водойм на рівні ґрунтових вод складає: у верхній частині Каховському водосховища – 1,0-1,5 км, в середній – 3,5-4,0 км, а в нижній – 20-25 км; у Кам'янському водосховищі – 0,2-8,0 км, в Кременчуцькому – 0,2-12,0 км; в Канівському – 0,2-5,5 км.

Значний доробок у дослідженні впливу водосховищ дніпровського каскаду на зміну процесів у ґрунтах на узбережжях водосховищ належить професору Стародубцеву В.М. та його колегам. На основі польових експедиційних досліджень ним було розроблено районування узбережжя водосховищ за проявом ступеня гідроморфізму ґрунтового покриву [160]. Встановлено, що на лівому березі Київського водосховища (в районі Дніпровсько-Деснянського захисного масиву) заболочування ґрунтів внаслідок їх підтоплення фільтраційними водами з водосховища зростає з півночі на південь. Їх подальше проникнення обмежено глибоким водовідвідним каналом, виритим уздовж лівого берега. Зона впливу підвищення рівня підґрунтових вод на ґрунтовий покрив прибережних територій сягає 0,5-1,0 км ширини суші [159–160].

В межиріччі річок Ірпінь-Тетерів й Тетерів-Прип'ять спостерігалось заболочування ґрунтів внаслідок капілярного підняття ґрунтових вод. Автори зазначають, що заболочування на правому березі має інший характер й обумовлено взаємодією між гідравлічним напором водосховища та підземними водами, що стікають у долину Дніпра, а не фільтраційними водами водосховища, як на лівому березі. Також проявлялося підтоплення з подальшим заболочуванням ґрунтів на лівобережжі Канівського водосховища в районі с. Гнідин-с. Кийлів та с. Кийлів-м. Бориспіль (захисні масиви «Бортничі-Вишеньки» та «Проців-Кийлів») [159].

На правому березі Кременчуцького водосховища між населеними пунктами Сагунівка і Червона слобода (Червонослобідський захисний масив) зафіксовано сильне підтоплення із сильнозаболоченими ґрунтами. Подібну ситуацію автори спостерігали й у межах Вільшанського та Будище-Свидівського захисних масивів. Тут сформовано комплекс сильно заболочених гідроморфних та напівгідроморфних ґрунтів та озер [159].

Район Золотоніського захисного масиву характеризується низинними формами рельєфу, порізаними руслами річок. В північно-західній частині (в р-ні с. Матвіївка Золотоніського р-ну Черкаської області) тут спостерігалось більш сильне підтоплення з інтенсивними проявами заболочення ґрунтового покриття. [159].

В межах Оболонського масиву (його північно-західна частина між населеними пунктами Дем'янівна і Тимошівка) спостерігається взаємодія підтоплення із місцевими умовами зволоження ґрунтів, що призводить до формування зональних і інтразональних ґрунтів із різним ступенем засолення (типових чорноземів, лучно-чорноземних, лучно-болотних і болотних) [51; 159].

В понижених формах рельєфу має місце сильне заболочення, яке може поширюватися на відстань 2-3 км від берега водосховища. На решті прибережної території, за дослідженнями Стародубцева В.М. [159], фіксувалося помірне підтоплення території, що призводило до незначного заболочення на відстані 3-4 км від берега .

Частина захищених масивів облаштована дамбами із насосними станціями, які перекачують водний стік з річок у водосховища [4]. Регулювання природного стоку призводить до винесення завислих речовин у гирлові ділянки й накопичення мулових і твердих часточок (седиментації) у пригирловій частині річок. Ці ділянки необхідно періодично розчищати від мулу та осаду [10]. В умовах антропогенного навантаження потребує уваги екологічний контроль донних відкладів (особливо тонкодисперсної алювіальної фракції) на вміст важких металів, радіонуклідів та інших сполук [107].

Важливим напрямком дослідження є оцінка якості води річок, що впадають у водосховища, та визначення їхнього внеску у забруднення. Це дозволить краще ідентифікувати джерела негативного впливу та розробити ефективні стратегії для покращення якості водних об'єктів. Встановлено, що в межах захисного масиву «Трубіж-Карань» на узбережжі Канівського водосховища в гирловій частині р. Трубіж якість води за величиною комплексного екологічного індексу якості води (ІЕ) характеризувалася як

«задовільна», «забруднена» III класу, 4 категорії [290]. Її погіршення відбувалося, переважно, внаслідок забруднення органічними речовинами, сполуками азоту (амонійного, нітритного та нітратного) і фосфору, загальним залізом і хромом, фенолами і СПАР. Головною причиною деградації річки є антропогенний чинник (урбанізація і сільськогосподарська освоєнність територій на фоні ускладнених природно-кліматичних умов (недостатня кількість опадів та підвищення температури повітря) в останні роки. Такий клас якості трубізької води підтверджено іншими авторами з використанням методів біоіндикації [20].

Подібну ситуацію зафіксовано й для р. Золотоношка, яка протікає на території Золотонізького масиву в межах Кременчуцького водосховища. Для неї характерний задовільний екологічний стан річки з водою III класу якості води та рівнем антропогенного навантаження, що характеризує випадання особливо чутливих видів з екосистеми [86].

Якість води річки Сухий Кагамлик на території масиву «Захист м. Кременчук» (Кам'янське водосховище), за показником комбінаторного індексу забруднення, відноситься, переважно, до III класу й характеризується як «брудна», а р. Крива Руда – до IV класу, «дуже брудна» [86]. Слід відмітити, що в гирлових частинах річок якість води, як правило, є гіршою, порівняно із іншими елементами басейну річки.

Актуальним питанням сьогодення є зміна показників якості води р. Ірпінь, гирлова частина якої опинилася в епіцентрі бойових дій навесні 2022 року (захищений масив «Захист р. Ірпінь» на правому березі Київського водосховища). Внаслідок руйнування Козаровицької дамби була затоплена значна територія заплави річки з меліорованими сільськогосподарськими угіддями та прилеглими домогосподарствами. Це значно погіршило якість води у той період [36; 54]. Подібна ситуація нині склалася й на притоках в межах колишнього Каховського водосховища. Водні об'єкти й гідротехнічна інфраструктура тут постійно знаходиться під тиском воєнних дій [89].

Іншим аспектом формування екологічного стану територій захисних масивів дніпровських водосховищ є антропогенний тиск, обумовлений зміною землекористування. Дослідження показують, що на узбережжі Канівського водосховища значно зросла кількість урбанізованих ландшафтів за рахунок забудови прибережних територій в околицях м. Києва [96]. Зуб Л.М. та ін. [30] на прикладі басейну р. Трубіж зазначають, що найбільш трансформованими є його нижні (гирлові) ділянки. Від 64 до 82% тут охоплюють агроландшафти. Однак, велику роль також відіграє й збільшення площі м. Переяслав. Подібна ситуація дещо менше проявляється в межах інших захищених масивів. Як правило, на цих територіях розміщується приватна та дачна забудова, а також бази відпочинку. Досить часто вони не обладнані каналізацією для відводу стічних вод, що додатково провокує забруднення поверхневих вод.

Нажаль, слід відмітити той факт, що наразі у відкритому доступі є досить обмежена кількість публікацій стосовно зміни біорізноманіття на таких територіях. Отже, основними сучасними екологічними проблемами на захищених масивах водосховищ дніпровського каскаду є: підтоплення територій, заболочування ґрунтів, прояви регіонального засолення й осолонцювання ґрунтового покриву, погіршення якості води, збільшення ступеня антропоїзації ландшафтів та обумовлений цим негативний вплив на довкілля (евтрофікація водойм, деградація ґрунтів тощо). Окрім того, внаслідок руйнування гідротехнічної інфраструктури відбувається й затоплення прилягаючих територій (наприклад, заплава р. Ірпінь).

1.3. Вплив тривалого затоплення внаслідок воєнних дій на заплавні території

Локальні затоплення територій, спричинені природними та антропогенними чинниками (інтенсивні зливи, танення снігу, прорив гребель, різкий підйом ґрунтових вод), є одними з найпоширеніших видів надзвичайних ситуацій. Хоча вони часто поступаються масштабним повеням за охопленням територій, їхній вплив на окремі екосистеми є досить руйнівним [121; 156]. За

тривалістю впливу паводків на довкілля виділяють короткострокове (від годин до 15-18 днів) [131; 133; 143] довготривале (понад 21 день) затоплення [130; 143].

При тривалому затопленні відбувається зміна заплавних ґрунтів в багатовекторному напрямку. Першочергово відбувається перехід від аеробних (окисних) до анаеробних (відновних) умов. В подальшому відбувається зміна фізико-хімічних, морфологічних та мікробіологічних показників [116; 140; 1469; 150; 152].

Заплава річки Ірпінь – це унікальний природний комплекс, в якому з весни 2022 року гідрологічний режим застави зазнав змін, викликаних руйнуванням Козаровицької дамби. Наслідком цього стало тривале затоплення цієї території водами Київського водосховища, що призвело до формування застійного водного режиму. У зоні впливу опинилися й значні площі органогенних ґрунтів, які раніше перебували в умовах змінного зволоження та осушення [44; 45; 85; 137].

Систематизації раніше опублікованих досліджень дала можливість виявити неузгодженості між різними науковими й офіційними статистичними джерелами щодо визначення площі затоплення в долині р. Ірпінь. Зокрема, існує певна незначна розбіжність в оцінках площ затоплення станом на березень 2022 року: за розрахунками Власової О., Шевченка А. та співавторів [163] площа вона становила 2370 га, за даними Ладики М. і Стародубцева В. [137] – близько 2500 га, тоді як Афанасьєв С. [113] оцінює її у 2800 га. Причинами таких розбіжностей можуть бути у методиках, застосованих для ідентифікації і обрахунку площ, критерії визначення меж затоплення, використання джерел даних, часовий період аналізу та просторова роздільна здатність супутникових знімків. За усередненими даними з цих джерел площа становила 2586 га. Власова О., Шевченкао А. та співавт. у свої публікації [163] зазначили, що з червня 2022 по травень 2023 р. площа скоротилася із 1913 до 1404 га.

Вагомий внесок у дослідження мілітарного впливу на заплавно-річкові комплекси України внесли Іванова Н. О., Дубняк С. С. та ін [32; 33]. На основі експедиційних даних 2023-2024 рр. нийм було проаналізовано трансформацію

басейну р. Ірпінь. Особливу увагу дослідники звернули на гідроморфологічні зміни русел та заплав внаслідок руйнування гідротехнічних споруд. Результати дослідження фіксують зниження класу якості гирлової частини Ірпеня до стану «сильно змінений».

Екологічні наслідки воєнних дій для довкілля і людей пов'язані, переважно, із погіршенням якості води внаслідок її забруднення [7; 89; 91; 103; 138]. В ірпінській долині була затоплена велика площа меліорованих ґрунтів, з яких потрапляли у воду агрохімікати, розчинна частина гумусу, продукти гниття рослинної маси із цих земель, тощо. Окрім того, відбувалося й забруднення води відходами життєдіяльності населення внаслідок підтоплення приватних домогосподарств, де розташовані вуличні сільські туалети, вигрібні ями з господарськими відходами, місця утримання худоби, свиней, птахів, що підтверджується даними мікробіологічного аналізу [82; 138]. Ще більш небезпечною було наявність в цій зоні поховань й скотомогильників.

Іншим фактором зниження якості водних ресурсів стало потрапляння розбитої і покинутої військової техніки агресора з паливом, технічними мастилами, боєприпасами і навіть тілами загиблих, уламками снарядів. Циганенко-Дзюбенко, Гандзюра та ін. [107] дослідили, що у штучних водних екосистемах с. Мошун (Київська обл.), де відбувалися активні бойові дії, у перше півріччя відмічено значні перевищення нормативних показників для поверхневих вод рибогосподарського та рекреаційного призначення таких важких металів як: Fe^{2+} , Mn^{2+} , Cu^{2+} , Al^{3+} . Донні відклади річки також містять значні концентрації, що підтверджує їх активну участь у біологічному кругообігу.

Дослідивши біорізноманіття новоствореної екосистеми затопленої заплави р. Ірпінь Прищеп М. і Коваленко Ю. [151], відзначили, що порівняно із довоєнним періодом (2021 р.) тут знизилася видове різноманіття макрофітів. У береговій зоні сформувалися нові рослинні асоціації за участю рогузу широколистого (*Typha latifolia*), осоки побережної (*Carex riparia*), лепешняка великого (або водяного) (*Glyceria maxima*), очерету звичайного (*Phragmites*

australis), ситнягу болотяного (*Eleocharis palustris*), які характерні для слабо проточних лентичних (озерних) гідрологічних умов. Безпосередньо у водоймі з'явилися чисельні острови, вкриті рогозом широколистим (*Typha latifolia*) та очеретом звичайним (*Phragmites australis*). Водночас загальне видове фіторізноманіття зазнало суттєвого скорочення.

Аналізуючи меліоровані території заплави річки Ірпінь, які постраждали внаслідок воєнних дій, Власова О.В., Шевченко А.М. та ін. [163], відзначили значне поширення перезволожених ділянок, а також заростання сільськогосподарських угідь чагарниковою рослинністю. Це підтверджує неспроможність функціонування дренажної мережі, зокрема в екстремальних умовах.

Як бачимо, існуючі наукові праці переважно зосереджені на локальних змінах доскілля, що зумовлює дефіцит комплексних, системних досліджень у цій сфері. Фрагментарність наявних даних не дозволяє повною мірою оцінити екологічні наслідки тривалого масштабного затоплення заплавної екосистеми р. Ірпінь.

1.4. Організація системи моніторингу за змінами довкілля (водного та наземного середовища) у басейнах середніх і малих річок

На сучасному етапі розвитку України екологічна ситуація характеризується високим рівнем напруженості та тенденцією до подальшого ускладнення. Інтенсивний антропогенний тиск на навколишнє природне середовище, нераціональне використання природних ресурсів, зростання обсягів забруднення, а також наслідки бойових дій істотно погіршують стан екосистем, створюють загрози для здоров'я населення, екологічної безпеки та сталого соціально-економічного розвитку держави. Особливо вразливими в цих умовах є басейни середніх і малих річок, які мають обмежений екологічний резерв стійкості та швидко реагують на будь-які зміни природного й антропогенного характеру [109].

У таких умовах система моніторингу, обліку та контролю за станом навколишнього природного середовища набуває визначального значення як один із ключових інструментів забезпечення екологічної та соціально-економічної безпеки держави. Зростання навантаження на довкілля, пов'язане зі зміною клімату, дефіцитом водних і земельних ресурсів, деградацією екосистем, накопиченням відходів та воєнною агресією, зумовлює необхідність своєчасного отримання достовірної інформації про стан природних компонентів. Це, у свою чергу, дозволяє приймати оперативні та науково обґрунтовані управлінські рішення у сфері охорони довкілля, водокористування та відновлення порушених територій [8, с. 74].

Нормативно-правовою основою функціонування моніторингу довкілля в Україні є Закон України «Про охорону навколишнього природного середовища» [72], яким передбачено створення та функціонування державної системи моніторингу довкілля, а також проведення систематичних спостережень за станом навколишнього природного середовища та рівнем його забруднення. Відповідно до законодавства, реалізація цих завдань покладається на Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України, інші центральні органи виконавчої влади, а також підприємства, установи та організації, діяльність яких може впливати на екологічний стан територій, зокрема у межах річкових басейнів.

Принципи організації та функціонування державної системи моніторингу довкілля визначені постановою Кабінету Міністрів України від 30 березня 1998 року № 391 [69], яка закладає основу для міжвідомчої взаємодії, комплексності спостережень та інформаційної сумісності даних. У межах цієї системи функції спостережень та інформаційного забезпечення виконують кілька суб'єктів, кожен із яких здійснює моніторинг окремих компонентів довкілля відповідно до своєї компетенції: Державна гідрометеорологічна служба (МНС України), Державна екологічна інспекція (Міндовкілля), Державний комітет водного господарства, Санітарно-епідеміологічна служба (МОЗ України) та Державна геологічна служба (Міндовкілля) [25].

Підсистема моніторингу водних ресурсів передбачає використання комплексу технічних засобів спостереження, до яких належать автоматизовані системи безперервного контролю, стаціонарні пункти спостережень, а також мобільні вимірювальні комплекси, зокрема розміщені на плавучих платформах. Такий підхід забезпечує регулярне та оперативне отримання інформації про стан водного середовища в різних просторових і гідрологічних умовах [53, с. 98].

Відповідно до вимог Порядку здійснення державного моніторингу вод, під час спостережень за морськими водами пріоритет надається застосуванню автоматизованих систем безперервного вимірювання. Їх використання дає змогу фіксувати динамічні зміни ключових показників якості води в режимі реального часу, мінімізувати вплив людського чинника та підвищити точність і репрезентативність отриманих даних [53, с. 98].

Застосування таких технічних рішень є особливо важливим у зонах інтенсивного антропогенного навантаження, прибережних районах, а також у місцях впливу гідротехнічних споруд, де параметри водного середовища можуть змінюватися у короткі проміжки часу (рис. 1.3).

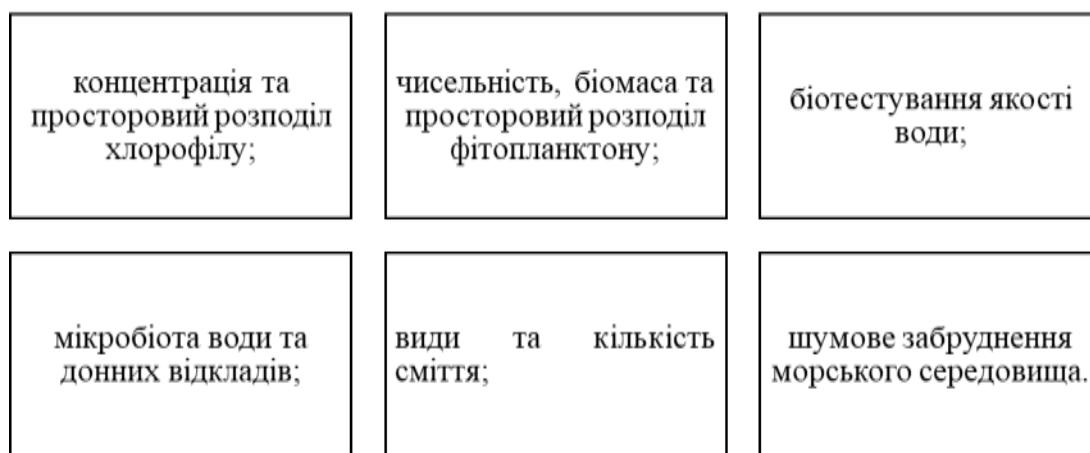


Рис. 1.3. Показники моніторингу вод (сформовано автором на основі [53])

У басейнах середніх і малих річок особливе значення має моніторинг водного середовища, який включає контроль гідрохімічного та гідробіологічного стану поверхневих вод. Спостереження за хімічним складом води, вмістом біогенних елементів, органічних речовин, важких металів, пестицидів та

радіонуклідів дозволяють оцінювати ступінь антропогенного навантаження та екологічний стан річкових екосистем. Біологічні дослідження, зокрема аналіз стану гідробіонтів, дають можливість виявляти довготривалі зміни у водних угрупованнях, які не завжди фіксуються лише фізико-хімічними показниками [108, с. 40].

Важливою складовою системи моніторингу є також контроль стану підземних вод, які відіграють значну роль у формуванні водного балансу малих річок і часто використовуються як джерела питного водопостачання. Оцінка рівнів залягання підземних вод, їх геохімічного складу та вмісту небезпечних домішок є необхідною для запобігання деградації водних ресурсів і забезпечення санітарно-гігієнічної безпеки населення [108, с. 40].

Моніторинг наземного середовища у басейнах середніх і малих річок спрямований на оцінку стану земель водозбору та характеру їх використання. Особливу увагу приділяють процесам водної та вітрової ерозії, втраті родючості ґрунтів, заболочуванню, засоленню, а також забрудненню ґрунтів пестицидами, важкими металами й радіонуклідами. Саме стан земель водозбору визначає інтенсивність поверхневого стоку, надходження забруднювальних речовин у річкову мережу та загальну екологічну ситуацію в басейні.

Окремим напрямом моніторингу є спостереження за станом атмосферного повітря в межах річкових басейнів, зокрема оцінка обсягів і складу викидів забруднювальних речовин та їх впливу на екосистеми й населення. Для малих річкових басейнів характерною є тісна взаємодія між повітряним, наземним і водним середовищами, що зумовлює необхідність інтегрованого підходу до оцінки екологічних ризиків [108, с. 40].

Значну роль у системі моніторингу басейнів середніх і малих річок відіграє також оцінка еколого-меліоративного стану зрошуваних і осушуваних земель, а також прилеглих до них територій. Меліоративні заходи суттєво змінюють гідрологічний режим, водний баланс і якість води, що може мати як позитивні, так і негативні наслідки для річкових екосистем [108, с. 40].

Отже, моніторинг басейнів середніх і малих річок України є невід’ємною складовою державної системи моніторингу довкілля. Його ефективність визначається комплексністю спостережень, міжвідомчою координацією та здатністю системи забезпечувати своєчасне отримання інформації для прийняття управлінських рішень, спрямованих на збереження й відновлення екологічного стану річкових басейнів в умовах зростаючих природних і антропогенних викликів.

1.5. Управління водозбірними площами середніх і малих річок в умовах сучасного антропогенного впливу та кліматичних змін

Сучасне управління водозбірними площами середніх і малих річок ґрунтується на розумінні річкового басейну як цілісної природно-господарської системи, у межах якої формуються водні ресурси, відбуваються процеси їх трансформації та реалізується антропогенний вплив. Для басейну Дніпра, де переважна частина приток належить саме до категорії середніх і малих річок, ефективне управління водозбірними площами набуває ключового значення для збереження водного балансу, екологічної стійкості та водної безпеки регіонів [34].

У цих умовах стратегічне управління водозбірними площами басейну Дніпра реалізується на основі басейнового принципу, закріпленого у водному законодавстві України та імплементованого через розроблення планів управління річковими басейнами. Ключовим програмним документом у цьому контексті є План управління річковим басейном Дніпра на 2025–2030 роки, який визначає довгострокові цілі, пріоритети та комплекс заходів, спрямованих на досягнення доброго екологічного стану поверхневих і підземних вод [28; 64].

ПУРБ Дніпра охоплює всю територію водозбору, включно з головними річковими суббасейнами– Верхнього Дніпра і Десни, Середнього та Нижнього Дніпра, а також притокою Прип’яттю – і містить узгоджений перелік заходів щодо зменшення антропогенних тисків, покращення якості вод, відновлення гідроморфологічних умов та підтримання екологічних функцій водної мережі. У

документі для кожного з суббасейнів передбачено комплексні програми заходів, що охоплюють гідрологічні, гідрохімічні, біологічні та ландшафтні аспекти, а також адаптацію до кліматичних змін [64].

Стратегічна екологічна мета ПУРБ Дніпра полягає у досягненні і підтриманні «доброго стану» поверхневих і підземних водних об'єктів, що відображає європейський підхід до оцінки екологічного стану та відповідає міжнародним зобов'язанням України в рамках Угоди про асоціацію з ЄС. Це передбачає створення умов для стабільного водного балансу, відновлення природних гідрологічних функцій, мінімізації забруднення та підтримання біорізноманіття.

У контексті сучасних змін клімату, передбачених Планом управління, особлива увага приділяється адаптації водозбірних систем до зростання частоти екстремальних гідрометеорологічних явищ (посух, паводків), що є одним із найбільш істотних викликів для середнього та малих приток Дніпра. Це включає оптимізацію використання водних ресурсів, удосконалення гідрологічних мереж моніторингу та моделювання стоку для прогнозування наслідків змін клімату.

Важливою складовою ПУРБ Дніпра є інтегроване управління антропогенними навантаженнями, зокрема скорочення надходження забруднюючих речовин органічного та неорганічного походження, обмеження деградації прибережно-захисних смуг, регулювання стоків із сільськогосподарських угідь та промислових об'єктів. Комплекс заходів також спрямований на управління гідроморфологічними змінами, включно з відновленням природних меандрів, заплав і водно-логових лугов, що сприяє покращенню умов існування гідробіоти та зменшенню ерозійних процесів [64].

Крім того, документ визнає важливість врахування впливу воєнних дій на водні екосистеми, зокрема руйнування гідротехнічних споруд та сукупні наслідки цих надзвичайних ситуацій для якості і кількості водних ресурсів. ПУРБ передбачає заходи з оцінки та відновлення таких порушених ділянок, що є критично важливими для довгострокової екологічної стабільності басейну.

План управління також містить положення щодо моніторингу реалізації своїх заходів, включаючи встановлення орієнтовних індикаторів якості вод, критеріїв оцінки досягнення поставлених цілей і механізмів звітності. Це важливо для інтегрованого підходу до оцінки ефективності реалізації стратегії управління і коригування заходів на основі зібраних даних моніторингу. Система управління цими планами будується на принципах басейнового підходу – признанні річкового басейну як функціональної одиниці природного середовища, у межах якої необхідно координувати діяльність різних управлінських структур, наукових установ, місцевого самоврядування і громадських ініціатив. Такий підхід забезпечує більш скоординоване і результативне управління водними ресурсами, що враховує не лише кількісні, але й якісні аспекти стану вод і пов'язаних екосистем у всій мережі басейну Дніпра [64].

Особливу увагу в зазначеному Плані приділено саме середнім і малим річкам як найбільш уразливим елементам гідрографічної мережі. Управління їх водозбірними площами розглядається як базовий інструмент покращення стану всієї річкової системи Дніпра. Стратегічні підходи передбачають зниження дифузного забруднення з водозборів, оптимізацію структури землекористування, відновлення прибережно-захисних смуг, заплав і водно-болотних угідь, що відіграють важливу роль у регулюванні стоку та утриманні поживних речовин [64].

ПУРБ Дніпра на 2025–2030 роки становить собою сучасний комплекс заходів, спрямований на посилення інтегрованого управління водозбірними площами, зниження негативного впливу антропогенних факторів, адаптацію до кліматичних змін і підтримання екологічної якості водних ресурсів у басейні Дніпра на довгострокову перспективу.

Ще одним важливим нормативним документом є Водна стратегія України, яка формує довгострокову нормативно-стратегічну основу управління водними ресурсами країни, що спрямована на інтеграцію екологічних, соціально-економічних та технічних аспектів збереження, використання і відтворення водних ресурсів [12]. Документ відображає підходи, близькі до

міжнародної концепції *Integrated Water Resources Management* (IWRM), де водозбірна територія розглядається як базова одиниця управління, а не лише окремі водні об'єкти.

У стратегії підкреслюється, що водні ресурси повинні бути захищені від деградації та надмірного антропогенного навантаження, що особливо актуально для середніх і малих річок, де ефекти антропогенного впливу (сільське господарство, промислові стоки, урбанізація) проявляються швидко й локально, призводячи до різкого погіршення якості води, втрати нерестовищ, змін гідрологічного режиму та деградації біоценозів.

Стратегія виокремлює такі напрями, що безпосередньо пов'язані із проблематикою середніх і малих річок [12]: забезпечення екологічної цілісності гідросфери, тобто підтримка природних фізичних і біологічних процесів, що підтримують функціонування річкових екосистем; моніторинг та оцінювання якості води, який має охоплювати системи невеликих річок, де зміни часто відбуваються швидше і мають сильніший локальний вплив; управління ризиками повеней і посух, що набуває дедалі важливішого значення у зв'язку зі змінами клімату (зокрема в межах регіонів із нестійкою гідрологією, характерною для малих водозборів); попередження деградації водозбірних територій, що прямо стосується підтримання природоохоронних смуг, ерозійного контролю та заходів, спрямованих на обмеження дифузного забруднення (азот, фосфор, пестициди), що є одними з основних чинників погіршення стану малих річок згідно з науковими джерелами.

Водна стратегія створює нормативну платформу для таких комплексних підходів, встановлюючи цілі щодо зменшення антропогенного навантаження, збереження водозбірних територій і підвищення екологічної стійкості річкових систем.

Варто зазначити і про важливість Основних засад (стратегії) державної екологічної політики України на період до 2030 року (Закон України № 2697-VIII від 28 лютого 2019). Цей закон визначає загальні принципи реалізації державної екологічної політики, спрямованої на збереження природного середовища, відтворення довкілля та забезпечення екологічної безпеки. Хоча

документ не присвячений виключно водним ресурсам, він задає широку екологічну рамку, в межах якої водозбірні території середніх і малих річок розглядаються як складові природних екосистемних комплексів, що вимагають захисту та відтворення [56].

Закон підкреслює пріоритети щодо збереження біорізноманіття, підтримання екологічної рівноваги, запобігання деградації природних угруповань та екосистем. У контексті водозбірних територій це означає, що заходи на рівні водних басейнів одночасно повинні вирішувати екологічні задачі щодо стабілізації ґрунтів, зменшення ерозійних процесів, підтримання природних ландшафтних мозаїк та збереження широкого спектру таксонів – від водних безхребетних до риб і прибережних амфібій. Наукові дослідження підтверджують, що цілісність водозбірної території є ключовим чинником підтримки екологічної стійкості водотоків: порушення прибережних захисних смуг і заплав у малих річок пов’язане зі скороченням чисельності чутливих видів, зниженням біорізноманіття та посиленою ерозією.

Стратегія також підкреслює важливість оцінки впливу на довкілля (ОВД) для проєктів, що можуть мати істотний вплив на екосистеми. Це важливо для малих і середніх річок, де локальні проєкти (будівництво споруд, зміна землекористування, створення штучних водойм) можуть мати непропорційно великий екологічний вплив у порівнянні з великими річковими системами, оскільки вони мають високу питому чутливість до змін режиму стоку, гідрології та якості води. Стратегія встановлює нормативно-правовий фундамент екологічної політики, на якому можливо формувати практичні механізми реалізації водної політики, особливо у поєднанні з водною стратегією та Цілями сталого розвитку. Закон вимагає, щоб охорона водних ресурсів не була фрагментарною, а була частиною загальної екологічної політики, що включає збереження земель, відтворення біорізноманіття і оцінювання ризиків для природних середовищ, а не лише для окремих водних об’єктів.

Цілі сталого розвитку України на період до 2030 року (Указ Президента України № 722/2019) [74] – адаптує глобальні Цілі сталого розвитку до національного контексту, формулюючи ключові орієнтири державної політики

щодо води, довкілля, економічного і соціального розвитку» [88]: забезпечення доступу до безпечної води і санітарії, що передбачає не лише водопостачання для людей та господарства, але й якість поверхневих водних об'єктів, у тому числі малих річок, які часто є джерелами водопостачання локального масштабу; збереження та стале використання водних екосистем, що включає охорону та відновлення річкових і прибережних екосистем; стійке використання земельних ресурсів та екосистемне управління, що передбачає підтримання їхньої продуктивності, збереження біорізноманіття та зменшення деградації середовищ, у тому числі водозбірних територій малих річок. Вони також підкреслюють важливість інституційних механізмів, участі громадськості, прозорості даних і ефективної системи моніторингу, що відповідає науковим вимогам щодо відкритих даних про якість води, стан біоти, гідрологічні режими та антропогенні тиски.

Узагальнення положень проаналізованих документів показує, що Україна поступово формує стратегічну та законодавчу базу для інтегрованого, адаптивного та екологічно орієнтованого управління водними ресурсами, де середні і малі річки, що традиційно були недостатньо увагою охоплені, визнаються невід'ємною частиною водного ландшафту.

Водна стратегія до 2050 року створює довгострокову рамку, в якій інтегроване управління водозбірними територіями є основою для збалансованого використання водних ресурсів. Закон про державну екологічну політику до 2030 року визначає екологічні пріоритети, що інтегруються у водне управління та охорону природних середовищ. Указ щодо Цілей сталого розвитку визначає ціннісні орієнтири, що включають забезпечення якості води, збереження водних екосистем та адаптацію до кліматичних викликів.

Це забезпечує нормативну основу для науково обґрунтованого управління водозбірними територіями середніх і малих річок в умовах сучасних антропогенних навантажень та кліматичних змін, де комплексні підходи до якості води, режиму стоку, біорізноманіття та багатоцільового використання водних ресурсів стають стратегічними пріоритетами державної політики України на найближчі десятиліття.

Висновки до розділу 1

1. Аналіз наукових джерел та систематизація наявних даних засвідчили, що сучасні дослідження екологічного стану захищених масивів у долині Дніпра мають переважно фрагментарний характер. Вони здебільшого зосереджені на окремих компонентах довкілля та екологічних індикаторах і характеризуються обмеженим просторово-часовими охопленням. Основна частина досліджень присвячена прибережним територіям Київського, Канівського та Кременчуцького водосховищ, тоді як ділянки в межах Кам'янського і Каховського залишаються недостатньо вивченими у зв'язку з обмеженістю актуальних даних та неможливістю проведення систематичних польових досліджень в регіоні з воєнними діями.

2. Встановлено дефіцит комплексних наукових досліджень, спрямованих на оцінювання трансформації річково-заплавних екосистем, які зазнали масштабного антропогенного впливу внаслідок воєнних дій. Наявні публікації переважно висвітлюють окремі аспекти змін природного середовища та мають вузькоспеціалізований характер. Зокрема, для затопленої долини річки Ірпінь, дослідження були зосереджені на трансформації геоморфологічного стану річки, змінах якості води та її біоіндикаційних характеристиках, динаміці біорізноманіття макрофітів, іхтіофауни річки й орнітофауни, а також на впливі затоплення на меліоративні системи й раніше осушені території. Це обумовлює необхідність розроблення інтегрованих методичних підходів до оцінювання наслідків тривалого затоплення річкових долин.

3. Виявлено, що існуючі підходи до екологічної оцінки трансформованих річково-заплавних систем недостатньо враховують сучасний європейський досвід, зокрема аналітичні інструменти DPSIR та SWOT–TOWS. Адаптація та застосування цих моделей є ключовими елементами для розроблення комплексної природоорієнтованої стратегії екологічного управління територіями на засадах сталого розвитку.

РОЗДІЛ 2. ПРОГРАМА, УМОВИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

2.1. Алгоритм дослідження

Наукове дослідження проводилося відповідно до мети і поставлених завдань. На рис. 2.1 представлено алгоритм виконання дисертаційної роботи.

На початковому етапі було здійснено літературний та патентний пошук опублікованих наукових джерел щодо трансформації річкових заплавної екосистем внаслідок регулювання річкового стоку та антропогенного навантаження, існуючих інструментів розроблення стратегій управління антропогенно-змінених екосистем та сформовано концепцію дослідження екологічних наслідків затоплення долини річки Ірпінь.



Рис. 2.1. Алгоритм виконання основних етапів дисертаційного дослідження

На наступному етапі охарактеризовано місце та умови проведення досліджень, обґрунтовано методологію та узгоджено методи дослідження,

підібрано супутникові знімки та здійснено польові експедиційні дослідження. Виїзд безпосередньо в зону затоплення долини р. Ірпінь дав можливість здійснити рекогніціювання території із фактичним уточненням меж затоплення та візуально оцінити динаміку змін, які відбуваються в цій екосистемі та відібрати проби води для подальшого аналізу.

На третьому етапі здійснювали аналіз та систематизацію відкритих даних дистанційного зондування Землі з використанням супутникових знімків Sentinel-2B L2A MSI в різних спектральних діапазонах та радарних знімків Sentinel-1 SAR. На їх основі обраховано індекси водної поверхні MNDWI (*Modified Normalized Difference Water Index*) і вегетаційний індекс NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) за якими визначено площі затоплення у різні часові періоди: 23.03.2022, 05.05.2022, 25.08.2022, 01.11.2022, 15.08.2023, 27.08.2024, 29.08.2025 р.

Також з використанням даних ДЗЗ здійснено моніторинг прояву процесів евтрофікації у новоствореній акваторії. Зокрема, обчислено індекс каламутності NDTI (*Normalized Difference Turbidity Index*), індекс поверхневого цвітіння водоростей SABI (*Surface Algal Bloom Index*), вміст хлорофілу-а та встановлено трофічний статус водойми (TSI).

Аналіз змін земного покриття проводили з використанням супутникових знімків в періоди максимальної вегетації – 25.08.2022 р. та 29.08.2025 р. Для кожного строку досліджень у програмному геоінформаційному середовищі QGIS здійснено керовану класифікацію із виділенням семи класів земного покриття: 1) вода; 2) дороги і будівлі; 3) деревно-чагарникова рослинність з інтенсивною вегетацією; 4) деревно-чагарникова рослинність з низькою вегетацією; 5) землі без рослинного покриття; 6) підтоплені ділянки та 7) землі з рослинним покриттям. Після цього було проаналізовано зміни (*change detection*) між цими двома строками методом крос-класифікації. Дані валідувалися під час польових експедиційних виїздів.

Для характеристики змін гідрологічного режиму нижньої частини долини річки Ірпінь внаслідок руйнування Козаровицької дамби використано офіційну

статистичну інформацію щодо водогосподарської обстановки Басейнового управління водних ресурсів середнього Дніпра.

Потенційну трансформацію ґрунтового покриву прогнозували з використанням методу генетичних рядів, який використовують в ґрунтознавстві для оцінки еволюції ґрунтів при зміні факторів зовнішнього середовища. За основу брали ґрунтові відміни, сформовані в заплаві. Базою даних слугувала відкрита цифрова кадастрова карта з наявним векторним шаром шифрів агровиробничих груп ґрунтів, які в подальшому інтерпретувалися згідно з додатками 2-75 до Порядку ведення Державного земельного кадастру.

Вивчення зміни якості води внаслідок затоплення проводили за результатами аналітичних вимірів показників, здійснених в сертифікованих лабораторіях. На основі отриманих даних розраховано комплексний екологічний індекс якості води й встановлено відповідність її якості для рибогосподарських потреб.

На заключному етапі з використанням моделі DPSIR встановлено причинно-наслідкові зв'язки між екологічним станом, антропогенним навантаженням та відгуком екосистеми на зміну гідрологічних умов внаслідок затоплення долини річки. Результати доповнено інструментами стратегічного аналізу SWOT та TOWS, що дозволило перейти від оцінювання до розроблення конкретних тактичних дій. Комплексне поєднання цих підходів стало підґрунтям для вибору оптимальної концепції керованого затоплення, як основи для подальшого управління заплавною екосистемою на засадах сталого розвитку, що поєднує екологічні, соціальні й економічні аспекти.

2.2. Характеристика умов та території дослідження

2.2.1. Умови проведення досліджень

Дослідження проводилися в межах нижньої частини долини річки Ірпінь, що зазнала найбільшого впливу затоплення у 2022 році (рис. 2.2). При цьому враховували природні особливості території, динаміку гідрорежиму, особливості

господарського використання й характер антропогенного навантаження на ці площі [97].

Для вивчення трансформації затопленої заплавної екосистеми р. Ірпінь використано комплексний підхід, що поєднав польові експедиційні та лабораторно-аналітичні дослідження, використання матеріалів дистанційного зондування Землі та їх аналіз із застосуванням геоінформаційних технологій. Це дозволило проаналізувати просторово-часові зміни та встановити основні вектори трансформації природного середовища під впливом тривалого затоплення.

Вибір пунктів спостережень за динамікою затоплення здійснено нами з урахуванням різних умов антропогенного впливу. Так, точка Т.1 розташована в околицях с. Червоне (Бучанський р-н, Київська обл.). Станом на листопад 2022 р. тут простежувалися залишкові наслідки затоплення, оскільки вода в лютому-березні майже досягла с. Мощун. Упродовж 2023–2025 р. ця ділянка характеризувалася як типова заплава з річкою в природному стані. Точка Т.2 (околиці с. Синяк) знаходиться у верхній вузькій частині затоплення. Точки Т.3 і Т.4 (околиці с. Демидів) – у середній частині, а Т.5 – у нижній пригирловій (придамбовій) частині заплави. Точка Т.6 локалізується у зоні підтоплення приватних садиб (рис. 2.2). Їх характеристику подано в таблиці 2.1.

Польові експедиційні дослідження тривали з листопада 2022 року й до вересня 2025 р. Зокрема польові обстеження території відбулися: 19.11.2022 р., 03.01.2023 р., 23.08.2023 р., 23.11.2023 р., 15.03.2024 р., 26.06.2024 р., 27.04.2025 р. та 20.09.2025 р. Це дало можливість простежити сезонну і багаторічну динаміку трансформації заплавної екосистеми.

Водночас тут відбирали й проби води, що дало можливість проаналізувати різні ступені віддаленого впливу воєнних дій та супутнє антропогенне навантаження на екосистему річки Ірпінь в межах Київської області. Для порівняння та оцінки зміни якості води використано середньорічні дані державного моніторингу якості поверхневих вод р. Ірпінь (гідрохімічний пост у с. Гостомель, 28 км, вплив р. Буча) за період 2020-2023 рр. (точка 1К на

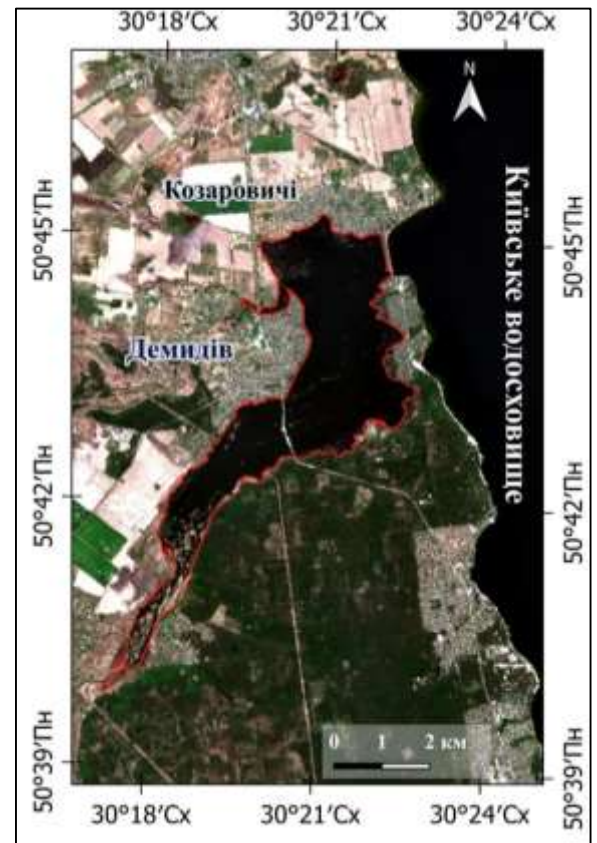


Рис. 2.2. Просторове розміщення басейну р. Ірпінь на карті України та території дослідження із пунктами відбору проб поверхневих вод (1К – пункт державного моніторингу якості води на р. Ірпінь, с. Гостомель; 2К – набережна м. Ірпінь поблизу ж/д мосту; 1 – с. Червоне; 2 – околиці с. Синяк; 3 – околиці с. Демидів; 4 – околиці с. Демидів (котеджне містечко); 5 – с. Козаровичі, поблизу Козаровицької дамби; 6 – с. Демидів, підтоплені садиби) [46]

картосхемі, рис. 2.2) (табл. 2.1). Інформацію отримано із фонду інформаційно-довідкової та нормативної літератури Галузевого державного архіву матеріалів гідрометеорологічних спостережень Державної служби з надзвичайних ситуацій України Центральної геофізичної обсерваторії ім. Бориса Срезневського [16-19]. Окрім того, у 2024 р. здійснено відбір проби води у районі набережної м. Ірпінь (точка 2К), де в заплаві спостерігали наслідки обстрілів території.

Таблиця 2.1

Характеристика пунктів спостережень

Назва	Місцезнаходження	Координати	Характеристика умов
1	2	3	4
Пункти досліджень та відбору проб води в зоні затоплення			
T.1	С. Чевоне (Бучанський р-н, Київська обл.)	50°39'52.2"N 30°16'51.1"E	р. Ірпінь, русло в природному стані, наявні зруйновані ГТС. Станом на листопад 2022 р. – залишкові наслідки затоплення.
T.2	Пн.-Сх. околиці с. Синяк (Бучанський р-н, Київська обл.)	50°40'56.2"N 30°18'07.4"E	Верхня частина зони затоплення, глибиною 0,4–0,6 м. На відстані 15-20 м поле (2025 р. – кукурудза, 2023 р. – соняшник)
T.3	околиці с. Демидів (Вишгородський р-н, Київська обл.)	50°41'47.0"N 30°18'22.8"E	Затоплена заплава, яка активно використовувалася в с.-г. для вирощування культур. Товща води 0,7-1,0 м. На відстані 100 м поле.
T.4	околиці с. Демидів (котеджне містечко) (Вишгородський р-н, Київська обл.)	50°42'27.2"N 30°18'57.5"E	Затоплена заплава, яка активно використовувалася в с.-г. для вирощування культур. Додатковий антропогенний вплив котеджного містечка. Товща води 0,7-1,5 м. На відстані 15–20 м будинки.
T.5	с. Козаровичі, Козаровицька дамба (Вишгородський р-н, Київська обл.)	50°45'06.7"N 30°21'49.7"E	Затоплена заплава. Глибина затоплення у 2022 р. – до 5 м, у 2024–2025 рр. – 3 м. До затоплення заплавні площі тут використовувалися як луки, пасовища, городи.

1	2	3	4
T.6	с. Демидів, (вул. Садова) (Вишгородський р-н, Київська обл.), підтоплені садиби	50°43'37.0"N 30°20'35.8"E	Підтоплена територія зі сторони приватних садиб. Вода постійно відкачується помпами.
Контрольні пункти якості води			
2К	м. Ірпінь	50°30'43.39"N 30°15'30.26"E	Набережна м. Ірпінь, поблизу залізничного мосту
1К	Державний пункт моніторингу якості води на р. Ірпінь (с. Гостомель)	50°33'05.51"N 30°17'06.61"E	28 км від гирла р. Ірпінь. Розташований приблизно за 6 км нижче за течією від нашого пункту 1К

Проби води відібрано у трикратній повторності відповідно до ДСТУ ISO 5667-6:2009 та ДСТУ ISO 5667-14:2005 [22; 23]. Їх подальші лабораторно-аналітичні дослідження виконано у сертифікованих лабораторіях: центральній випробувальній лабораторії АТ «Науково-дослідний інститут радіаційного захисту (ІРЗ) Академії технологічних наук України» (протоколи випробувань № ПВ-3408-Інд, № ПВ-3409-Інд, № ПВ-3410-Інд від 08.01.2023 від 12.01.2023 р.; № ПВ-4395-Б, № ПВ-4396-Б, № ПВ-4397-Б, № ПВ-4398-Б від 30.08.2023; № ПВ-4844-Б, № ПВ-4845-Б, № ПВ-4846-Б, № ПВ-4847-Б, № ПВ-4848-Б від 29.11.2023 р.; № ПВ-5318-Б, № ПВ-5319-Б, № ПВ-5320-Б, № ПВ-5321-Б, № ПВ-5322-Б, № ПВ-5323-Б від 25.03.2024 р., № ПВ-6943-Б, № ПВ-6944-Б, № ПВ-6945-Б, № ПВ-6946-Б, № ПВ-6947-Б, № ПВ-6948-Б від 05.05.2025 р.); ТОВ «Укрхіманаліз» (сертифікати аналізу № 12793/1, 12793/2 та 12793/3 від 05 липня 2024 р.). В подальшому на основі отриманих результатів гідрохімічного складу води здійснено комплексну екологічну оцінку якості води за відповідними категоріями.

2.2.2. Характеристика території дослідження

Середня річка Ірпінь є правою притокою Дніпра довжиною 162 км. Її басейн розташований у межах Житомирщини (Бердичівський і Житомирський райони) та Київщини (Бучанський, Фастівський і Вишгородський райони). Загальна площа водозбору налічує 3340 км² або 334 тис. га (див. рис. 2.2).

Долина річки має коритоподібну форму шириною до 4 км й глибиною до 40 м. Річка впадає у Київське водосховище, яке на 5-8 м (залежно від наповнення) вище за відмітки висот заплави. З метою захисту цієї території від затоплення водосховищем у гирловій частині побудовано захисний масив «Захист заплави р. Ірпінь» площею 2,5 тис. га. Основними гідротехнічними спорудами його є Козаровицька дамба і збудована в її тілі Ірпінська насосна станція, яка перекачує воду з річки [104].

Річкова заплава шириною до 1,5 км, осушена. Тут у 1947-1954 рр. створено Ірпінську осушувально-зволожувальну меліоративну систему загальною площею 8,2 тис. га, яка була реконструйована у 1979-1981 рр. Площа сільськогосподарських угідь у її межах становила 7,4 тис. га.

Двостороннє регулювання водного режиму території забезпечувалося шляхом інфільтрації води з відкритих каналів та підгрунтового зволоження через систему закритого дренажу. Проте впродовж останнього десятиріччя внаслідок кліматичних змін й дефіцитом вологи в ґрунті спостерігається переосушення верхніх шарів, особливо на торфовищах. Це спричинило зростання пожежної небезпеки у літньо-осінній період: дедалі частіше почали проявлятися пожежі на торфовищах заплави [36].

Річка має змішаний режим живлення. Середньорічна витрата води складає 7,6 м³/с, а об'єм водного стоку – 0,24 км³. Для ірпінської води у період весняної повені характерними середніми значеннями загальної мінералізації води є 295 мг/дм³, у період літньо-осінньої межені – 450 мг/дм³, а зимової межені – 459 мг/дм³ [104].

Найтеплішим місяцем є липень із середньобогаторічною температурою +19,5 °С. Однак також в окремі роки відмічено її коливання від +17,5 до +23 °С. Найхолоднішим місяцем є січень із середньобогаторічною температурою -5,8 °С. Проте, зафіксовано її відхилення від -0,2 до -14,5 °С. Тривалість безморозного періоду 115-148 днів [29].

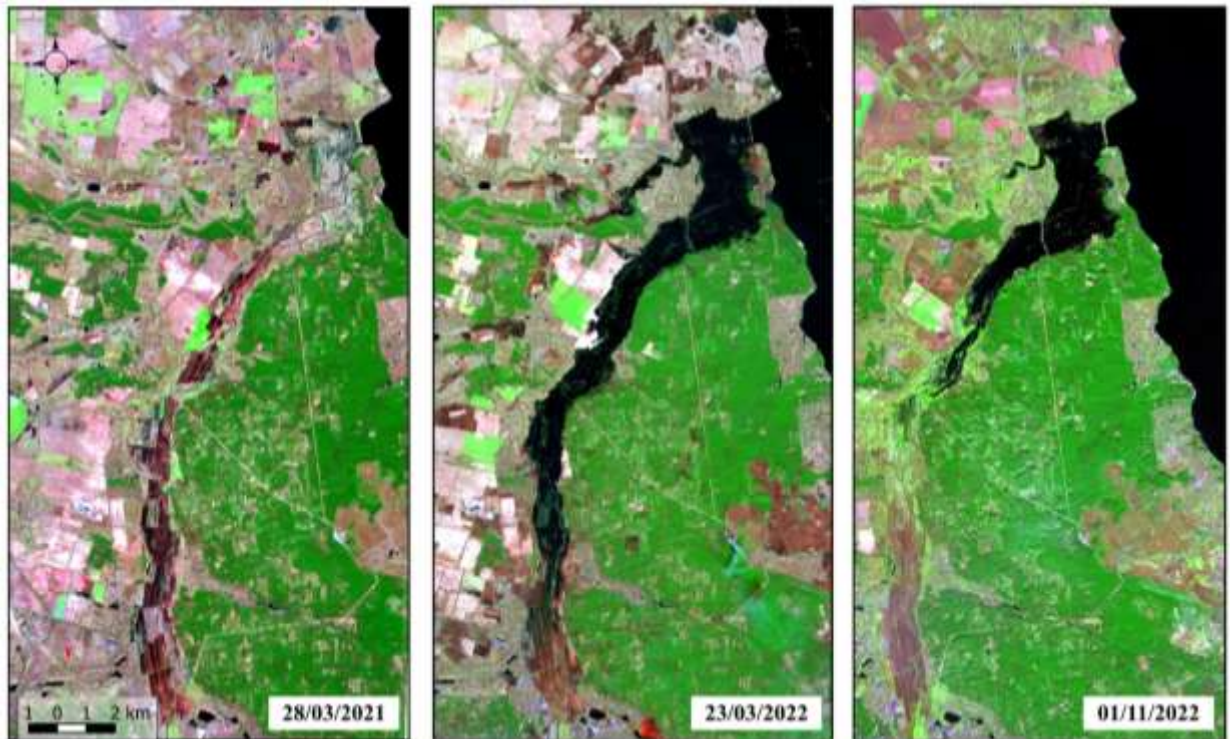


Рис. 2.3. Територія долини річки Ірпінь до (2021 р.) та після затоплення (2022 р.) внаслідок підриву Козаровицької дамби (ESA, Sentinel-2 L2A, композит SWIR)

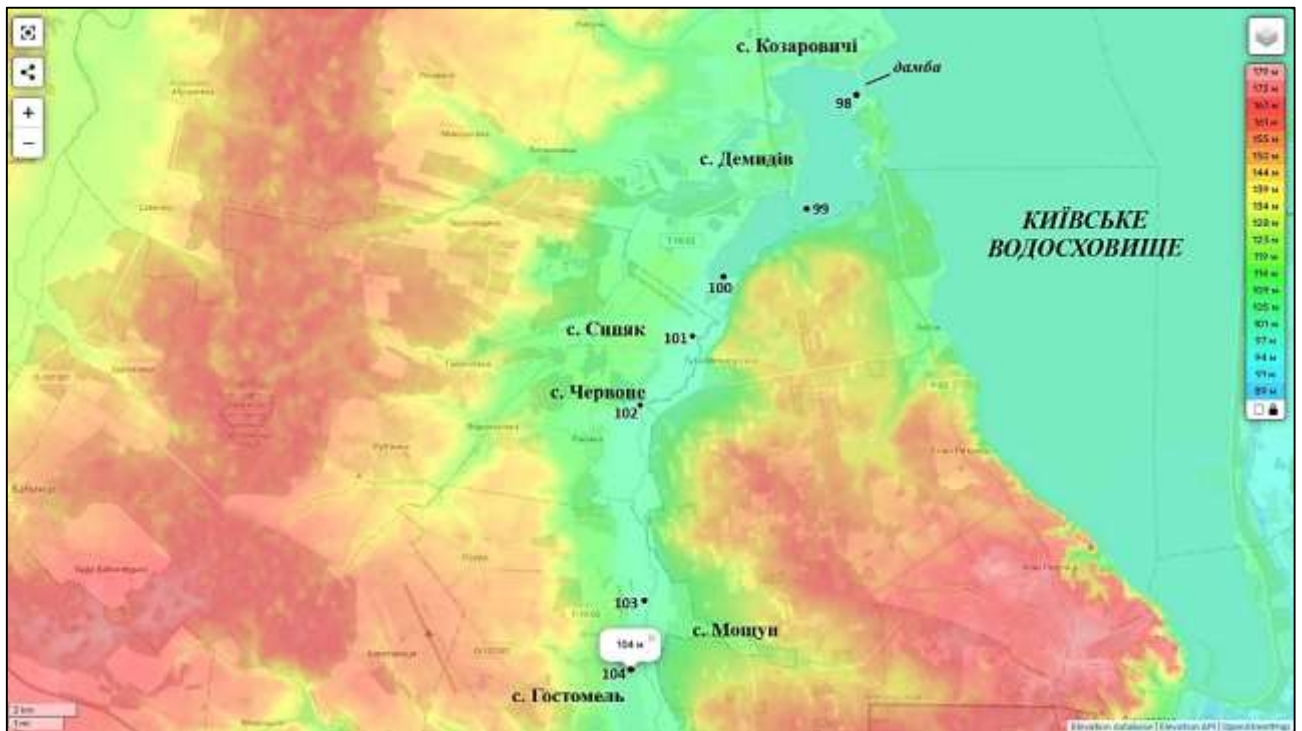


Рис. 2.4. Топографічні особливості долини р. Ірпінь (власна розробка на основі [93])

Середньорічна сума кількості опадів коливається від 527 до 645 мм за рік. Найбільше їх випадає в теплу пору року з червня по вересень. Характерними для області є літні зливи і грози. Найменше опадів спостерігається в зимову пору року – в січні та лютому [29].

Порівняно із лівобережною частиною області, клімат правобережжя є теплішим і м'якшим. У північній частині Київщини клімат вологіший, а кількість опадів часто перевищує 650 мм. Середньорічна температура сягає $+7^{\circ}\text{C}$ [29].

На формування місцевого мікроклімату дуже сильно впливає акваторія Київського водосховища. При антициклонах влітку тут спостерігаються потужні і регулярні бризові циркуляції. На берегах водосховища на 50-70% підвищилася швидкість вітру. Відмічено, що влітку над акваторією водосховища повітряні потоки охолоджуються, що призводить до формування інверсійного профілю температури. У зв'язку з цим зменшується сума опадів [29].

Найближчою до зони затоплення є метеостанція «Вишгород». Нами проаналізовано середньомісячні температури за 2020-2025 рр. (додаток А, рис. А.1) та встановлено, що середньобогаторічна літня температура становила $+22,0^{\circ}\text{C}$, а зимова – $-0,1^{\circ}\text{C}$. Найжаркішими місяцями в цей період були липень та серпень з діапазонами температур $+22 - +25^{\circ}\text{C}$. Найхолоднішими – січень та лютий із показниками $-2,2 - -4,5^{\circ}\text{C}$. Порівнюючи із середньобогаторічними значеннями по області бачимо, що в останні роки літня температура є вищою за ці значення на $1,5^{\circ}\text{C}$, що відповідає трендам зміни клімату в розрізі України і Світу. Також відмітили, що зими стають теплішими.

Річна сума опадів за 2020–2025 рр. (додаток А, рис. А.2) варіювала від 472 до 569 мм за рік. Ці значення є нижчими за середньобогаторічні показники суми опадів по області, що свідчить про тенденцію зміни зволоження досліджуваної території.

Отже, на формування мікроклімату зони затоплення значною мірою впливають близькість Київського водосховища, значні площі затоплення, та кліматичні зміни в цілому. Площа водного дзеркала водосховища та заболочені

території сприяють підвищенню вологості повітря та пом'якшенню температурних коливань у цьому регіоні.

2.3. Методи дослідження

Для досягнення мети застосовано міждисциплінарний міждисциплінарний підхід, якщо поєднав польові експедиційні дослідження, відбір та лабораторні дослідження води, дистанційне зондування Землі, геоінформаційний і статистичний аналіз, а також комплексну оцінку якості води за блоковими індексами. Для виявлення чинників зміни екологічного стану, джерел забруднення та обґрунтування природоорієнтованих заходів використано інструменти екологічного менеджменту й стратегічного аналізу (DPSIR, SWOT, TOWS).

2.3.1. Методи геопросторового аналізу на основі дистанційного зондування Землі (ДЗЗ)

Для аналізу використано відкриті радарні та мультиспектральні космічні знімки Sentinel-1 SAR та 2 Sentinel-2B L2A MSI, завантажені з веб-сайту Copernicus Browser Європейського космічного агентства (ESA) (<https://browser.dataspace.copernicus.eu/>). Для знімків Sentinel-2B застосовано критерій хмарності менше 10%. Усі дані комплектувалися в єдиній координатній системі WGS84/UTM 36N EPSG: 32636.

У залежності від завдання було підібрано та завантажено відповідні супутникові знімки у різних мультиспектральних діапазонах, які відповідали вище зазначеним критеріям:

- для визначення динаміки площі затоплення – 23.03.2022, 05.05.2022, 25.08.2022 та 01.11.2022, та 15.08.2023, 27.08.2024 та 29.08.2025 р.
- для виявлення змін земного покриву – 25.08.2022 і 29.08.2025 р.
- для аналізу проявів евтрофікації – обрано дати вегетаційного періоду (квітень-вересень) 2022-2025 рр.: 05.05.2022, 25.08.2022, 21.03.2023, 15.08.2023,

27.09.2023, 09.04.2024, 28.06.2024, 27.08.2024, 21.09.2024, 20.03.2025, 25.04.2025, 30.08.2025, 23.09.2025.

«Сирі» знімки проходили попередню підготовку (препроцесінг) для подальшого аналізу в крос-платформенному ГІС-середовищі QGIS 3.40.14 LTR. Вона полягала в перепроєкціонуванні каналів різної роздільної здатності до єдиного значення (наприклад, 10 м) й обрізці самого знімка за полем зони інтересу.

На основі комбінації різних каналів супутникових знімків було розраховано індекси MNDWI, NDVI, NDTI і SABI, а також визначено вміст хлорофілу-а і трофічний статус водойми.

Зокрема, виділення фактичної водної поверхні та аналіз її динаміки здійснювали з використанням індексу MNDWI (Modified Normalized Difference Water Index) (модифікований нормалізований індекс водності) [165]. MNDWI розраховували за формулою 1:

$$MNDWI = (B3 - B11) / (B3 + B11) \quad (1),$$

де B3 – зелений (560 нм), а B11 – короткохвильовий інфрачервоний (1610 нм) спектральні канали.

Він ефективний для заплавних і мілководних територій.

Надалі здійснено перекласифікацію отриманого індексу в бінарну маску $MNDWI > 0$, що безпосередньо відображає водну поверхню.

Окрім того, здійснювали фільтрацію растрового зображення за індексом NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) (нормалізований вегетаційний індекс) [145] (формула 2):

$$NDVI = (B8 - B4) / (B8 + B4) \quad (2),$$

де B8 – інфрачервоний (842 нм), а B4 – червоний (665 нм) спектральні канали.

При цьому витримували умову $NDVI < 0,2$. Така маска надала можливість додатково виключити суходіл і щільну рослинність з водних пікселів.

Для підвищення точності дешифрування меж водної поверхні до комбінованої маски на основі MNDWI та NDVI були інтегровані радіолокаційні

дані Sentinel-1 SAR (канал VV-поляризації). Пікселі зі значенням коефіцієнта зворотного розсіювання менше -17 dB класифіковані як водна поверхня. Застосування цього додаткового критерію значно підвищило надійність виділення акваторії на ділянках, де традиційні оптичні методи є неефективними через щільну хмарність і густу прибережну рослинність (кущі, очерет).

Одним із важливих показників оцінки якості води є індекс каламутності NDTI (Normalized Difference Turbidity Index) [155]. Він характеризує рівень каламутності води, зумовлений вмістом зважених речовин і біологічними процесами у водоймі. Індекс NDTI розраховують за формулою 3:

$$NDTI = (B4 - B3) / (B4 + B3) \quad (3),$$

де B3 – зелений (560 нм), а B4 – червоний (665 нм) спектральні канали.

Для виявлення поверхневих скупчень мікроводоростей використовували індексу SABI (Surface Algal Bloom Index) [114] (формула 4):

$$SABI = (B8 - B4) / (B2 + B3) \quad (4),$$

де B8 – інфрачервоний (842 нм), B4 – червоний (665 нм), B2 – синій (490 нм) і B3 – зелений (560 нм) спектральні канали.

Індекс SABI ефективний для оцінки проявів евтрофікації у водоймах і прибережних акваторіях. Аналіз виконували у межах уточненої водної маски, що забезпечило коректне виявлення зон «цвітіння» у водоймі.

На основі значень індексу SABI за емпіричною залежністю, запропонованою Lai Y. та спіавт. [139], визначали вміст хлорофілу-а (мкг/дм³) (формула 5):

$$Chl-a = 14,29 \times SABI + 5,94 \quad (5),$$

де Chl-a – обчислювали вміст хлорофілу-а (мкг/дм³),

SABI – індекс поверхневого цвітіння водоростей.

Для кількісної оцінки ступеня евтрофікації води використано Індекс трофічного статусу (TSI), запропонований Робертом Е. Карлсоном (Carlson, 1977) [117]. Цей індекс дозволяє класифікувати водойми за ступенем продуктивності нові концентрації хлорофілу-а.

Розрахунок виконували за формулою 6:

$$TSI = 30,6 + 9,81 \times \ln(\text{Chl-a}) \quad (6)$$

де Chl-a – концентрація хлорофілу-а, визначена на основі супутникових даних, мкг/дм³.

Згідно з шкалою Карлсона, значення TSI інтепретуються як: 0-40 – оліготрофний, 40-50 – мезотрофний, 50-70 – евтрофний, >70 – гіпертрофний стан.

2.3.2. Метод напівавтоматичної керованої класифікації земного покриву

Даний метод використовується для класифікації земного покриву в QGIS й потребує встановлення плагіна SCP (Semi-classification plugin) [120]. Цей підхід оснований на тому, що користувач задає навчальні зразки (ROI) для відомих класів земного покриву, які легко ідентифікуються на космічному знімку, а програма в автоматичному режимі їх ідентифікує. Користувач визначає необхідну кількість класів і створює тренувальні зразки (training samples). В подальшому підбирається оптимальний алгоритм класифікації.

Найпоширенішими алгоритмами класифікації є: метод максимальної вірогідності (Maximum Likelihood), випадковий ліс (Random Forest), мінімальна відстань (Minimum Distance), картографування спектрального кута (Spectral Angle Mapper), метод опорних векторів (Support Vector Machine) [120]. Ці методи широко застосовуються в машинному навчанні для класифікації земного покриву.

Після формування та перевірки тренувальних зразків і їх перевірки виконували класифікацію земного покриву з автоматичним присвоєнням класів усім пікселям досліджуваної території. Точність результатів оцінювали за матрицею помилок (confusion matrix), показниками загальної точності, незалежної валідації та коефіцієнтом Каппа.

Класифікацію супутникових зображень виконували для двох періодів макисмальної вегетації – 25.08.2022 р. та 29.08.2025 р. На основі триманих результатів здійснювали аналіз змін (change detection) методом крос-

класифікації (Cross classification) у модулі «Postprocessing» плагіна SCP. Цей метод дає змогу кількісно оцінити трансформації між класами земного покриття в часі.

2.3.3. Комплексна екологічна оцінка якості води

Для оцінки змін якості води в р. Ірпінь та зоні затоплення застосовано методику комплексної екологічної оцінки, що ґрунтується на категоріальному підході [52]. Вона передбачає групування показників якості води за трьома блоками: сольового складу (I_1), трофо-сапробіологічними показниками (I_2) та показниками специфічної токсичної дії (I_3). Для кожного блоку визначали категорію якості води, на основі чого розраховували блокові індекси за формулою 7.

$$I_{(1, 2, 3)} = \frac{\sum_i^n c}{n}, \quad (7)$$

де $I_{(1, 2, 3)}$ – блоковий індекс;

c – значення визначеної категорії для певного показника якості вод;

n – кількість показників.

Блок 1 (сольового складу) (I_1) оцінювали за вмістом хлоридів, сульфатів і рівнем загальної мінералізації. На основі отриманих значень визначали ступінь мінералізації та рівень її забруднення компонентами сольового складу.

Блок 2 (трофо-сапробіологічних або санітарних показників) (I_2) включає групу *гідрофізичних показників* – завислі речовини, прозорість; *гідрохімічних* – рН, вміст азоту (амонійного ($N-NH_4$), нітритного ($N-NO_2$), нітратного ($N-NO_3$), фосфору, вміст розчиненого кисню, перманганатна та біхроматна окисненість, БСК₅; *гідробіологічних* – біомаса фітопланктону та індекс самоочищення/самозабруднення (A/R); *бактеорологічних показників* – чисельність бактеріопланктону та сапрофітних бактерій, а також результати біоіндикації сапробності і визначення трофності.

Блок 3 (показників специфічної токсичної дії) (I_3) охоплює важкі метали (Hg, Cd, Cu, Zn, Pb, Cr, Ni, As, Fe, Mn), а також фториди, ціаніди, нафтопродукти, феноли (леткі), СПАР, радіоактивні речовини ^{90}Sr , ^{137}Cs [52].

Після визначення категорії для усіх трьох блоків (додаток Б, табл. Б.1 – Б.4) розраховували загальний екологічний індекс (I_E), який слугує інтегральною оцінкою якості води, за формулою 8:

$$I_E = \frac{I_1 + I_2 + I_3}{3}, \quad (8)$$

де I_E – загальний екологічний індекс;

I_1 – значення сольового блокового індексу;

I_2 – значення трофо-сапробіологічного блокового індексу;

I_3 – значення блоку показників специфічної токсичної дії

Отримані значення блокових індексів і загального екологічного індексу інтерпретували згідно з додатком Б (табл. Б.5).

2.3.4. DPSIR, SWOT та TOWS-аналіз

Модель DPSIR. Модель DPSIR являє собою структуру, в якій окремо виділяють показники, що відображають рушійну силу або драйвери (Drivers), тиск (Pressures), стан States, вплив (Impact) та реагування (Responses). Вони відображають причинно-наслідковий зв'язок між антропогенним впливом, відповіддю екосистеми через погіршення її екологічного стану й політичним реагуванням, направленим на стабілізацію екологічної ситуації [147]. Це досить гнучка структура, яка використовується на різних етапах прийняття управлінських рішень в екологічному менеджменті [141].

Ця модель включає п'ять основних блоків:

1) Drivers (рушійні сили /драйвери) – це фактори, які обумовлюють зміни в навколишньому середовищі;

2) Pressures (тиск) – прямий вплив на екосистему, який чинять драйвери;

3) States (стан) – екологічний стан довкілля, який формується в результаті природних або антропогенних чинників;

4) Impact (наслідки) – наслідки зміни екологічного стану на екосистеми та людей;

5) Responses (реагування) – управлінські заходи, вживаються для вирішення існуючої проблеми і наслідків, які вона чинить [115; 153].

Робота з моделлю DPSIR полягає у послідовному заповненні усіх п'яти блоків, які об'єднуються у єдиний цикл. Для її ефективного застосування доцільно дотримуватися покрокового алгоритму [136].

Перш за все, варто чітко сформулювати проблему та межі дослідження, як просторові, так і часові. Слід відмітити, що модель найкраще працює при фокусуванні на конкретному екологічному процесі.

На другому етапі, відбувається збір необхідних даних (кількісних та якісних) та формування зав'язків. Тут вже доцільно формувати причинно-наслідкові зв'язки.

На третьому етапі відбувається побудова матриці (індикаторів), яка включає елемент DPSIR, питання, які аналізуються, та індикатори, які використовуються. Зокрема, підбираються індикатори, які можна виміряти (наприклад, площа затоплення, втрата видового біорізноманіття, об'єм скидання стічних вод, зміна гідрохімічних показників якості води тощо).

На четвертому етапі отримані дані синтезують і аналізують та на їх основі розробляють сценарії відповіді (реагування – Responses). Це найважливіший крок з усього процесу, адже на основі виявлених причинно-наслідкових взаємозв'язків розробляються подальші управлінські рішення. В свою чергу реагування (Responses) може бути направлено як на виявлення проблеми (драйвери), так і на фактори тиску, стану та впливу.

DPSIR-аналіз стає основою для наступних етапів стратегічного управління – SWOT і TOWS аналізу. Отримані дані використовують в подальшому для виявлення сильних та слабких сторін та загроз для реалізації управлінських рішень та реалізації конкретних тактичних заходів.

SWOT-аналіз. За допомогою SWOT-аналізу оцінюють слабкі та сильні сторони, а також можливості та загрози при прийнятті управлінських рішень [3; 6; 90], де S (Strengths) – сильні сторони, W (Weaknesses) – слабкі сторони, O (Opportunities) – можливості, T (Threats) – загрози.

При виконанні цього аналізу, перш за все, варто розділити фактори впливу на внутрішні та зовнішні. Зокрема, при формуванні матриці «внутрішнє середовище» (S та W) враховують фактори, які стосуються безпосередньо об'єкта дослідження. Це ті показники, на які можна вплинути зсередини і які вже є фактом) (наприклад, уміст кисню у воді, рівень оглеєння).

«Зовнішнє середовище» (O і T) – те, що існує навколо нашого досліджуваного об'єкта у зовнішньому світі (наприклад, кліматичні зміни, закони).

На наступному етапі відбувається збір та структурування даних з використанням конкретних індикаторів DPSIR. Дані структурують у вигляді матриці, представленої в таблиці 2.3.

Внутрішні позитивні сторони дають уявлення, що в екосистемі функціонує добре, а внутрішні слабкі сторони – що призводить до погіршення її стану та подальшої деградації. Зовнішні можливості – те, що може покращити стан об'єкта (гранти, законодавчі зміни, соціальні тренди). Зовнішні загрози або ризики – це зовнішні фактори, які погіршують ситуацію і не знаходяться в зоні нашого впливу.

Таблиця 2.3

Типова схема матриці SWOT

	Позитивний вплив (корисні)	Негативний вплив (шкідливі)
Внутрішнє середовище (контрольовані фактори)	S — Strengths (сильні сторони). Внутрішні переваги, унікальні ресурси, природний потенціал	W — Weaknesses (слабкі сторони). Внутрішні недоліки, обмеження, деградаційні

	об'єкта або наявна науково-методична база.	процеси або брак ресурсів і даних.
Зовнішнє середовище (поза прямим контролем)	О — Opportunities (можливості). Зовнішні тренди, зміни в законодавстві, грантові програми чи природні процеси, які можна використати для розвитку/відновлення.	Т — Threats (загрози). Зовнішні ризики, несприятливі фактори, кліматичні зміни або антропогенний тиск, що можуть погіршити стан системи.

Розроблено автором на основі [148]

TOWS-аналіз. Для конкретних тактичних дій й реалізації стратегії, запропонованої в результаті SWOT -аналізу отримані результати перетворюють в матрицю дій TOWS. Вона являє собою перехресний аналіз компонентів зовнішнього і внутрішнього середовищ SWOT [153] (рис. 2.5).

	Strengths S1 S2 S3	Weaknesses W1 W2 W3
Opportunities O1 O2 O3	Use strengths to maximise opportunities	Reduce weaknesses to develop opportunities
Threats T1 T2 T3	Use strengths to reduce threats	Avoid threats by reducing weaknesses

Рис. 2.5 Матриця TOWS [119]

Перехресний аналіз факторів дає можливість проаналізувати, який із чотирьох квадратів є домінуючим. На основі цього формуються конкретні оптимальні кроки для реалізації стратегії екологічного управління.

Висновки до розділу 2

1. Розроблено структурно-функціональний алгоритм виконання дисертаційного дослідження. Визначено пріоритетні напрями аналізу, зокрема: трансформацію гідрологічного режиму, зміни земного та ґрунтового покривів, оцінку якості води та просторово-часову динаміку процесів евтрофікації.

2. Обґрунтовано та сформовано репрезентативну мережу пунктів моніторингу стану заплави річки Ірпінь, яка охоплює усі морфологічні зони затоплення і дозволяє врахувати просторові неоднорідності гідрологічних умов і диференційоване антропогенне навантаження на трансформовану екосистему.

3. Сформована інтегрована методична база дослідження яка дозволяє отримати об'єктивні кількісні і якісні дані щодо екологічних змін довкілля у заплаві внаслідок тривалого затоплення.

4. Обґрунтовано доцільність застосування методологічного комплексу DPSIR → SWOT → TOWS як інструменту стратегічного екологічного менеджменту, що дозволяє послідовно перейти від систематизації причинно-наслідкових зв'язків (DPSIR) та інтегральної діагностики стану екосистеми (SWOT) до розроблення конкретних тактичних дій (TOWS) у межах реалізації стратегії контрольованого затоплення заплави річки Ірпінь.

РОЗДІЛ 3. ЗАТОПЛЕННЯ ДОЛИНИ РІЧКИ ІРПІНЬ ЯК ЧИННИК ТРАНСФОРМАЦІЇ ЗАПЛАВНОЇ ЕКОСИСТЕМИ

3.1. Зміна гідрологічних умов та динаміка затоплення долини річки Ірпінь

3.1.1. Аналіз зміни гідрологічних умов заплави р. Ірпінь внаслідок руйнування Козаровицької дамби

Руйнування Козаровицької дамби в лютому-березні 2022 року спричинило затоплення нижньої гирлової частини заплави річки й трансформацію гідрологічного режиму цієї території. Унаслідок підриву шлюзу понад 117,5 млн.м³ води з Київського водосховища потрапило в долину Ірпеня [63]. Рівень затоплення досяг відміток 103,6 м, що відповідало значенням НПР водосховища на момент цієї трагічної події. Долина річки, довжиною близько 20 км від гирла, була покрита водою й перетворилася у непрохідну для ворога місцевість. Це призвело до затоплення понад 2500 га території та зміни річкового режиму на озерний [32; 85].

У контексті аналізу змін гідрологічних умов цієї території варто звернутися до періоду створення і наповнення Київського водосховища у 1960-х роках. До його формування річка Ірпінь впадала в Дніпро в околицях села Бірки, яке було затоплене під час будівництва водосховища. Рівень води в гирловій ділянці річки тоді становив 96,3 м [11].

Згідно з проектною документацією [71], нормальний підпірний рівень Київського водосховища відповідав 103,0 м Балтійської системи висот (мБс). Тому з метою захисту прилеглих територій із низинами від підтоплення та затоплення було створено захисні масиви в прибережних зонах дніпровських водосховищ.

Одним із таких об'єктів є масив «Захист р. Ірпінь». Ключовим гідротехнічним елементом цієї системи є Козаровицька дамба, у тілі якої

збудовано насосну станцію. Цей масив забезпечує захист долини річки площею 2500 га [9].

Фактично підвідний канал, створений у той період, став новим гирлом річки. Річкові води перекачувалися у водосховище насосами продуктивністю 60,4 м³/с. В середньому об'єм перекачаної води становив 330-340 млн. м³ й безпосередньо залежав від водності річки. Оптимальний рівень води у річці, саме в підвідному каналі біля насосної станції, підтримувався на позначці 97,5 м, тоді як вихід води на заплаву в період повені відбувався за рівня 98 м [9].

Таким чином, наведені дані свідчать про те, що водний режим пониззя річки був штучно трансформований уже з моменту наповнення Київського водосховища. Прорив дамби й тривале затоплення заплави призвели до різкої зміни гідрологічних умов, порушення функціонування Ірпінської меліоративної системи та часткового повернення території до природного режиму заболочення.

На рис. 3.1 представлено динаміку рівня води до затоплення долини р. Ірпінь (січень-лютий 2022 р.) та після нього (липень 2024-лютий 2026 р.). За офіційними даними моніторингу щотижневої водогосподарської обстановки Басейнового управління водних ресурсів Середнього Дніпра [35], на початку 2022 р. до руйнування шлюзів насосної станції рівень води в річці коливався в межах 97,38 – 97,95 мБс. Унаслідок воєнних дій та складної безпекової ситуації офіційні спостереження за період із кінця лютого до середини 2024 р були відсутні.

У березні 2022 р. рівень затоплення в долині р. Ірпінь досяг відміток 103,6 м і відповідав рівню Київського водосховища на той період [35]. З урахуванням середніх висот заплави в гирловій частині (близько 98 м), глибина затоплення перевищила 5 м. Вище за течією, відповідно до топографічних особливостей території (див. розд. 2), потужність водного шару становила близько 3 м у районі с. Демидів, 2 м – на північно-східних околицях с. Синяк і близько 1 м – поблизу с. Червоне. У районі с. Мощун спостерігалось інтенсивне перезволоження верхніх шіарів ґрунту, що призвело до формування важкопрохідних заболочених ділянок.

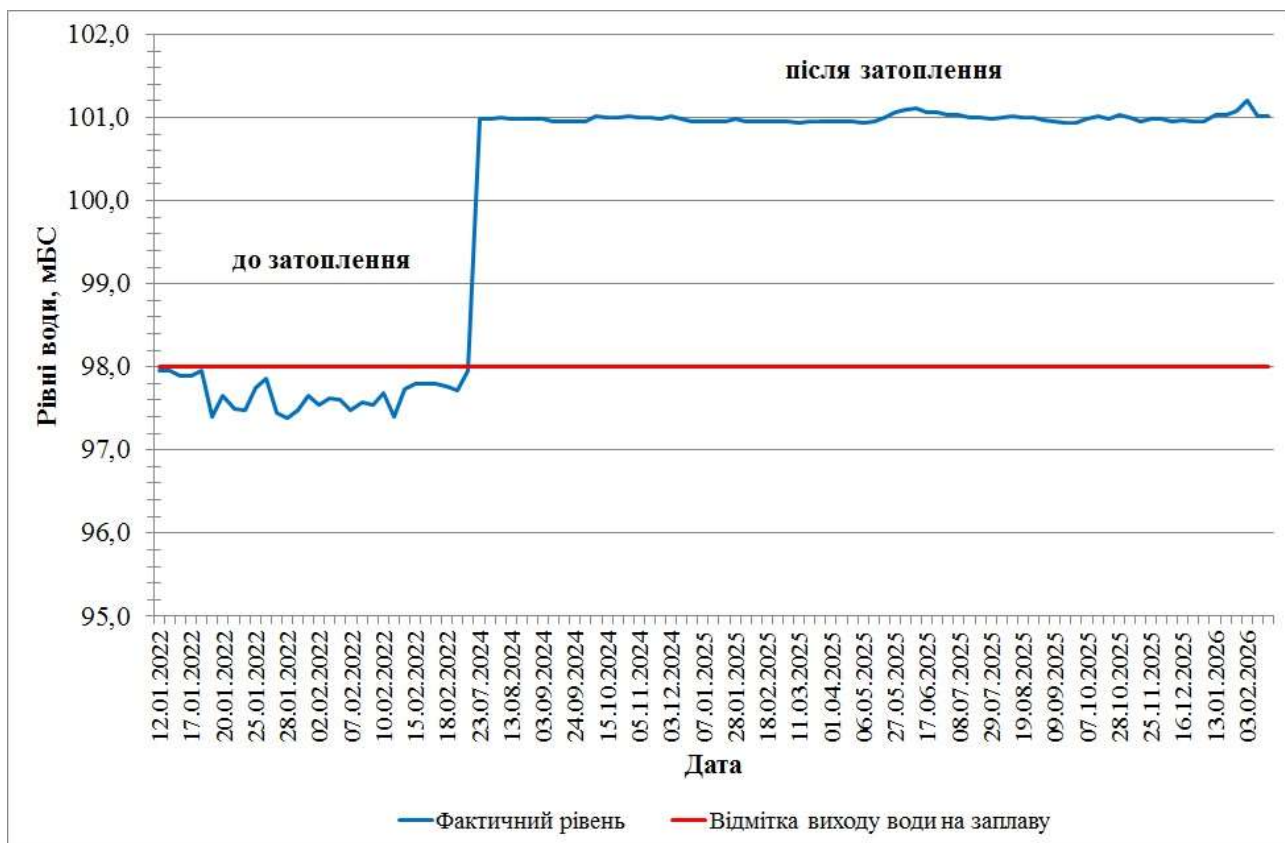


Рис. 3.1. Динаміка рівнів води в р. Ірпінь у підвідному каналі насосної станції Козаровицької дамби (власна розробка на основі [35;55])

На рис. 3.2 можна бачити наслідки тривалого затоплення заплави на прикладі верби. Унаслідок тривалого перебування дерева у воді на стовбурі сформувався характерний пояс з додаткового коріння (так званої «бороди»). Така морфологічна зміна є екологічною адаптацією дерева, що дає змогу дереву підтримувати життєдіяльність і продовжувати свій ріст в умовах стійкого перезволоження.

Поступово відбувалося обсихання території із зменшенням розміру водного дзеркала. Детальний аналіз цього процесу наведений у наступному підрозділі. Водночас статистичні дані щодо фактичного рівня води в зоні затоплення з березня 2022 до липня 2024 року були відсутні.



Рис. 3.2. Рівень води під час затоплення заплави р. Ірпінь, зафіксований на дереві під час (околиці с. Демидів, січень 2023 р.)

Починаючи з липня 2024 р. і дотепер позначки урізу водної поверхні знаходяться в межах 101 м (100,93–101,2 м) [45] (див. рис. 3.1). Таким чином, у період з липня 2024 до лютого 2026 року глибина затоплення заплави в районі Козаровицької дамби складала близько 3 м. На решті території цей показник варіював від 0,4–0,5 м (пн.-сх. околиці с. Синяк, Т.2) до 1–2 м (околиці с. Демидів, Т.3, Т.4, поблизу мосту). Тривале збереження такого гідрологічного режиму обумовлює трансформацію усієї заплавної екосистеми.

3.1.2. Динаміка затоплення заплави р. Ірпінь (2022 - 2025 рр.)

В природних умовах основними гідрологічними індикаторами заплавних територій є режим затоплення повеневими або паводковими водами, швидкість їх течії, гідрологічний зв'язок із річкою, рівень залягання підґрунтових вод. Однак, в умовах екстремальних техногенних подій ключову роль відіграють, рівень, тривалість та динаміка її затоплення, оскільки саме ці чинники формують масштаб і характер подальших змін заплавної екосистеми. На рис. 3.3

представлено масштаби затоплення в районі сіл Демидів і Козаровичі у 2022 році.



Рис. 3.3. Панорама затоплення в долині р. Ірпінь, 2022 р. (джерело: [79])

Оскільки рівневий режим водної товщі в заплаві досліджено нами в п. 3.1.1, то в цьому підрозділі представлено динаміку площі, покритої водою, за період з березня 2022 року по вересень 2025 року, що стало підґрунтям подальшого аналізу екологічних наслідків для довкілля.

Для вивчення динаміки затоплення нами використано комплексний підхід, який поєднував власні польові експедиційні дослідження, аналіз опублікованих даних з різних джерел та дистанційні методи з використанням індексу водної поверхні MNDWI, уточненого вегетаційним індексом NDVI.

Польові дослідження (рис. 3.5; додаток В, рис. В.1 і В.2) дали можливість візуально оцінити просторове затоплення, уточнити супутникові картографічні матеріали дистанційного зондування Землі, скоригувати конфігурацію зон затоплення, верифікувати глибину затоплення та масиви підтоплення, а також уточнити межі ділянок з рослинним покривом.



Рис. 3.5. Затоплені околиці с. Демидів, осінь 2022 р.

Для просторово-часової ідентифікації водної поверхні використовували супутникові знімки Sentinel-2B L2A MSI з роздільною здатністю 10 м в різних спектральних діапазонах. Це дало нам можливість обрахувати індекс водної поверхні MNDWI (*Modified Normalized Difference Water Index*) [132] й уточнити площі затоплення у різні часові періоди.

Зокрема, для 2022 року проаналізовано динаміку змін станом на 23.03.2022, 05.05.2022, 25.08.2022 та 01.11.2022 (рис. Г.1, долаток Г). У подальшому для порівняльного аналізу було обрано по одному репрезентативному часовому зрізу за рік – 15.08.2023, 27.08.2024 та 29.08.2025 р. (рис. Г.2, додаток Г).

Після обчислення індексу MNDWI створювалася його бінарна маска з умовою $MNDWI > 0$, де значення 1 відповідало водній поверхні. Для підвищення точності класифікації отримані результати додатково коригувалися із використанням вегетаційного індексу NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) [132]. Такий підхід дозволив мінімізувати випадки помилкового віднесення рослинності до водних об'єктів. Особливо це актуально за наявності заболочених територій, затінених ділянок, вологого ґрунту та водної

рослинності. Детальна методика розрахунку вище зазначених індексів викладена в розділі 2.

Використовуючи уточнений шар MNDWI, формували векторний шар зони затоплення і підтоплення (так званий AOI). Після цього здійснювали розрахунок площі затоплення для кожного з досліджуваних періодів. Результати обрахунку представлені в табл. 3.1.

Як бачимо, до 01.11.2022 р. відбулося поступове осушування заплави. В цей період площа зменшилася на понад 39% від початкової площі досліджень. Це відбулося за рахунок відкачування води в Київське водосховище, її фільтрації у підґрунті води та до прилягаючих територій, випаровування з водного дзеркала та транспірації рослинності.

З 2023 по 2025 роки площа затоплення залишалася відносно стабільною (за індексом MNDWI): 1075,38 га – у 2023 р., 1076,90 га – у 2024 р. та 1157,50 га – у 2025 р. Такі коливання відбуваються внаслідок сезонних і кліматичних змін, зокрема варіації кількості опадів та гідрологічних умов території.

Окрім того, аналіз індексу маски NDVI (при умові, що $NDVI \geq 0,2$) дає можливість відслідкувати частку рослинного покриву в межах зони затоплення. Встановлений чітко виражений вегетаційний цикл упродовж 2022 року: площі рослинності зросли з 17,24% (23.03.2025 р.) до 20,08% (05.05.2022 р.), 33,13% (25.08.2022 р.) та 31,55% (01.11.2022 р.). Водночас у літній період 2023-2025 рр., порівняно із літом 2022 р., спостерігалось зменшення частки рослинного покриву – до 20,85% (у 2023 р.) та 20,55% (у 2025 р.). Це може свідчити про поступову деградацію рослинності унаслідок тривалого впливу високих рівнів води та перезволоження території.

На рис. Г.3 додатку Г представлено узагальнений просторово-часовий аналіз зміни площ зони затоплення і підтоплення в долині р. Ірпінь за 2022-2025 р. Отримані результати свідчать про поступову стабілізацію гідрологічного режиму території, в межах якого формується озероподібне плесо з обмеженою проточністю. Такі гідрологічні умови зумовлюють активізацію процесів трансформації екосистеми заплави р. Ірпінь, зокрема, зміни структури

Динаміка затоплення долини річки Ірпінь, 2022-2025 рр.

Характеристика показників	Одиниці виміру	Дата аналізу						
		23.03.2022	05.05.2022	25.08.2022	01.11.2022	15.08.2023	27.08.2024	30.08.2025
Площа виділеного контуру за ознаками затоплення і підтоплення	га	2649,05	2086,65	1704,70	1606,08	1499,40	1491,50	1500,50
	%	100	100	100	100	100	100	100
Площа води (за MNDWI)	га	2105,09	1667,56	1068,64	904,22	1075,38	1076,90	1157,50
	%	79,47	79,92	62,69	56,30	71,72	72,20	77,14
Площа рослинного покриву (за NDVI $\geq 0,2$)	га	456,60	419,09	564,7	506,7	312,6	306,7	308,4
	%	17,24	20,08	33,13	31,55	20,85	20,56	20,55
Інше (грунтовий покрив, суха рослинність, бетон тощо)	га	87,36	-	71,36	195,16	111,42	107,90	34,60
	%	3,30	-	4,19	12,15	7,43	7,23	2,31
Зміна площі води ($\pm$ до 23.03.2022 р.)	га	-	-562,40	-944,35	-1042,97	-1149,65	-1157,55	-1148,55
	%	-	-21,23	-35,65	-39,37	-43,40	-43,70	-43,36

рослинного покриву, розвиток перезвожених ділянок і поступове формування гідроморфних ландшафтів. Детальний аналіз екологічних наслідків затоплення для цих природних компонентів здійснено в наступних підрозділах 3.2 і 3.3.

3.2. Зміна земного покриву заплави р. Ірпінь внаслідок впливу тривалого затоплення

Заплава річки Ірпінь є складною динамічною системою, що сформувалася як під впливом природних факторів, так і тривалого антропогенного навантаження. Її сучасний екологічний стан є інтегральним показником того, як вони взаємодіють між собою.

Упродовж понад семидесяти років на цій території відбувалися осушувальні роботи, метою яких було залучення родючих заплавлених ґрунтів в сільськогосподарське виробництво. У свою чергу це призвело до зміни природного водного режиму території, скорочення водно-болотних угідь, зміни рослинного покриву та зниження біорізноманіття [37; 104].

Новий етап трансформаційних процесів почався у 2022 році, коли внаслідок оборонних заходів було штучно затоплено нижню частину ірпінського басейну. Тривале утримання високих рівнів води спричинило суттєву перебудову гідрологічного режиму цієї території. Штучне обводнення стало каталізатором змін земного покриву, активізації повторного заболочення та природного відновлення (ревіталізації) водно-болотних екосистем у долині річки [48]. Водночас ці процеси мають комплексний характер й охоплюють зміни ґрунтового покриву, рослинних угруповань, умов середовища існування біоти та землекористування в цілому.

Слід відзначити, що нині створені унікальні умови для дослідження адаптаційних механізмів заплавлених екосистем та їх стійкості до різних гідрологічних змін й потенціалу природного відновлення. Особливий науковий інтерес становлять процеси сукцесійної перебудови рослинного покриву, зміна видового складу та структури рослинних угруповань, трансформація ґрунтового

покриву затоплених долин, а також відновлення екологічних взаємозв'язків між руслом ріки та прилеглими територіями.

Вивчення цих процесів дає можливість дослідити ключові фактори деградації й самовідновлення заплавних екосистем, оцінити межі їх екологічної стійкості та визначити закономірності функціонування в умовах зміненого гідрологічного режиму. Водночас результати таких досліджень мають прикладне значення, оскільки формують наукове підґрунтя для розроблення ефективних стратегій управління річковими басейнами в умовах екстремальних гідрологічних явищ та кліматичних змін.

Для фіксації та динаміки змін земного покриву нами використано комплексний підхід, який поєднував польові експедиційні дослідження, дані дистанційного зондування землі та їх опрацювання за допомогою сучасних геоінформаційних технологій (QGIS 4.40 “Bratislava”). Основними джерелами даних виступили мультиспектральні супутникові знімки Sentinel-2A в періоди максимальної вегетації – 25.08.2022 р. та 29.08.2025 р.

Для кожного строку досліджень здійснено керовану класифікацію з виділенням семи класів земного покриву: 1) вода; 2) дороги і будівлі; 3) деревно-чагарникова рослинність з інтенсивною вегетацією; 4) деревно-чагарникова рослинність з низькою вегетацією; 5) землі без рослинного покриву; 6) підтоплені ділянки та 7) землі з рослинним покривом. Після цього було здійснено аналіз змін (change detection) між цими двома строками.

Під час польових експедиційні досліджень ми мали можливість виявити сукцесійні зміни в затопленій заплаві, їх просторову локалізацію та оцінити видову трансформацію рослинного покриву. На рис. Д.1 додатку Д представлено серію фото, зроблених влітку 2023 р. в околицях с. Демидів Вишгородського р-ну (Т.3).

На поверхні водойми присутні сукцесії гірчака земноводного (*Persicaria amphibia* (L.) Delarbre – водного геофіта. Це піонерний вид заростання новоутворених водойм. Характеризується високою пластичністю: середовищем існування є як наземні умови, так і водне середовище. Водна форма зустрічається

в стоячих або слабкопроточних умовах, в затоплених заплавах. Може жити на глибині 25-150 см. Розмножується як кореневищами, так і насінням. Угрупування поширені спорадично на мілководдях евтрофних водойм [58] з мулистим дном.

В мілководній акваторії зустрічаються типові представники водно-болотних умов – гігрофіти очерет звичайний (*Phragmites australis*) та рогіз вузьколистий (*Typha angustifolia* L.). Вони формують окремі острови у водоймі з глибиною до 80-100 см [111; 112]. Окрім того, в різних частинах водойми зафіксовано ділянки з висиханням окремих деревних і деревно-чагарникових видів, що обумовлено екстремальними гідрологічними умовами для цих рослин.

Результати класифікації земного покриття за супутниковими знімками від 25.08.2022 р.і 29.08.2025 р. дали змогу здійснити порівняльний аналіз просторової структури земного покриття, оцінити характер і масштаби змін, спричинених тривалим перезволоженням території, а також виявити основні тенденції відновлення заплавної екосистеми. Наведені картографічні матеріали (рис. Е.1 і Е.2, додаток Е) відображають просторову неоднорідність цих процесів і дозволяють виявити ділянки із сталим водним покривом та території, де внаслідок зниження рівня зволоження відбулося відновлення рослинного покриття.

Як зовнішній вихідний периметр обрано контур затоплення, виділений за супутниковими даними 2022 року. Його загальна площа становила 1990,43 га. У межах цього полігону виконувалися розрахунки площ класів та аналіз їх трансформацій протягом трирічного періоду. Такий підхід забезпечив уніфікацію меж дослідження для знімків різних часових зрізів і мінімізував похибки, пов'язані із зміною меж аналізованої території. Отримані результати стали основою для оцінки інтенсивності ландшафтних змін у затопленій долині р. Ірпінь.

У таблиці 3.2 представлено результати аналізу змін площ основних класів земного покриття в межах досліджуваної території між 2022 і 2025 роками. Отримані дані свідчать про суттєву трансформацію структури ландшафтів

Таблиця 3.2

Зміна структури земного покриття в зоні затоплення долини р. Ірпінь,
2022-2025 рр.

№ класу	Назва класу земного покриття	Площа					
		25.08.2022 р.		29.08.2025 р.		різниця між 2022 і 2025 рр.	
		га	%	га	%	га	%
1	Вода	1327,96	66,7	1165,33	58,5	-162,63	-8,2
2	Дороги і будівлі	1,69	0,1	4,08	0,2	2,39	0,1
3	Деревно- чагарникова рослинність (інтенсивна вегетація)	87,79	4,4	110,41	5,5	22,62	1,1
4	Деревно- чагарникова рослинність (низька вегетація)	167,04	8,4	251,95	12,7	84,90	4,3
5	Землі без рослинного (трав'янистого) покриття	77,84	3,9	16,39	0,8	-61,45	-3,1
6	Підтоплені ділянки	186,94	9,4	138,59	7,0	-48,35	-2,4
7	Землі з рослинним (трав'янистим) покриттям	141,17	7,1	303,69	15,3	162,52	8,2
Всього		1990,43	100	1990,43	100,00	-	-

долини р. Ірпінь упродовж трирічного періоду затоплення. Вивчені зміни відображають процеси поступової стабілізації гідрологічного режиму, скорочення площ водного покриття та відновлення рослинності на раніше затоплених ділянках.

Встановлено, що площа водної поверхні скоротилася на 162,63 га або 8,2%. Таке зменшення є наслідком відступання дзеркала води та осушення раніше затоплених ділянок. Водночас площа інфраструктурних об'єктів (доріг, будівель та інших штучних об'єктів) збільшилася на 2,39 га (0,1%). Це пояснюється тим, що частина об'єктів перебувала під водою або в зоні підтоплення та не ідентифікувалася як окремий клас під час класифікації супутникових знімків.

Також зафіксовано позитивну динаміку відновлення деревно-чагарникової рослинності. Площа класу «деревно-чагарникова рослинність (інтенсивна вегетація)» становила 22,62 га (1,1%), що свідчить про покращення фізіологічного стану дерев і чагарників після тривалого перезволоження. Зменшення рівня затоплення сприяло активізації вегетаційних процесів та формуванню більш щільного рослинного покриву.

Одночасно на 84,90 га (4,3%) збільшилася площа класу «деревно-чагарникова рослинність (низька вегетація)». Переважно це пов'язано із наявністю деревних і чагарникових угруповань, які знаходилися в умовах надмірного зволоження. У таких зонах спостерігається пригнічений стан рослинності, часткове всихання дерев, а також формування перехідних комплексів із живою і сухостійною рослинністю.

Окрім того, відзначено скорочення площ земель без рослинного (трав'янистого) покриву на 61,45 га (3,1%) та підтоплених ділянок – на 48,35 га (2,4%). Такі зміни свідчать про поступову стабілізацію поверхневого зволоження та активізацію природних сукцесійних процесів. Особливо чітко простежується відродження трав'янистої рослинності на ділянках, які у 2022 році були зайняті водною поверхнею. Унаслідок цього площа класу трав'янистого покриву збільшилася на 162,52 га (8,2%).

Загалом результати аналізу свідчать про поступову ренатуралізацію екосистем долини річки Ірпінь після затоплення. Основними тенденціями є скорочення площ відкритої водної поверхні та підтоплених територій, відтворення рослинного покриву та поступового повернення ландшафтної структури до стану, характерного для природних заплавних екосистем.

Подальший аналіз часових змін земного покриття (*change detection*), виконаний методом крос-класифікації, дозволив детально дослідити просторово-часові трансформації окремих типів. Зазначений підхід забезпечив ідентифікацію як стабільних ділянок, де класи ландшафту залишилися незмінними, так і території активної трансформації, з одночасною кількісною оцінкою площ взаємних переходів між ними.

Застосування крос-класифікації уможливило простеження векторів і спрямованості ландшафтних змін, зокрема процесів деградації природних комплексів, динаміки рослинного покриття та коливань площі водного дзеркала. Отримані результати дозволили об'єктивно оцінити інтенсивність і характер виявлених процесів, виявити найбільш динамічні класи земного покриття й установити провідні тенденції розвитку території за вказаний період. Візуальну інтерпретацію результатів аналізу матриці змін представлено в додатку Е (рис. Е.3.).

Отримані дані також було представлено у формі матриці перехресних переходів (додаток Ж, табл. Ж.1). Це уможливило детальну візуалізацію внутрішньої структури ландшафтних змін та дозволило здійснити точну кількісну оцінку трансформації земного покриття.

Оцінку масштабів та спрямованості виявлених трансформаційних процесів у затопленій долині р. Ірпінь за період 2022–2025 рр. у кількісному вираженні узагальнено в табл. 3.3. Аналіз табличних даних свідчить, що станом на 2025 р. відносна стабільність структури земного покриття досліджуваної території фіксується на площі 1283,97 га, що становить 64,51% від загального оцінюваного контуру. Зокрема, без істотних змін залишилося 1102,7 га водної поверхні, що підтверджує стабілізацію меж та гідрологічного стану новосформованої акваторії. Стабільна площа доріг і забудованих територій становить лише 1,21 га, що вказує на мінімальний безпосередній вплив інфраструктури в межах досліджуваного контуру (рис. Ж.1, додаток Ж).

Деревно-чагарникова рослинність з інтенсивною вегетацією зафіксована на площі 11,69 га, тоді як площа аналогічних угруповань з низькою вегетацією

Таблиця 3.3

Матриця змін і переходів класів земного покриття в затопленій долині р. Ірпінь за період 2022-2025 рр.

Площа загальна	Площа без змін	Трансформовано у:								Трансформовано з:							
		В	Д+Б	ІВ	НВ	БРП	ПЗ	ЗРП	Всього	В	Д+Б	ІВ	НВ	БРП	ПЗ	ЗРП	Всього
га																	
1990,43	1283,97	62,63	2,87	98,72	182,07	9,61	107,59	242,97	706,46	225,26	0,48	76,10	97,17	71,06	155,94	80,45	706,46
%																	
100,00	64,51	3,15	0,14	4,96	9,15	0,48	5,41	12,21	35,49	11,32	0,02	3,82	4,88	3,57	7,83	4,04	35,49

Примітки: В – вода; Д+Б – дороги і будівлі; ІВ – деревно-чагарникова рослинність (інтенсивна вегетація); НВ – деревно-чагарникова рослинність (низька вегетація); БРП – землі без рослинного (трав'янистого) покриття; ПЗ – підтоплені землі; ЗРП – землі з рослинним (трав'янистим) покриттям.

становить 69,87 га. Таке співвідношення вказує на неоднорідний стан фітоценозів, зумовлений передусім різним рівнем зволоження, різним ступенем деградації або впливом локальних кліматичних чинників.

Площа земель без трав'янистого покриття становила 6,78 га, що може бути пов'язано із процесами ерозії, періодичного підтоплення з наступним пересиханням або локальним антропогенним впливом. Натомість підтоплені землі займали 31,00 га, що підтверджує наявність ділянок із нестабільним водним режимом та активними процесами заболочування. Землі, вкриті трав'янистою рослинністю, охоплювали 60,72 га земель (рис. Ж.1, додаток Ж). Вони стабілізують ґрунтовий покрив та виконують важливі екосистемні і середовищезахисні функції.

Загалом, отримані результати свідчать про те, що в структурі земного покриття зберігається відносна стабільність основних типів земної поверхні. Переважає площа, покрита водою. Водночас, наявність значних територій із низьковегетованою рослинністю й підтоплених ділянок може вказувати на необхідність подальшого дослідження динаміки природних процесів та моніторингу екологічного стану території.

Водночас, згідно з отриманими результатами, на площі понад 706 га (35,49%) відбулися активні трансформаційні процеси в структурі земного покриття. Ці зміни стали прямим наслідком тривалого затоплення території та докорінної перебудови її гідрологічного режиму.

Зокрема, у водний клас було трансформовано 62,63 га території. Основними джерелами цих змін стали затоплені ділянки, що раніше були зайняті трав'яним і деревно-чагарниковим покривом. Їх сумарні втрати становили майже 60 га. Найбільш інтенсивних трансформацій зазнали деревно-чагарникові угруповання: площа їх деградації перевищила 56 га, що свідчить про високу чутливість таких екосистем до тривалого перезволоження і затоплення. Значні втрати деревної і чагарникової рослинності можуть бути пов'язані як із безпосереднім тривалим затопленням, так і з погіршенням аерації ґрунтів та анаеробіозисом корневих систем.

Результати проведеного аналізу засвідчили наявність процесів часткового відновлення природної заплавної рослинності. Так, у 2025 р. у межах оцінюваного контуру зафіксовано близько 133 га нових осередків вегетації (додаток Ж), які за своїми спектральними характеристиками відповідають болотним рослинним та деревно-чагарниковим угрупованням. Формування таких екотонів свідчить про поступову адаптацію біоти до новостворених гідрологічних умов і активний розвиток гідрофільної рослинності на мілководдях та періодично підтоплюваних територіях.

Крім того, часткове осушення раніше обводнених масивів сприяло регенерації та активному розвитку рослинного покриву на площі близько 240 га. Це вказує на динамічний характер постзатоплюваних процесів у долині річки та поступову стабілізацію окремих ділянок заплавної комплексу. Відновлення рослинності відбувалося переважно за рахунок водно-болотних і чагарникових угруповань, які характеризуються високою толерантністю до змінних умов зволоження.

Зміна гідрологічного режиму заплави й формування підпору підґрунтових вод у зоні безпосереднього затоплення та на прилеглих територіях сприяли формуванню понад 107 га підтоплених земель. Такі процеси є характерними для територій із порушеним природним дренажем та можуть викликати подальшу трансформацію рослинного та ґрунтового покриву. Водночас раніше підтоплені землі площею близько 156 га поступово осушувалися й заростали рослинністю, що свідчить про локальне зниження рівня перезволоження й перехід окремих ділянок до більш стабільного екологічного стану.

Таким чином, отримані результати дозволяють стверджувати, що упродовж 2022–2025 рр. у затопленій частині долини річки Ірпінь паралельно розгорталися процеси деградації, підтоплення, осушення та ренетуралізації рослинного покриву. Це підтверджує високу просторово-часову динамічність заплавних ландшафтів і зумовлює необхідність систематичного моніторингу для об'єктивної оцінки довгострокових екологічних наслідків функціонування території в умовах трансформованого гідрологічного режиму.

3.3. Визначення трансформації заплавних ґрунтів долини р. Ірпінь під впливом затоплення

Аналізуючи ґрунтовий покрив долини і заплави річки Ірпінь (рис. К.1 і К.2, додаток К, табл. 3.4), спостерігається загальна закономірність їх розміщення від русла до периферії залежно від водного режиму: добре дреновані, перезволожені, заболочені ґрунти. Також зростає потужність гумусового горизонту та ступінь оглеєння ґрунтового профілю.

Слід відзначити, що ґрунтовий покрив долини річки Ірпінь сформований під впливом алювіальних процесів та інтенсивного дренажу. Ці ґрунти можна розділити на основні чотири групи: 1) мінеральні ґрунти терас та високого берега; 2) мінеральні ґрунти заплавних підвищень (грав); 3) напівгідроморфні та осушені ґрунти знижень; 4) органо-мінеральні та органогенні ґрунти (торфовища).

До ґрунтів першої групи віднесено: автоморфні ґрунти терас та опідзолені ґрунти схилів. На давніх піщаних терасах сформувалися автоморфні ґрунти (агровиробничі групи – 4а, 4в, 5а, 5б, 5в) (табл. 3.5). Вони представлені

Таблиця 3.4

Агровиробничі групи ґрунтів долини р. Ірпінь [38; 68; 70]

Шифр	Назва агровиробничої групи ґрунтів
1	2
Мінеральні ґрунти	
4а	Дерново-підзолисті дефльовані піщані ґрунти
4в	Дерново-підзолисті дефльовані супіщані ґрунти
5а	Дерново-підзолисті та дернові неоглеєні і глеюваті піщані ґрунти на піщаних відкладах
5б	Дерново-підзолисті та дернові неоглеєні і глеюваті глинисто-піщані ґрунти на піщаних відкладах

1	2
5в	Дерново-підзолисті та дернові неоглеєні і глеюваті супіщані ґрунти на піщаних відкладах
8а	Дерново-підзолисті глеюваті глинисто-піщані ґрунти на піщаних відкладах
14в	Дерново-підзолисті і підзолисто-дернові глейові супіщані ґрунти
27в	Дерново-підзолисті глейові осушені супіщані ґрунти
37в	Ясно-сірі і сірі опідзолені слабозмиті супіщані ґрунти
175а	Дернові неглибокі глеюваті піщані ґрунти
175б	Дернові неглибокі глеюваті глинисто-піщані ґрунти
175в	Дернові неглибокі глеюваті супіщані ґрунти
176б	Дернові глибокі неоглеєні і глеюваті глинисто-піщані ґрунти та їх опідзолені відміни
176в	Дернові глибокі неоглеєні і глеюваті супіщані ґрунти та їх опідзолені
176г	Дернові глибокі неоглеєні і глеюваті легкосуглинкові ґрунти та їх опідзолені відміни
177в	Дернові неглибокі глейові супіщані ґрунти
177г	Дернові неглибокі глейові легкосуглинкові ґрунти
178б	Дернові глибокі глейові глинисто-піщані ґрунти та їх опідзолені відміни
178в	Дернові глибокі глейові супіщані ґрунти та їх опідзолені відміни
179б	Дернові глейові осушені глинисто-піщані ґрунти
179в	Дернові глейові осушені супіщані ґрунти
179г	Дернові глейові осушені легкосуглинкові ґрунти
210б	Намиті лучні глинисто-піщані ґрунти
Органо-мінеральні ґрунти	

1	2
141	Лучно-болотні, мулуваті-болотні і торфуваті-болотні неосушені ґрунти
142	Лучно-болотні, мулуваті-болотні і торфуваті-болотні осушені ґрунти
144	Лучно-болотні, мулуваті-болотні і торфуваті-болотні солонцюваті-солончакові осушені ґрунти
Органогенні ґрунти	
146	Торфово-болотні ґрунти і торфовища мілкі осушені
148	Торфово-болотні ґрунти і торфовища мілкі, підстелені пісками, осушені
150	Торфовища середньоглибокі і глибокі слабо- і середньорозкладені, неосушені
151	Торфовища середньоглибокі і глибокі слабо- і середньорозкладені, осушені
153	Торфовища середньоглибокі і глибокі сильнорозкладені, осушені
155	Торфово-болотні ґрунти і торфовища солонцюваті-солончакові осушені

переважно піщаними та супіщаними різновидами, характеризуються низьким вмістом гумусу і, відповідно низькою природною родючістю. Через легкий гранулометричний склад ці ґрунти є малозв'язними, відзначаються слабкою водоутримувальною здатністю та підвищеною схильністю до дефляційних процесів.

В перехідній зоні від надзапальної тераси до заплави (притерасна частина) розміщені опідзолені ґрунти схилів (групи 8а, 14в, 27в, 37в). Вони поєднують ознаки автоморфних і гідроморфних умов. Ясно-сірі та сірі опідзолені ґрунти (група 37в) мають кращу структуру ґрунту, ніж дерново-підзолисті, але на схилах понад 3° вони стають слабозмитими. Група 27в (дерново-підзолисті

глейові) є осушеною. На межі тераси часто спостерігається виклинювання ґрунтових вод, що без належного функціонування дренажу спричиняє вторинне заболочування.

Мінеральні ґрунти заплавних підвищень (грав) (група 2) представлені дерновими заплавними й намитими ґрунтами. Дернові заплавні ґрунти (агровиробничі групи 175а-в, 176б-г) мають добре диференційований гумусований профіль потужністю 20–40 см із вмістом гумусу 2,5–4,5%. Легкосуглинкові відміни (176 г) характеризуються найкращим повітряним режимом.

За рахунок принесення родючого шару з вищих елементів рельєфу сформувалися намиті ґрунти (група 210б). Вони, зазвичай розташовані вузькою смугою вздовж русла.

Також тут у межах рівнинної меліорованої заплави в околицях с. Демидів, поблизу русла річки зустрічається і алювіальний лучний легкосуглинковий на оглеєних алювіальних відкладах меліогенний ґрунт. Здійснений морфолого-генетичний аналіз ґрунтового профілю надав можливість ідентифікувати наступні горизонти [43]: Hd (0-8 см); Hр (0-30 см); Hр (30-51 см); Ph (51-84 см); HР (gl) (84-115 см); Hр (gl) (115-127 см); P(gl) (> 127 см). На період закладання розрізу (2013 р.) ця територія використовувалася як переліг, а рівень підґрунтових вод був глибшим 150 см.

Напівгідроморфні та осушені ґрунти знижень розташовані в понижених елементах рельєфу. В природному стані вони надмірно зволожені (групи 177 і 178 – дернові неглибокі глейові і дернові глибокі глейові). Внаслідок високого накопичення доступних форм азоту після осушення вини стали дуже родючими. Проте, вони постійно потребують регулювання водного режиму, особливо влітку з метою уникнення пересушення ґрунтових горизонтів.

Група орґано-мінеральних та орґаногенних ґрунтів (торфовищ) займає найнижчі елементи рельєфу. Сюди входять лучно-болотні та мулуватоболотні ґрунти (агровиробничі групи 141, 142, 144). Для них характерний великий вміст напіврозкладеної орґаніки. Також тут присутні солонцюваті відміни

(агровиробнича група 144). Вони локалізуються в нижній наближеній до Київського водосховища частині заплави. Ґрунтові води на цій території мають підвищену мінералізацію.

Група 4 – торфово-болотні ґрунти (групи 146, 148, 150) об'єднує мілкі (146, 148) та глибокі торфи (150). Мілкі торфи мають глибину торфового горизонту до 50 см. Після осушення вони швидко спрацьовуються (мінералізуються). Глибокі торфовища (група 150) відзначаються потужністю торфового шару понад 1 м. Вони мають вищий ресурс стійкості до мінералізації. Однак за тривалого осушення й вони поступово втрачають органогенну масу. Це призводить до зниження родючості, просідання поверхні та погіршення водно-фізичних властивостей ґрунтів.

3.3.1. Прогнозована трансформація мінеральних ґрунтів у затопленій заплаві р. Ірпінь

Період затоплення заплави річки Ірпінь триває понад 4 роки, що ускладнює дослідження змін ґрунтів шляхом закладання розрізів і відбору зразків безпосередньо в польових умовах. Тому для аналізу трансформації мінеральних ґрунтів нами було обрано метод генетичних рядів. Він полягає у вивченні закономірних просторових або часових послідовностей ґрунтів, які формуються під впливом поступової зміни одного з факторів ґрунтотворення (в даному випадку – водного режиму) за умови відносної постійності інших факторів [65].

Раніше територія дослідження перебувала в автоморфних або напівгідроморфних умовах. Різка зміна водного й, відповідно, повітряного режимів ґрунтів стала драйвером їх подальших трансформацій. Зокрема, зміна окисно-відновного режиму в профілі мінеральних ґрунтів (дернових, дерново-підзолистих, алювіальних) активує анаеробні біогеохімічні процеси: відновлення сполук заліза (Fe^{3+}), марганцю чотирьохвалентного Mn (MnO_2), сульфатів, денитрифікацію та акумуляцію токсичних продуктів (H_2S , CH_4 , закисних форм металів. У верхній товщі ґрунтового профілю проявляються

ознаки оглеєння і селкінгу, що свідчить про активну трансформацію мінеральної матриці.

Розглянемо шляхи трансформації мінеральних ґрунтів (дернових неглибоких, дернових та лучно-болотних), розташованих в заплаві Ірпеня. Перш за все слід відмітити, що початковий стан цих ґрунтів був антропогенно зміненим внаслідок осушення та сільськогосподарської діяльності.

Дернові неглибокі ґрунти. Їх типовий профіль характеризується малою потужністю ґрунтової товщі (Н+Н_р) (до 30-50 см) з чітко вираженим гумусо-аккумулятивним процесом.

Схематичний профіль [67]:

Н – Н_р – Р,

де Н – дерновий (гумусовий) горизонт потужністю від 5 до 15-20 см; колір – темно-сірий або сірий; дернина, переплетена корінням; структура – дрібно зерниста або порошиста.

Н_р – перехідний гумусовий шар; невелика потужність; неоднорідно забарвлений (сірий з бурим відтінком); перехід до материнської породи зазвичай різкий.

Р – материнська (підстилаюча) порода; механічний склад – супіщаний або легкосуглинковий (як правило з глибини 30-50 см).

У заплаві річки можуть мати ознаки опіщання або початкового оглеєння, якщо підґрунтові води дуже близько залягають.

Внаслідок поверхневого гідроморфізму дерновий неглибокий ґрунт трансформується згідно схеми (рис. 3.6):

В найближчій перспективі в процесі еволюції заплавлених ґрунтів, які опинилися під водою можна виділити умовно дві фази: *початкову* (1-3 роки) та *середньострокову* (3-10 років). Для дернових неглибоких ґрунтів початкова фаза, яка умовно тривала з 2022 по 2025 рр., характеризувалася швидким відмиранням деревини та культурної рослинності внаслідок тривалого затоплення. В цей період відбувалося ущільнення ґрунту, початок глеєутворення

у верхніх шарах ґрунтового профілю з відповідними морфологічними ознаками (сизі плями).

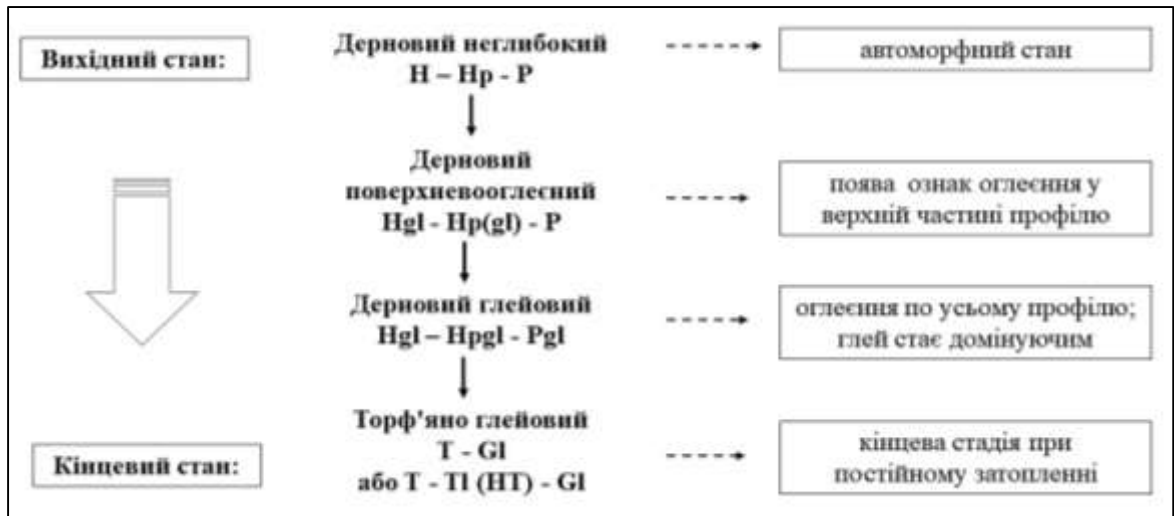


Рис. 3.6. Схема трансформації дернового неглибокого ґрунту внаслідок поверхневого затоплення та основні характеристики процесів (власна розробка на основі [67])

Протягом середньострокової фази увесь профіль стає суцільно глейовим (сизий колір). На поверхні починає накопичуватися шар сірого перегною або напіврозкладеного торфу з опадів нової водно-болотної рослинності (очерету, рогозу, ситників). Структура ґрунту руйнується, перетворюючись на в'язку масу.

Дернові (типові) ґрунти є прикладом акумулятивного типу ґрунтоутворення, де головну роль відіграє накопичення гумусу під трав'янистою рослинністю. Вони відносяться до інтразональних, тобто таких, які зустрічаються у всіх ґрунтово-кліматичних зонах. Найбільше їх зустрічається у зоні Полісся. Класичний варіант схеми профілю цих ґрунтів наступний [13-15]:

$$\mathbf{Hd + H - HP - P,}$$

де Hd – дернина товщиною 3-5 см, що складається з щільно переплетеного коріння живого і відмерлого коріння трав.

H – гумусо-акумулятивний горизонт; переважно темно-сірого кольору; зерниста або дрібногрудочкувата, зона максимального накопичення органічної речовини. Глибина верхнього гумусованого шару (Hd+ H - 25-60 см).

HP – перехідний горизонт; колір поступово стає світлішим; щільніший за попередній; глибиною приблизно 20-60 см.

P – материнська ґрунтоутворююча порода (піщані, глинисто-піщані, супіщані, легкосуглинкові відклади).

Як і для дернових неглибоких ґрунтів поверхнєве затоплення сприяло оглеєнню верхніх шарів. Так як загальна глибина профілю такого ґрунту досягає 1-1,5 м ці процеси дещо розтягнуті в часі. Окрім того, слід також враховувати й підняття рівнів підґрунтових вод, що в свою чергу, призводять до оглеєння нижніх горизонтів. Ґрунти з вихідного стану дернових (типових) переходять у дернові поверхневооглеєні → дерново глейові → торф'яно глейовий (кінцевий стан) (рис. 3.7).

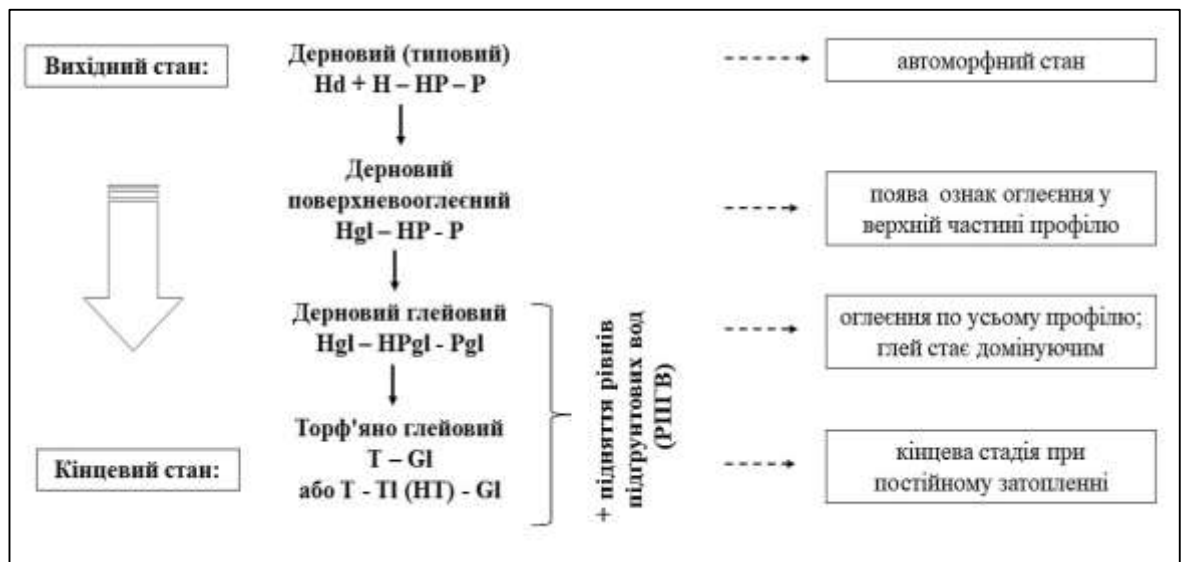


Рис. 3.7. Схема трансформації дернового ґрунту внаслідок поверхневого затоплення та основні характеристики процесів (власна розробка на основі [67])

Одним із найпоширеніших типів ґрунтів досліджуваної заплави є дерново глейові. Вони також сформувалися за гумусоаккумулятивним типом ґрунтоутворення в умовах близького (1-1,5 м) залягання підґрунтових вод, що викликало оглеєння нижніх шарів ґрунту. Типовий ґрунтовий профіль включає такі горизонти [13-15]:

H – HPgl – PGI,

де Н – верхній гумусовий горизонт потужність 15-30 см; темно-сірого або сірого кольору; зерниста або грудкувата структура; в нижній частині можуть бути ознаки оглеєння.

HPgl – перехідний гумусо-глейовий горизонт; сірий або темно-сірий колір з ознаками оглеєння (сизі, іржаві або блакитні плями); структура виражена нечітко внаслідок оглеєння.

PGl – сильно оглеєна материнська порода, що сформувалася в умовах постійного підтоплення підґрунтовими водами; колір – сизий, блакитний або іржаво сизий; важкий механічний склад – глинисто-піщаний або суглинковий.

В умовах затоплення верхній шар ґрунту оглеюється й ґрунт трансформується в дерновий глибокооглеєний. Надалі при накопиченні відмерлої водно-болотної рослинності й мулу у верхньому шарі формується торф'яно глейовий ґрунт (рис. 3.8).

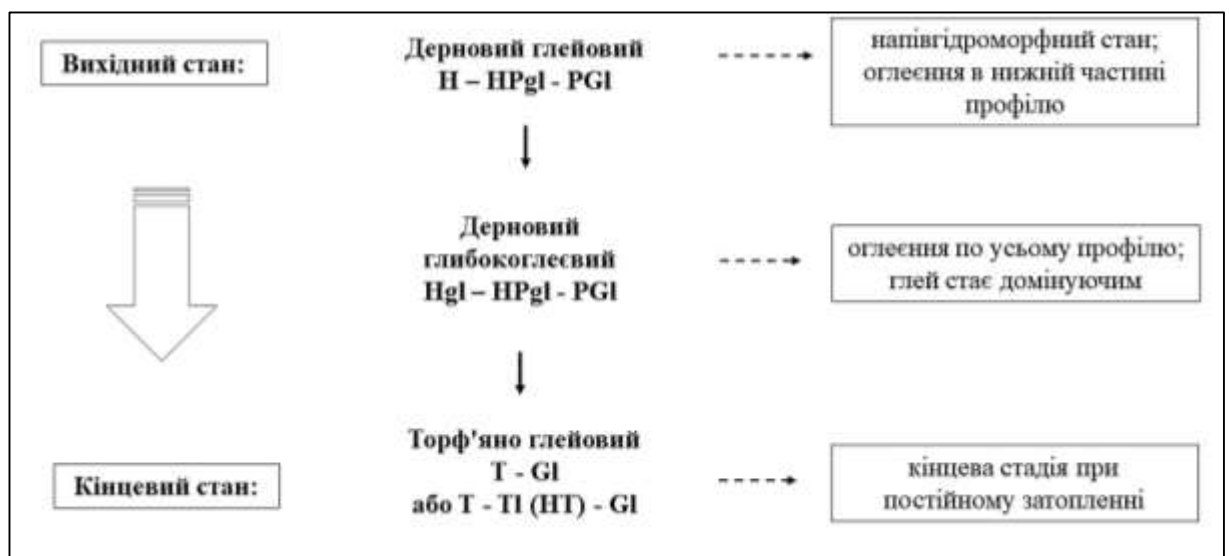


Рис. 3.8. Схема трансформації дернового глейового ґрунту внаслідок поверхневого затоплення та основні характеристики процесів (власна розробка на основі [67])

Лучно-болотні ґрунти сформувалися в умовах близького залягання підґрунтових вод (0,7–1,2 м) в центральній частині заплави по мікро- і мезозниженнях рельєфу, а також на притерасній заплаві. У них яскраво виражені процеси оглеєння та гумусоаккумуляції. Спостерігається оглеєння з самої поверхні [50].

Лучно-болотний ґрунт має наступну типову схему і характеристику шарів:

H(gl) – HPGI – PGI,

де H(gl) – верхній гумусо-акумулятивний шар з ознаками оглеєння (сизі плями); темно-сірого, темно-бурого до чорного кольору; структура зерниста неміцна або грудкувата.

HPGI – перехідний сильнооглеєний горизонт; колір – сизий, з блакитним або зеленкуватим відтінком; часто зустрічаються новоутворення – залізисті та залізисто-марганцеві конкреції (бобовини), іржаві плями та прожилки.

PGI – сильнооглеєна материнська порода; забарвлення – сизе, суцільне; безструктурний, в'язкий (внаслідок оглеєння).

Його трансформація в умовах поверхневого тривалого затоплення буде відбуватися за спрощеною схемою: від лучно-болотного до торф'яно глейового (рис. 3.9).

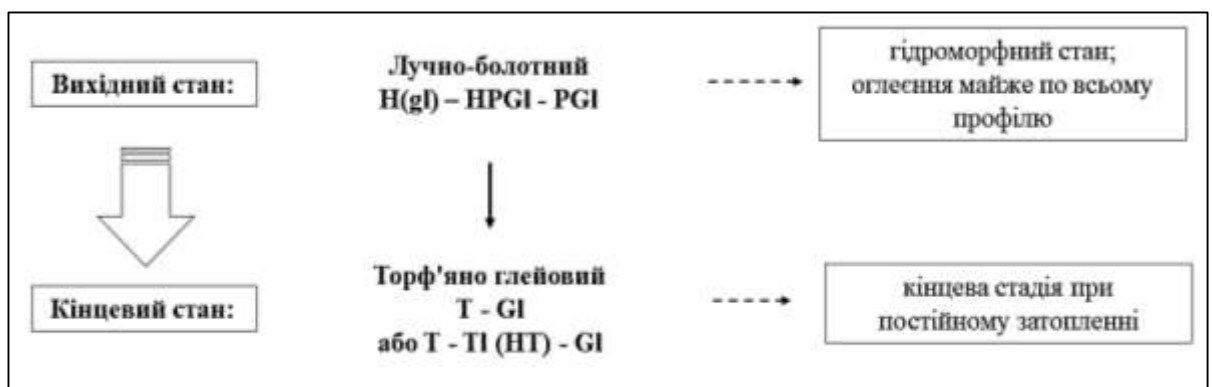


Рис. 3.9. Схема трансформації лучно-болотного ґрунту внаслідок поверхневого затоплення та основні характеристики процесів (власна розробка на основі [67])

Отже, подальша спрямованість трансформаційних процесів у зазначених ґрунтах виявлятиметься у суцільному оглеєнні їхнього профілю та формуванні відповідних діагностичних морфологічних ознак. Наслідком цього стане деградація структури ґрунтової товщі та її перетворення на безструктурну пластичнуглейову масу (глей).

3.3.2. Прогнозована трансформація органогенних ґрунтів заплави р. Ірпінь внаслідок затоплення

Аналізуючи потенційні зміни в органогенних ґрунтах, варто звернути увагу на їх типові морфолого-генетичні характеристики і класифікацію за потужністю торфового шару. Насамперед, органогенні ґрунти поділяються за глибиною торфового шару на торфувато-глейові (або торфувато-болотні) – за потужністю торфового шару менше 30 см, торфово-глейові (торфово-болотні) – 30-50 см і торфовища ($T > 50$ см).

В свою чергу торфовища класифікують за глибиною залягання торфового горизонту на [58; 95]: неглибокі (мілкі, малопотужні) (50-100 см); середньоглибокі (середньопотужні) (100-200 см); глибокі (потужні) (200-400 см); надглибокі (надпотужні) (> 400 см). Така класифікація є важливою для оцінювання водного режиму, інтенсивності мінералізації органічної речовини, потенціалу акумуляції вуглецю та прогнозування трансформації органогенних типів ґрунтів під впливом природних і антропогенних факторів.

Особливу увагу доцільно приділити торфово-болотним ґрунтам і середньоглибоким торфовищам, які є найбільш поширеними та репрезентативними ґрунтами у заплавах ландшафтах.

Торфово-болотні ґрунти формуються в умовах надмірного зволоження та близького залягання підґрунтових вод. Їм характерно високий вміст органічної речовини та оглеєння ґрунтового профілю. Вони дуже залежать від гідрологічного режиму території. Внаслідок осушення верхній органічний шар сильно мінералізується, ущільнюється і втрачає запаси органічного вуглецю [41; 94].

Типова схема профілю даного ґрунту наступна [70]:

H(d) – T – TG – G – P,

де H(d)_(0-10 см) – шар дернини з рослинною підстилкою та напіврозкладеними рештками.

$T_{(10-40(50) \text{ см})}$ — торфовий горизонт; темно-бурий до чорного колір; насичений органічною речовиною; різна ступінь розкладу органічних решток; перезволожений.

$TG_{(40-70 \text{ см})}$ — торфово-глейовий горизонт; це органо-мінеральна маса з ознаками оглеєння; сизувато-сірі та іржаві плями; може містити різні включення.

$G_{(70-100 \text{ см і глибше})}$ — глейовий горизонт; мінеральний (переважно шаруватий алювій або супісок); сизо-сірий; щільний; в'язкий; постійно перезволожений.

$P_{(> 100 \text{ см})}$ — материнська порода; алювіальні або водно-льодовикові відклади.

орфовища середньоглибокі займають проміжне положення в класифікації органогенних ґрунтів. Потужність торфового шару коливається від 100 до 200 см. Їх профіль є чітко диференційованим на верхній (активний) шар та нижній (інертний) шар торфу, що підстиляється оглеєною мінеральною породою. Ці ґрунти є гідрофільними і здатні утримувати у 5-8 разів більше вологи, ніж їх власна суха маса. При осушенні швидкість вертикальної усадки становить 1-2 см за перші десятиліття експлуатації. Вміст органічної речовини, як правило, перевищує 50% від абсолютно сухої маси [75; 78; 80; 95].

Типовий ґрунтовий профіль торфовища середньоглибокого характеризується наступними генетичними горизонтами [13; 15; 66]:

$H - T1 - T2 - TG - G - P,$

де $H_{(0-15 \text{ см})}$ — дернина з рослинною підстилкою та слаборозкладеними рослинними рештками.

$T_{1(15-70 \text{ см})}$ — торфовий горизонт; темно-бурий до чорного кольору; добре зволожений; пухкий; ступінь розкладу — середній.

$T_{2(70-150 \text{ см})}$ — торфовий горизонт; буро-чорний; щільніший за попередній; сильно насичений органічною речовиною; слабо аерований.

$TG_{(150-180 \text{ см})}$ — торфово-глейовий горизонт; органо-мінеральна маса з вираженими ознаками оглеєння — сизуватими та іржавими плямами.

$G_{(180-220 \text{ см і глибше})}$ — глейовий горизонт; сизо-сірий; щільний; постійно перезволожений; анаеробний.

$P(> 220 \text{ см})$ – материнська порода – алювіальні, озерно-болотні або водно-льодовикові відклади.

У контексті антропогенного впливу еволюція торфовищ є складним і багатостадійним процесом трансформації органічної речовини й зміни біогеохімічних функцій ґрунту [81].

У заплаві р. Ірпінь хронологія змін органогенних ґрунтів представлена трьома фазами: 1) природним накопиченням органічної маси в умовах надмірного зволоження; 2) деградацією внаслідок осушення й господарського використання; 3) формування нового гідроморфного стану після затоплення території у 2022 році. Як бачимо, перш за все, усі фази безпосередньо пов'язані із зміною водного режиму, мінералізацією торфових шарів, характером газообміну й співвідношенням процесів поглинання й емісії парникових газів. Внаслідок комплексу цих процесів змінюються морфологічні властивості торфовищ.

Трансформація ж торфових ґрунтів в умовах сьогодення (повторного їх затоплення внаслідок руйнування Козаровицької дамби) – це процес їх ревіталізації, але з певними антропогенними аспектами. В даних умовах формується специфічний техно-природний аквальний комплекс.

Підсумовуючи результати аналізу слід зазначити, стратегія поводження з територією колишніх осушених торфовищ повинна враховувати параметри їх гідрологічного режиму й антропогенного стану з урахуванням ступеня деградації. При цьому особливу увагу слід звертати на глибину затоплення, швидкість коливання рівнів підґрунтових вод та історію землекористування.

3.4. Якість води в постмілітарний період

3.4.1. Динаміка показників якості води

Відповідно до програми і методики досліджень було сформовано базу даних сольового складу, еколого-санітарних трофо-сапробіологічних (гідрофізичних і гідохімічних) показників (рис. 3.10–3.18), а також специфічних речовин токсичної дії у воді річки Ірпінь у довоєнний (2020-2021 рр.) та

постмілітарний періоди (2022-2025 рр.) (табл. 3.5). Отриманий масив даних в подальшому використовувався для комплексної екологічної оцінки якості води (див. підрозділ 3.4.2), аналізу проявів евтрофікації водойми (див. підрозділ 3.4.3).

Оцінювання екологічного стану поверхневих вод новоствореної акваторії в заплаві річки Ірпінь здійснювали за комплексом базових гідрохімічних та санітарно-екологічних показників, а також шляхом аналізу їх часової динаміки. До переліку досліджуваних параметрів належали: водневий показник (рН), загальна мінералізація (TDS), загальна жорсткість, каламутність, вміст завислих речовин, біологічне споживання кисню за 5 діб (БСК₅), а також концентрації амонійного азоту, нітратів та фосфатів.

Зазначені показники обрано як базові, оскільки вони інтегрально відображають фізико-хімічний стан поверхневих вод, дозволяють охарактеризувати рівень органічного і біогенного забруднення та визначити придатність водного середовища для життєдіяльності гідробіонтів. Зокрема, рН, загальна мінералізація та жорсткість відображають природні гідрохімічні особливості водних мас, тоді як каламутність і вміст завислих речовин – ступінь їх механічного засмічення. Показник БСК₅ виступає індикатором органічного навантаження на екосистему. За вмістом амонійного азоту, нітратів і фосфатів оцінювали рівень надходження біогенних елементів та ризику розвитку процесів евтрофікації [100; 102]. Дослідження динаміки цих параметрів уможливило простеження тенденції зміни якості водного середовища під впливом природних процесів і антропогенних чинників.

Водневий показник (рН) є одним із ключових гідрохімічних параметрів, що характеризує кислотно-лужні властивості поверхневих вод і суттєво впливає на перебіг фізико-хімічних і біологічних процесів у екосистемі. Його зміни можуть бути викликані як природними факторами (сезонні коливання, гідрологічний режим), так і антропогенним впливом (скиди забруднюючих речовин у водойму, дифузне забруднення із сільськогосподарських угідь тощо).

Аналіз динаміки рН у часі дозволяє оцінити стабільність екологічного стану водного середовища, виявити відповідні тенденції й потенційні джерела

впливу. Відповідно до даних, наведених на рис. 3.10, значення рН води на досліджуваній території коливаються в межах від 6,6 до 8,0. Згідно з чинною класифікацією [100], у більшості пунктів відбору вони характеризуються як нейтральні (рН 6,5-7,5), тоді як в окремі періоди фіксуються слабколужні умови (рН 7,5-8,5). Підвищення лужності води відзначено в літньо-осінньому періоді 2024 і 2025 років, що, ймовірно, пов'язано із проявами евтрофікаційних процесів. Спалах розвитку фітопланктону та вищої водної рослинності супроводжується інтенсивним споживанням розчиненого вуглекислого газу під час фотосинтезу. Зменшення його концентрації у воді призводить до зсуву значення рН у лужний бік. Подібні закономірності підтверджуються і іншими дослідниками [61].

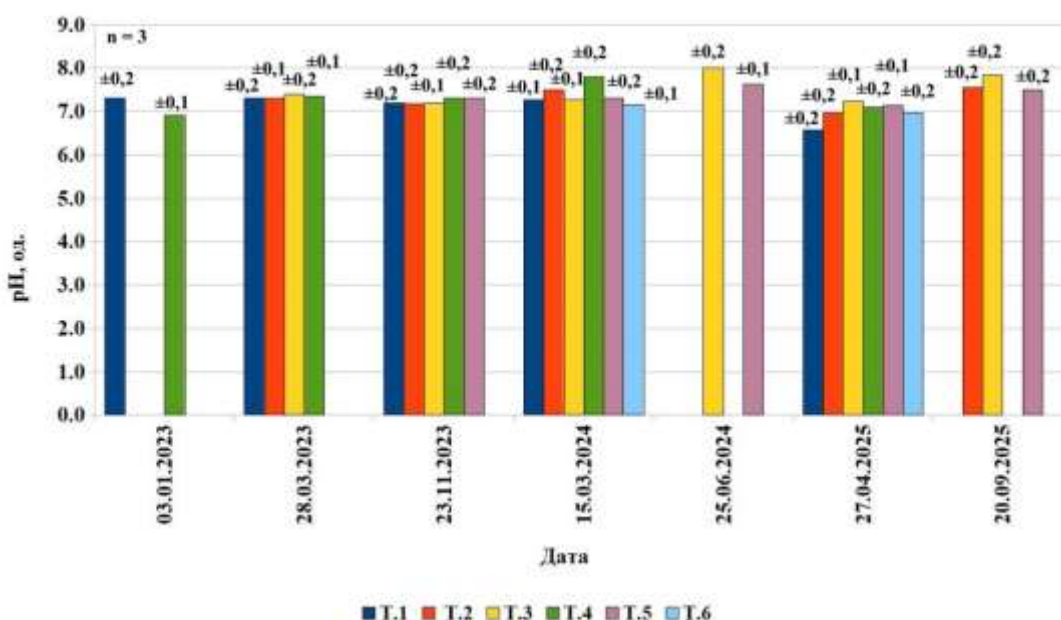


Рис. 3.10. Динаміка показника рН води території дослідження у 2023-2025 рр.

Загальна мінералізація води (або TDS – *Total Dissolved Solids*) характеризує сумарний вміст йонів кальцію, магнію, натрію, калію, хлоридів, сульфатів, гідрокарбонатів та карбонатів. Цей показник є важливим індикатором гідрохімічного стану води й визначає її придатність для різних водокористування.

За період наших досліджень у 2023–2025 роках на затопленій території значення загальної мінералізації води в середньому становили 325–394 мг/дм³ (рис. 3.11), що відповідало помірно прісним водам (за класифікацією

В. К. Хільчевського). Водночас, у літній період 2024 р. зафіксовано підвищення мінералізації до 543-557 мг/дм³ у районах сіл Демидів і Козаровичі (пункти відбору Т.3 і Т.5 відповідно), що за класифікацією В.К. Хільчевського відповідало прісним водам з підвищеною мінералізацією. Отримані результати загалом узгоджуються з характерними сезонними коливаннями мінералізації поверхневої води для досліджуваної території.

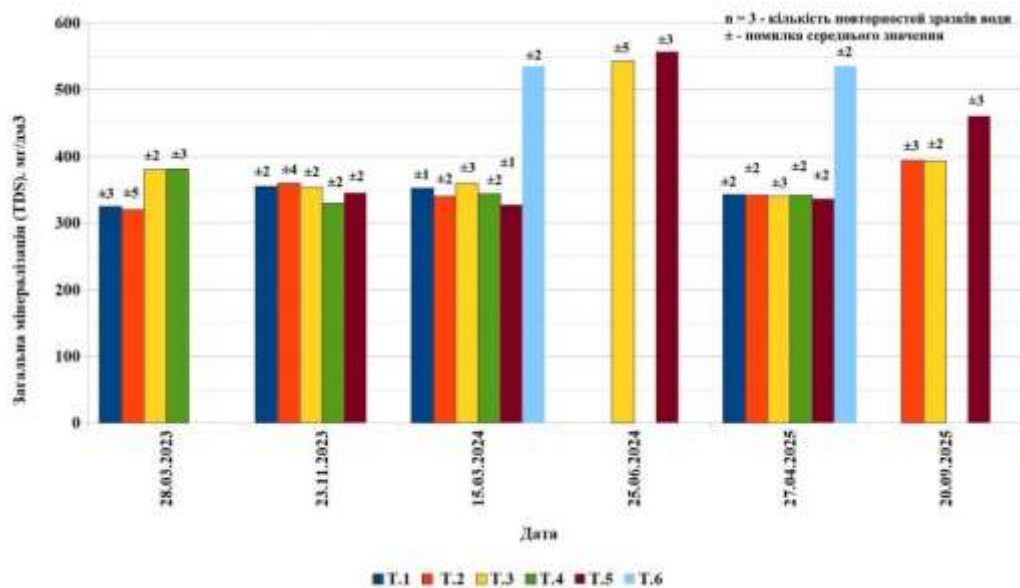


Рис. 3.11. Динаміка загальної мінералізації (TDS) води в досліджуваних пунктах, 2023–2025 рр.

Загальна жорсткість (або твердість) води визначається вмістом у ній іонів кальцію та магнію, які регулюють фізіологічні процеси гідробіонтів (зокрема, ріст і стресостійкість). Аналіз цього показника у досліджуваних пунктах засвідчив (рис. 3.12), що вода переважно належить до категорії м'яких: її значення коливалися в діапазоні від 5,1 до 5,9 мг/дм³ (або 2,55–2,8 ммоль/дм³). В окремі сезони спостерігалось підвищення загальної жорсткості до 6,06–6,8 мг/дм³ (3,03–3,4 ммоль/дм³), унаслідок чого вода переходила до категорії помірно твердої (середньої твердості). Класифікацію води затопленої заплави р. Ірпінь здійснено відповідно до гідрохімічної класифікації О.О. Альокіна [100].

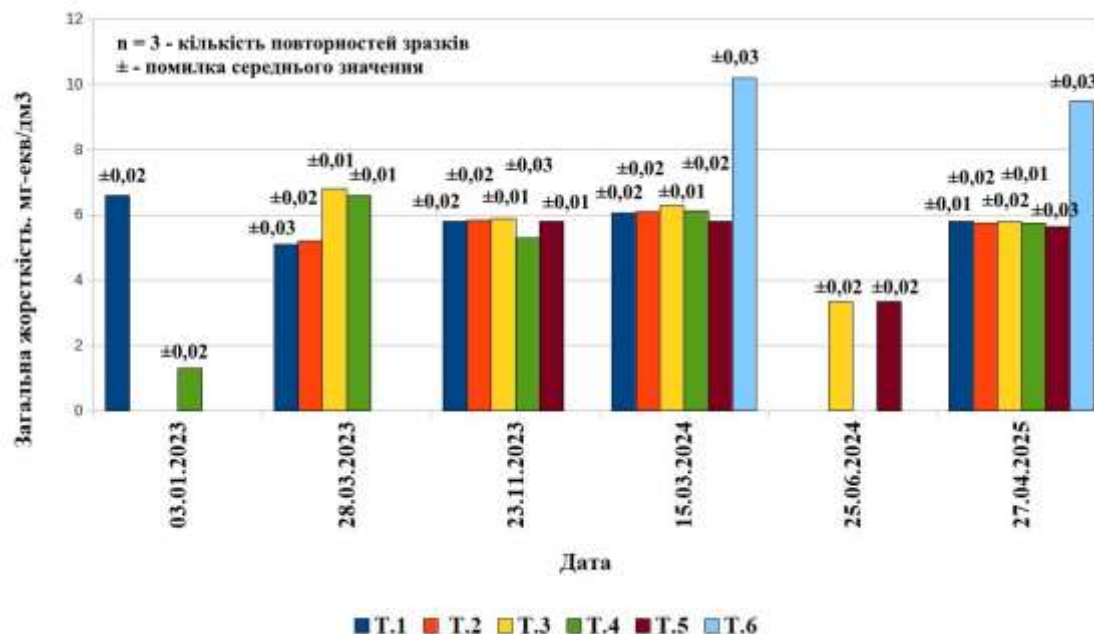


Рис. 3.12. Динаміка загальної жорсткості води в досліджуваних пунктах, 2023-2025 рр.

Показник каламутності є важливою кількісною характеристикою стоку наносів. Він відображає вміст у воді колоїдних і завислих дрібних частинок мулу, глини, органічних домішок, планктону тощо, які зменшують її прозорість [98]. Результати вимірювань виражають у нефелометричних одиницях каламутності (НОК). За рівнем екологічного впливу на водні екосистеми виділяють чотири класи каламутності води [162]: чиста (< 5 НОК); середньої каламутності (5–20 НОК); каламутна (20–100 НОК); дуже каламутна (> 100 НОК).

За даними рис. 3.13 03.01.2023 р. у пункті спостереження Т.1 (с. Червоне) зафіксовано пікове значення каламутності річкової води – 12,4 НОК (клас середньої каламутності). Імовірно, такі підвищені показники були зумовлені затопленням заплави навесні 2022 р., що супроводжувалося масовим надходженням у русло мулистих і зважених речовин. Подальше відступання води та поступове обсихання заплави також могли сприяти тимчасовому збільшенню каламутності. Надалі спостерігаломся стійке зниження каламутності до 1,6–4,9 НОК, що не перевищує нормативні 5 НОК. Такі показники відповідають доброму стану водного середовища та характерні для відносно чистих поверхневих вод.

Весняний період 2023 р. на затопленій території (пункти відборів Т.2–Т.4) відзначився підвищеною каламутністю води (9,9–21,6 НОК), що відповідало середньому та задовільному рівням. Подібна ситуація типова для техногенно змінених екосистем і зумовлена комплексом чинників: вимиванням суспензій із затоплених ґрунтів, їхнім розмоканням та накопиченням органіки. До кінця року заівоксоване поступове очищення води, хоча у створах Т.3 (с. Демидів) і Т.5 (с. Козаровичі каламутність залишалася помірною. Максимальні значення за весь період моніторингу (2023–2025 рр.) стабільно реєстрували біля с. Синяк (Т.2) та с. Демидів (Т.3). Крім вимивання дрібнодисперсних часточок атмосферними опадами атмосферними опадами з водозбору, суттєвий внесок у формування високої каламутності тут роблять скупчення водно-болотних птахів, які збагачують воду органічними речовинами. Проте, узагальнені результати досліджень свідчать, що цей параметр коливався в межах норми, притаманної доброму та середньому станам водного об'єкту.

Іншим показником, який визначає якість води і характеризує наявність домішок і прозорість води, є вміст завислих речовин. Це тверді часточки мінерального або органічного походження, які знаходяться у водній товщі в завислому стані. Завислі речовини потрапляють у воду внаслідок ерозійних процесів, змиву з поверхні, абразії берегів, а також евтрофікації. Вони є в переліку показників, які нормуються для різних видів водокористування: питних, господарсько-побутових, для вирощування риби та інших потреб [1; 84].

Зокрема, за вмістом завислих речовин встановлені такі нормативи: для рибництва – не більше 25 мг/дм^3 [84], для питних – фон + $0,25 \text{ мг/дм}^3$, рекреаційних і спортивних цілей – фон + $0,75 \text{ мг/дм}^3$ [1]. Проте, вода з р. Ірпінь не використовується для питного водопостачання, тому не доречно здійснювати оцінку відповідності вмісту завислих речовин для цього виду водокористування. Натомість, водні ресурси річки наразі активно використовуються в любительському рибальстві.

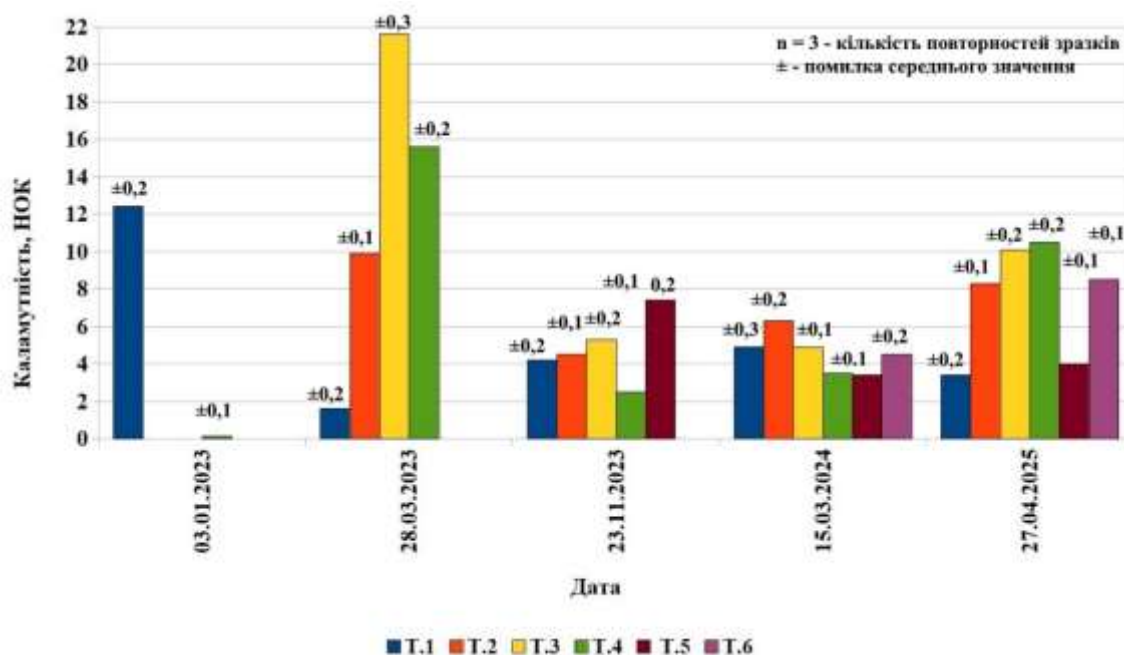


Рис. 3.13. Динаміка каламутності води в досліджуваних пунктах, 2023-2025 рр.

Як видно з рис. 3.14, взимку 2023 року вода в районі Т.1 містила значну кількість завислих домішок ($131,5 \text{ мг/дм}^3$), що корелювало із підвищеною каламутністю й умовами, які спричинили такі значення. В подальші періоди відбору вміст завислих речовин в цьому пункті відбору був в межах норми, визначеної для потреб рибальства. Для решти пунктів відбору була аналогічна до показників каламутності ситуація, адже це взаємопов'язані між собою фізичні показники води.

Показник БСК₅ (біологічне споживання кисню протягом 5 діб) є одним із індикаторів вмісту у воді органічних речовин. Він характеризує кількість розчиненого кисню, що споживається в аеробних умовах мікроорганізмами у процесі біохімічного окиснення органічних речовини протягом п'ятиденної інкубації проби. Значення БСК дає змогу опосередковано оцінити рівень і ступінь органічного забруднення водного середовища: чим вищий показник, тим більшим є органічне навантаження на водну екосистему [110]. На водоймах рибогосподарського, рекреаційного та спортивного призначення встановлено норматив БСК₅ $3 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$. Тому при подальшому оцінюванні екологічного стану ми керувалися цим значеннями [1; 84].

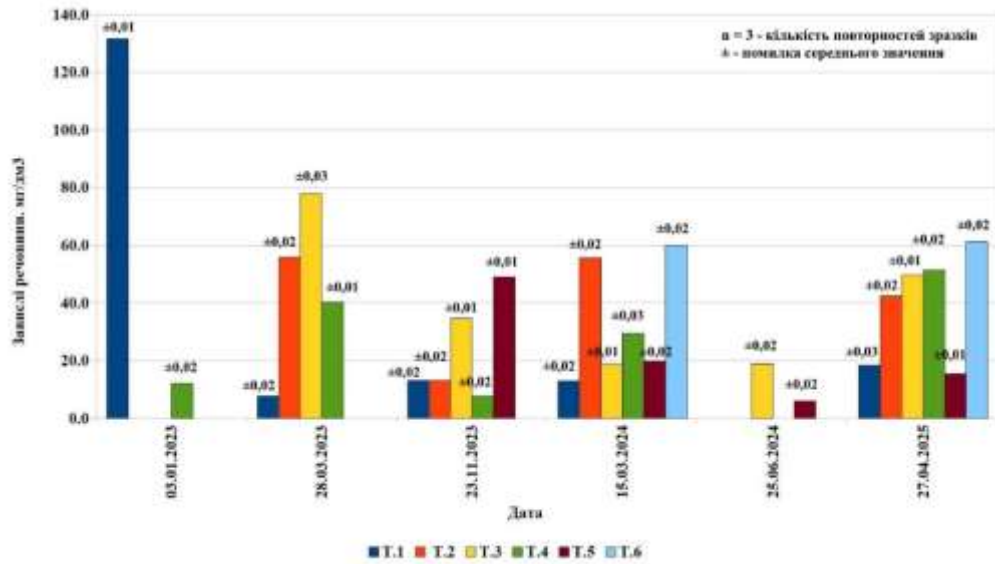


Рис. 3.14. Динаміка вмісту завислих речовин у воді в досліджуваних пунктах, 2023-2025 рр.

Дослідження отриманих результатів (рис. 3.15) свідчить про суттєві сезонні і просторові коливання показників БСК₅, що характеризують рівень органічного забруднення р. Ірпінь та зони затоплення. Взимку 2023 р. зафіксовано значення БСК₅ 6,20 мгО₂/дм³ (Т.1) та 6,00 (Т.4), відповідно, що більш ніж удвічі перевищувало нормативні значення й свідчило про значне органічне забруднення.

Навесні 2023 р. у Т.1 в умовах проточної води у створі Т.1 зафіксовано зниження БСК₅ до 1,30 мгО₂/дм³ (0,4 ГДК), що свідчить про покращення кисневого режиму. Водночас у зоні затоплення спостерігалось високе органічне навантаження: Т.2 – 5,50 мгО₂/дм³ (1,7 ГДК), Т.3 – 17,70 мгО₂/дм³ (5,9 ГДК), Т.4 – 13,50 мгО₂/дм³ (4,5 ГДК). Восени 2023 р. ознаки органічного забруднення виявлено вже у всіх пунктах моніторингу: від 3,70 мгО₂/дм³ (1,2 ГДК) у Т.4 до 4,90 мгО₂/дм³ (1,6 ГДК) у Т.5. Такі підвищені значення є наслідком масштабного затоплення території та вимивання логаніки з товщі ґрунту.

Навесні 2024 року відзначено часткове самовідновлення водної екосистеми – у більшості створів показники БСК₅ стабілізувалися у межах нормативу (1,3-2,1 мгО₂/дм³). Винятком став пункт Т.2 із значеннями 4,70

мгО₂/дм³ (1,6 ГДК), що ймовірно, зумовлено локалізацією місць перезимівлі колоній лебедів-шипунів (рис. М.1, додаток М).

Проте результати весняних спостережень 2025 року знову засвідчили зростання органічного забруднення затоплених територій. Перевищення ГДК засвідчено у створах Т.2 (1,5 рази), Т.5 (1,2 рази), а також Т.3 і Т.4 (у 2,6 рази для обох). Окрім того, суттєве забруднення в цей період виявлено на підтоплених землях приватних домогосподарств, де рівень БСК₅ сягав 8,37 мгО₂/дм³, що у 2,8 рази більше нормативу (рис. М.2, додаток М).

Отже, проаналізована динаміка змін БСК₅ упродовж 2023–2025 рр. показує, що процес відновлення водної екосистеми на затопленій території є нестабільним, а у водну екосистему періодично надходить значна кількість органічних речовин.

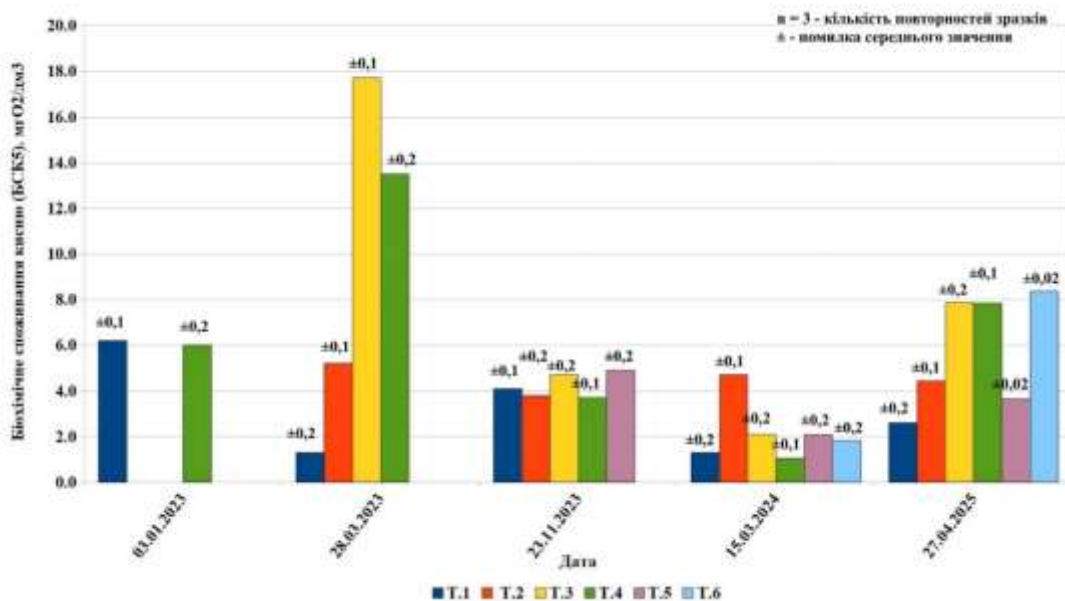


Рис. 3.15. Динаміка біогеохімічного споживання кисню (БСК₅) у воді досліджуваних пунктів, 2023–2025 рр.

Одним із найважливіших лімітуючих біогенних елементів у воді є азот. Він представлений як органічними, так і мінеральними формами, активно залученими в кругообіг речовин у водній екосистемі. Основними його джерелами надходження є внутрішньоводоймні біогеохімічні процеси, газообмін з атмосферою, атмосферні опади й джерела антропогенного

походження. Наявність значної кількості азоту значно пришвидшує процеси евтрофікації у водоймі [106].

Аналізуючи кількісні значення азоту амонійного, представлені на рис. 3.16, спостерігаємо перевищення у пункті відбору проб Т.1. Навесні та влітку 2023 р. його показники становили 1,44 та 2,33 мгN/дм³, що не відповідало нормативам якості води для рибогосподарського використання (ГДК = 1,0 мг/дм³). Крім того, влітку відмічено також незначне перевищення нормативів для господарсько-побутових, оздоровчих та спортивних цілей – в 1,2 раза. В подальші строки відбору значення цього показника для усіх пунктів відбору були в межах норми і коливалися від 0,20 до 0,85 мгN/дм³.

Нітрати є кінцевим продуктом мінералізації органічної речовини. За їх вмістом можна оцінювати процеси самоочищення водойми від забруднюючих органічних речовин. Головними споживачами нітратів у воді є рослини, тому у вегетаційний період їх концентрація зазвичай зменшується, а часто й повністю зникає. Дефіцит нітратів може обмежувати розвиток певних видів рослин-гідрофітів. Восени, внаслідок відмирання і мінералізації рослинної маси відбувається накопичення нітратів у водній товщі, а їх максимум досягається в зимовий період. Наявність нітратів свідчить про завершення процесу розкладу органіки, а їхня значна кількість – про старе мінеральне забруднення [98].

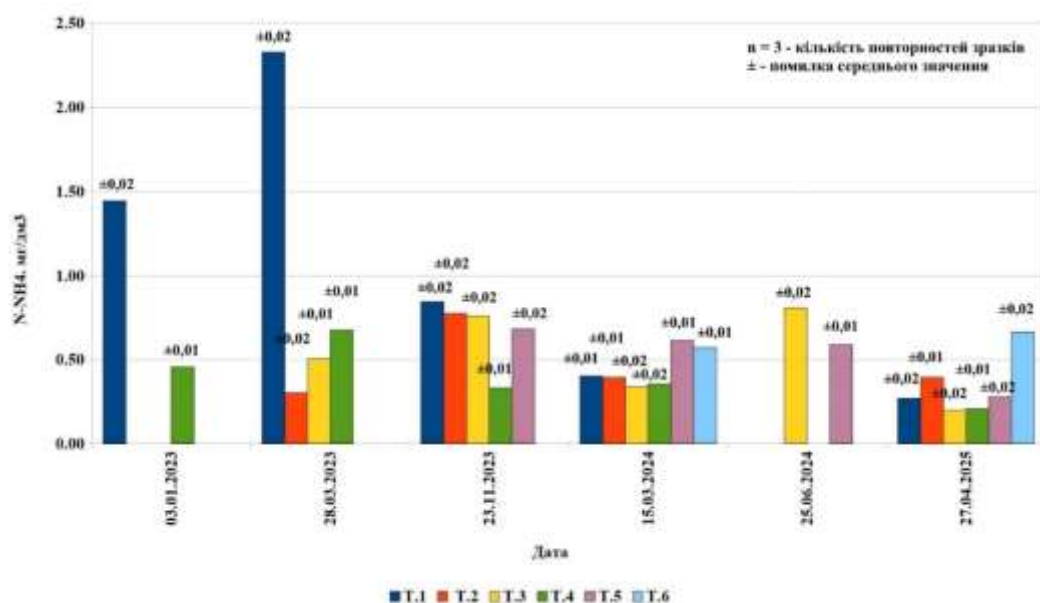


Рис. 3.16. Динаміка вмісту амонійного азоту у воді в досліджуваних пунктах, 2023–2025 рр.

Для різних видів водокористування встановлено диференційовані гранично-допустимі концентрації (ГДК) нітратів. Зокрема, для питного, господарсько-побутового, рекреаційного і спортивного водокористування норматив становить 45 мг/дм^3 (за NO_3) [1]. Для водойм рибогосподарського призначення вміст є значно суворіший і не повинен перевищувати $2,0 \text{ мгN/дм}^3$ (або $8,86 \text{ NO}_3^-/\text{дм}^3$) [84]. Згідно з результатами, представленими на рис. 3.17 концентрація нітратів в усіх створах моніторингу у 2024 році знаходилася в межах норми і становила $3,2\text{--}7,5 \text{ мг/дм}^3$.

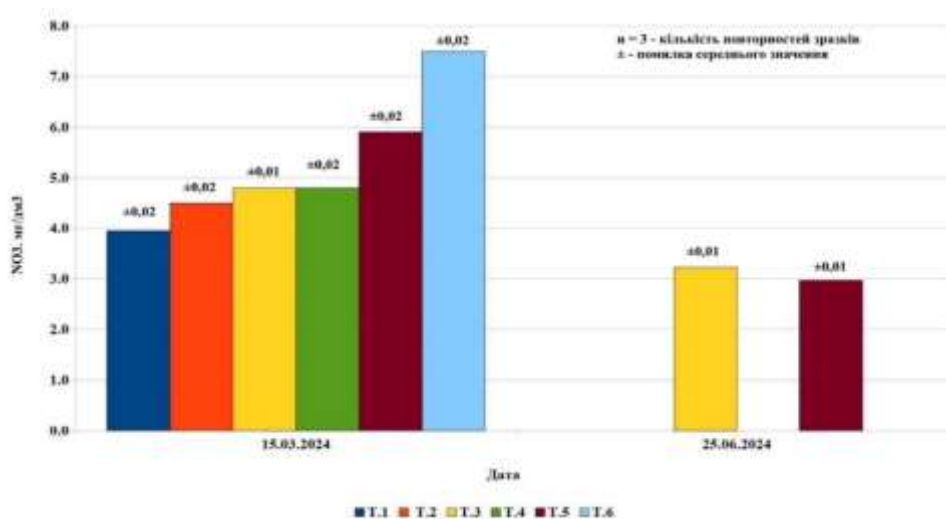


Рис. 3.17. Вміст нітратів у воді в досліджуваних пунктах, 2024 р.

Фосфор є одним із ключових біогенних елементів, що визначає трофічність водної екосистеми, тобто ступінь її первинної біологічної продуктивності. Він є життєво необхідним елементом для іхтіофауни, який засвоюється безпосередньо через зябра та використовується для росту і розвитку, побудови кісткової тканини. Водночас, його надлишкові кількості у воді інтенсифікують евтрофікаційні процеси, що призводить до дефіциту кисню та загибелі водних організмів [161].

Для водойм рибогосподарського призначення ГДК фосфатів становить $0,5 \text{ мгP/дм}^3$ (або $1,53 \text{ мг/дм}^3 \text{ P-PO}_4$) [84]. Водночас для водних об'єктів питного, господарсько-побутового, рекреаційного, оздоровчого та спортивного призначення цей норматив є вищим і становить $3,5 \text{ мг/дм}^3$ за фосфором

ортофосфатів ($P-PO_4$) [1]. Отже, рибогосподарські вимоги є значно жорсткішими (більш ніж у 2,3 рази), що обумовлено високою чутливістю гідробіонтів до фосфатного навантаження.

За результатами наших досліджень, представлених на рис. 3.30, вміст фосфатів коливався від 0,04 до 1,33 мг/дм³ й відповідав встановленим критеріями для вище зазначених видів водокористування.

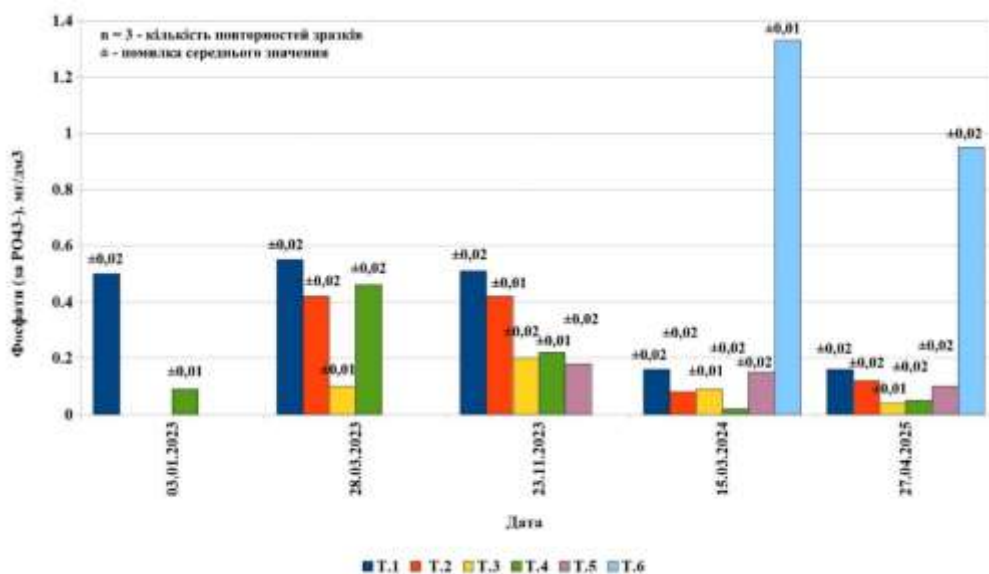


Рис. 3.18. Динаміка вмісту фосфатів у воді в досліджуваних пунктах, 2023-2025 рр.

Окрім того, у 2024 році власну базу даних було доповнено переліком показників хімічної матриці та специфічних показників якості води, зокрема, вмістом важких металів, нафтопродуктів, аніоноактивних синтетичних поверхневоактивних речовин (АСАПР). Це дало змогу здійснити порівняльний аналіз зміни якості води в р. Ірпінь у довоєнний і постмілітарний періоди (табл. 3.5).

Варто відзначити, що іонно-катіонний склад води в поверхневих водних об'єктах є достатньо стабільною характеристикою. Вони зазнають суттєвої зміни тільки за надзвичайного антропогенного впливу [21; 52]. З огляду на це, влітку 2024 року було здійснено розширений лабораторний аналіз, який включав 28 показників: фізичних, фізико-хімічних, трофо-сапробіологічних та забруднюючих компонентів. Також для ретроспективної оцінки та аналізу

Показники якості поверхневих вод р. Ірпінь у довоєнний та
постмілітарний періоди

Показники якості води та одиниці їх вимірювання	Період та пункти спостережень				
	2020-2021 рр.	2022-2023 рр.	2024 р. (літо)		
	селище Гостомель (28 км, вплив р. Буча)		набережна м. Ірпінь, (вище за течією, біля ж/д мосту)	осколиці с. Демидів, (затоплен а заплава)	с. Козаровичі, (затоплена заплава, біля дамби)
1	2	3	4	5	6
Прозорість по шрифту, см	$18,39 \pm 1,37^*$ 8,00**	$16,91 \pm 1,48^*$ 6,00**	$15,00 \pm 1,22^*$	$15,00 \pm 1,31^*$	$15,00 \pm 1,19^*$
Завислі речовини, мг/дм ³	$5,19 \pm 0,80$ 8,00	дані відсутні	$38,00 \pm 0,30$	$19,00 \pm 1,10$	$6,00 \pm 0,52$
рН, од.	$7,67 \pm 0,07$ 8,14	$7,54 \pm 0,06$ 8,25	$7,63 \pm 0,03$	$8,01 \pm 0,02$	$8,42 \pm 0,01$
Кисень, мгО ₂ /дм ³	$10,20 \pm 0,80$ 3,52	$8,75 \pm 0,76$ 2,72	$2,68 \pm 0,21$	$2,84 \pm 0,18$	$3,22 \pm 0,25$
Сума йонів, мг/дм ³	$506,0 \pm 8,0$ 588,0	$558,0 \pm 11,0$ 634,0	$656,0 \pm 15,0$	$543,0 \pm 10$	$557,0 \pm 13,0$
Жорсткість, мг-екв/дм ³	$5,65 \pm 0,11$ 6,76	$5,99 \pm 0,14$ 7,32	$4,05 \pm 0,10$	$3,35 \pm 0,13$	$3,35 \pm 0,13$
Гідрокарбонати, мг/дм ³	$297,2 \pm 6,9$ 379,0	$292,6 \pm 5,6$ 351,0	$366,1 \pm 8,1$	$317,3 \pm 9,1$	$355,6 \pm 7,1$
Хлориди, мг/дм ³	$47,80 \pm 1,82$ 64,50	$56,32 \pm 2,00$ 78,20	$51,83 \pm 1,53$	$53,25 \pm 2,04$	$54,67 \pm 1,93$
Сульфати, мг/дм ³	$26,37 \pm 3,25$ 52,3	$58,50 \pm 6,0$ 150	$62,00 \pm 5,93$	$32,00 \pm 3,24$	$22,00 \pm 2,85$
Калій, мг/дм ³	$5,34 \pm 0,27$ 7,00	$6,86 \pm 0,40$ 13,00	$5,90 \pm 0,35$	$5,50 \pm 0,21$	$5,70 \pm 0,26$
Кальцій, мг/дм ³	$81,39 \pm 1,73$ 94,6	$88,34 \pm 2,37$ 115,4	$114,0 \pm 5,14$	$82,00 \pm 3,45$	$88,00 \pm 2,81$
Натрій, мг/дм ³	$26,47 \pm 1,12$ 36,00	$32,70 \pm 1,49$ 49,00	$23,10 \pm 1,15$	$18,70 \pm 1,10$	$20,10 \pm 1,10$
Магній, мг/дм ³	$19,38 \pm 0,62$ 24,8	$19,28 \pm 0,61$ 26,3	$28,80 \pm 1,41$	$31,20 \pm 1,81$	$27,6 \pm 1,93$
Біхроматна окиснюваність, мгО/дм ³	$36,35 \pm 1,47$ 51,0	$48,88 \pm 2,99$ 75,4	$77,6 \pm 3,53$	$42,35 \pm 2,44$	$29,8 \pm 1,53$
БСК ₅ , мгО ₂ /дм ³	$2,52 \pm 0,26$ 4,96	$3,59 \pm 0,27$ 6,08	дані відсутні	$7,84 \pm 0,45$	$4,85 \pm 0,3$

1	2	3	4	5	6
Нітроген амонійний, мгN/дм ³	$\frac{1,03 \pm 0,25}{4,02}$	$\frac{1,69 \pm 0,25}{3,64}$	$0,96 \pm 0,07$	$0,81 \pm 0,07$	$0,59 \pm 0,03$
Нітроген нітритний, мгN/дм ³	$\frac{0,033 \pm 0,005}{0,079}$	$\frac{0,077 \pm 0,014}{0,250}$	$0,305 \pm 0,025$	$0,022 \pm 0,001$	$0,004 \pm 0,002$
Нітроген нітратний, мгN/дм ³	$\frac{0,676 \pm 0,087}{1,400}$	$\frac{0,830 \pm 0,144}{2,400}$	$0,990 \pm 0,068$	$0,730 \pm 0,044$	$0,670 \pm 0,041$
Фосфор ортофосфатів, мг P/дм ³	$\frac{0,196 \pm 0,028}{0,517}$	$\frac{0,281 \pm 0,028}{0,643}$	$1,910 \pm 0,074$	$1,150 \pm 0,082$	$0,810 \pm 0,071$
Залізо (загальне), мкг/дм ³	$\frac{157,0 \pm 22,0}{260,0}$	дані відсутні	$1310,0 \pm 90,0$	$740,0 \pm 60,0$	$280,0 \pm 20,0$
Манган, мкг/дм ³	$\frac{63,86 \pm 13,51}{131,0}$	дані відсутні	$80,00 \pm 4,70$	$18,00 \pm 1,11$	$80,00 \pm 5,60$
Мідь, мкг/дм ³	$\frac{2,86 \pm 0,15}{10}$	дані відсутні	$620,0 \pm 30,0$	$21,00 \pm 3,79$	----***
Цинк, мкг/дм ³	$\frac{25,57 \pm 6,84}{65,00}$	дані відсутні	----***	----***	----***
Хром, мкг/дм ³	$\frac{3,59 \pm 1,07}{8,80}$	дані відсутні	----***	----***	----***
Нікель, мкг/дм ³	дані відсутні	дані відсутні	----***	----***	$40,00 \pm 2,00$
Феноли, мг/дм ³	$\frac{0,0011 \pm 0,0001}{0,002}$	дані відсутні	----***	----***	----***
Нафтопродукти, мг/дм ³	$\frac{0,0086 \pm 0,0014}{0,010}$	дані відсутні	----***	----***	----***
АСПАР, мг/дм ³	$\frac{0,0186 \pm 0,0034}{0,030}$	дані відсутні	$0,68 \pm 0,09$	$0,37 \pm 0,03$	$0,26 \pm 0,02$

Примітка: * - середні значення; ** - найгірші значення ; ----*** - вміст менший за межу визначення.

зміни якості води використано середньорічні дані державного моніторингу якості поверхневих вод р. Ірпінь (гідрохімічний пост у с. Гостомель, 28 км від гирла, зона впливу р. Буча) за період 2020-2023 рр. Відповідні матеріали було залучено з фондів Державного водного кадастру (розділ «Якість води»), що фондів інформаційно-довідкової та нормативної літератури Галузевого державного архіву матеріалів гідрометеорологічних спостережень Державної служби з надзвичайних ситуацій України Центральної геофізичної обсерваторії ім. Бориса Срезневського [16–19].

3.4.2. Комплексна оцінка якості води за екологічним індексом

На основі сформованої бази даних показників якості води (п. 4.1.1) нами було здійснено комплексну екологічну оцінку якості поверхневих вод р. Ірпінь з визначенням екологічного індексу (ІЕ) за відповідними категоріями [52] для довоєнного (2020–2021 рр.) та посмілітарного (2022–2025 рр.) періодів. Вибір пунктів відбору проб води здійснено з урахуванням різного ступеня віддаленого впливу воєнних дій та супутнього антропогенного навантаження на екосистему річки Ірпінь. Умовно територію було розділено на: а) власне зону затоплення і б) вище зони затоплення, де зберігається типовий для річки гідрологічний режим. Такий розподіл дає можливість виокремити саме вплив затоплення на формування якості води.

В якості контролю обрано дані за 2020–2021 рр. (довоєнний період) з пункту державного моніторингу якості води на р. Ірпінь (с. Гостомель) (28 км від гирла річки). Дослідження залишкових наслідків воєнних дій здійснювали в цьому ж контрольному пункті (2022–2023 рр.) та у пункті відбору, розташованому в районі набережної м. Ірпінь (поблизу залізничного мосту), де фіксувався додатково опосередкований вплив міста (2024 р.). Вони об'єднані в групу об'єктів оцінювання, які знаходяться вище зони затоплення.

Особливу увагу приділено оцінці зміни якості води під впливом тривалого затоплення. Аналіз для цієї частини проводили в два етапи:

1) *дослідження просторової неоднорідності;*

В рамках цього етапу вивчали просторову зміну хімічного складу води на прикладі контрольних точок відбору Т.3 (околиці с. Демидів, Вишгородський р-н) і Т.5 (поблизу Козаровицької дамби, с. Козаровичі, Вишгородський р-н) у 2024 році (див. п. 3.4.1).

2) *ретроспективна оцінка загального стану акваторії.*

Здійснювали узагальнюючий аналіз якості води новоствореної акваторії в цілому. Розрахунки базувалися на статистичній обробці даних за 2023-2025 рр., представлених в п. 3.4.1: визначенні середніх, найгірших і найкращих показників.

Подальше визначення екологічного індексу води за середніми значеннями дозволило оцінити урівноважений і відносно стабільний стан екосистеми. Максимальні (найгірші) значення відображають відхилення, обумовлені як антропогенним впливом, так і природними процесами. Середні мінімальні значення характеризують мінливість величин в реальних умовах та свідчать про перспективи потенційної можливості досягнення вищого рівня якості.

Такий підхід надав можливість відобразити локальну специфіку формування якості в акваторії із загальносистемними тенденціями. Виявлені закономірності слугують базою для прийняття управлінських рішень, пов'язаних з мінімізацією екологічних ризиків в басейні р. Ірпінь в умовах тривалого затоплення території.

Оцінку якості води в межах затопленої частини заплави здійснювали у контрольних створах, диференційованих за характером антропогенного навантаження. Зокрема, у верхній частині зони затоплення моніторинг проводили кість води в цілому у затопленій частині заплави вивчали в контрольних у пункті Т.2 (околиці с. Синяк Бучанського р-н), а в центральній – у Т.3 і Т.4 (околиці с. Демидів Вишгородського р-ну), де прогнозувався найбільш інтенсивний вплив процесів вилуговування речовин із затоплених земель. Нижню (гирлову) частину зони затоплення досліджували у створі Т.5 (гирлова) поблизу Козаровицької дамби, с. Козаровичі, Вишгородського р-ну). У цьому пункті, де окрім площинного вилуговування з заплавної комплексу, додатково фіксувався локальний вплив зворотних вод, що відкачувалися з підтоплених домогосподарств.

Аналіз якості води р. Ірпінь за показниками блоку сольового складу (I_1) (додаток Л, табл. Л.1), зокрема за величиною загальної мінералізації (суми йонів) дала змогу віднести досліджувані води до категорії прісних олігогалинних із діапазоном середніх значень від 506 мг/дм^3 (2020–2021 рр., с. Гостомель) до 656 мг/дм^3 (2024 р., м. Ірпінь). Усі досліджені проби відповідали 2 категорії якості води.

Порівняння значень суми йонів за 2022–2023 рр. (мілітарний та постмілітарний періоди) із попередніми роками засвідчує зростання їх середніх значень у пункті відбору поблизу селища Гостомель – з 506 до 558 мг/дм³. Таке підвищення, ймовірно, обумовлено тривалим антропогенним навантаженням, у тому числі воєнного характеру, що підтверджується фіксацією найвищих значень – 588 та 637 мг/дм³.

Вміст середніх значень хлорид-іонів коливався в діапазоні 47,80–56,32 мг/дм³, що відповідало 3 категорії якості води. У період 2022–2023 рр. зафіксовано найгірші значення цього показника – 78,2 мг/дм³, що відноситься до 4 категорії якості.

Концентрація сульфат-іонів варіювала від 22,0 (1 категорія) до 62,0 мг/дм³ (2 категорія якості води). Варто зазначити, що у 2022–2023 рр. максимальні значення сягали 150,0 мг/дм³, що майже втричі перевищувало пікові показники довоєнного періоду (52,3 мг/дм³). Така динаміка вказує на інтенсивне надходження до водного об'єкта неорганічних і органічних сполук сірки зі стічними водами або інших джерел антропогенного походження.

За показником усередненого блокового індексу (I_1), розрахованого за середніми значеннями протягом усього періоду досліджень (2020–2024 рр.), води р. Ірпінь належали, переважно, до II класу 2 категорії якості (I_1 2,00–2,33), що характеризувало їх як «дуже добрі», «чисті» води» (рис. 3.19). Варто зазначити, що у створу моніторингу с. Гостомель у 2022–2023 рр. найгірші значення цього індексу становили 3,33. Це відповідало II класу 3 категорії якості – «добрі», «досить чисті» води з тенденцією наближення до «задовільних», «слабко забруднених».

Аналіз результатів трофо-сапробіологічного (санітарного) блоку представлено у табл. Л.2 додатку Л. Встановлено, що у довоєнний період (2020–2021 рр.) у створі державного моніторингу якості поверхневих вод р. Ірпінь (с. Гостомель) за середніми значеннями показників цього відповідного блокового індексу ($I_2 = 4,40$) якістю води відповідала III класу якості 4 категорії 4(5) субкатегорії, що характеризує її як «задовільну», «слабко забруднену» з

тенденцією наближення до стану «посередня», «помірно забруднена». Водночас за найгіршими значеннями ($I_2 = 5,60$) вода належала до IV класу якості 6 категорії 5-6 субкатегорії, що відповідало перехідному стану від «посередньої», «помірно забрудненої» до «поганої», «брудної».

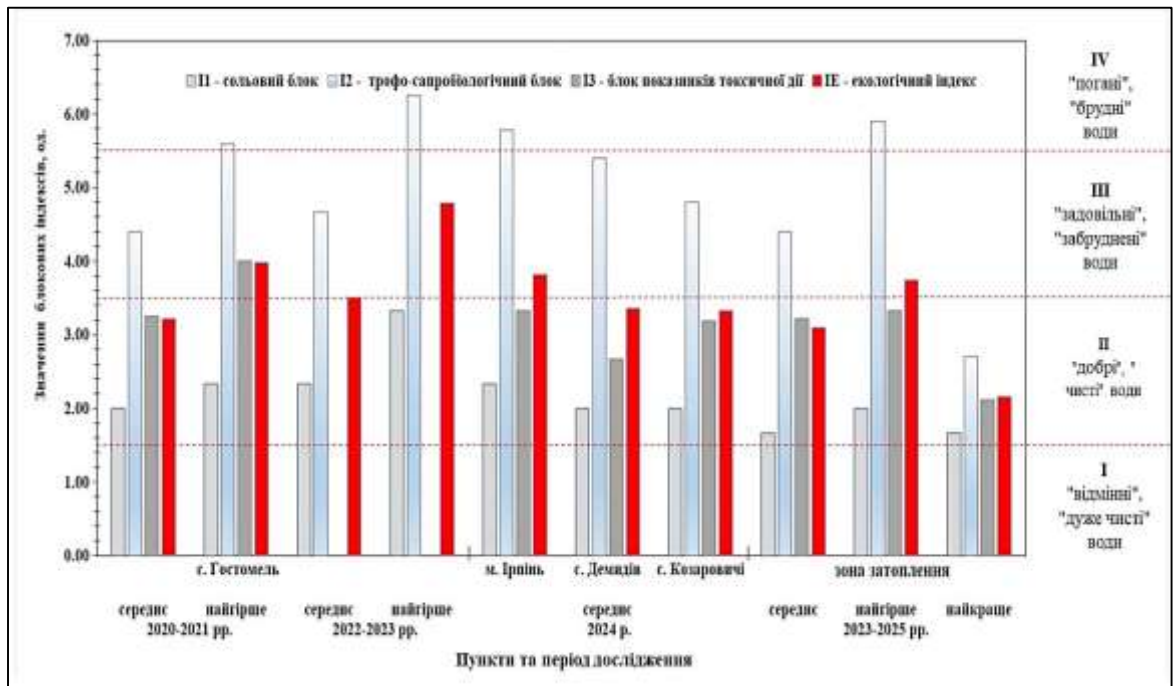


Рис. 3.19. Якість води р. Ірпінь за блоковими індексами (I_1 – блок сольового складу; I_2 – блок трофо-сапробіологічних санітарних показників; I_3 – блок показників специфічної токсичної дії)

Зниження якості води в цей період було зумовлене органічним забрудненням. Зокрема, за результатами лабораторних досліджень у воді зафіксовано підвищені концентрації сполук азоту (амонійного – 7 категорія якості, нітритного та нітратного – 6 категорія) і фосфору (7 категорія), а також високі значення біхроматної окиснюваності (ХСК – 6 категорія) та БСК₅ (5 категорія) за одночасного дефіциту розчиненого кисню (7 категорія).

У постмілітарний період (за даними 2022–2023 рр.) у цьому створі моніторингу зафіксовано погіршення якості водного середовища до 5 категорії 5(4) субкатегорії III класу якості ($I_2 = 4,67$), що відповідало перехідному стану від «задовільних», «слабко забруднених» до «посередніх», «помірно забруднених». Порівняно із довоєнними роками, тут відзначено зростання

органічних сполук, що свідчить про систематичне надходження у воду недостатньо очищених стічних вод із населеного пункту.

Найгірші значення блокового індексу відображають граничні відхилення параметрів від фонового екологічного нормативу, спричинені антропогенною діяльністю та природними явищами (наприклад, кліматичними аномаліями останніх років). За найгіршими показниками ($I_2 = 6,25$) якість води знизилася до IV класу 6 категорії 6 субкатегорії якості – «погані», «брудні води». Невідповідність встановленим нормативам зафіксовано за вмістом розчиненого кисню (у 2 рази нижче), нітрогену амонійного (у 2,3 рази вище) та фосфору (у 1,7 рази вище), біхроматній окиснюваності (у 2,5-5 разів вище). Це може свідчити про руйнування каналізаційних споруд та локальних септиків внаслідок воєнних дій на цій території й потрапляння стоків у воду.

Аналіз даних 2024 року показав, що відібрані в околицях м. Ірпінь зразки за значеннями цього індексу ($I_2 = 5,70$) відповідали IV класу 6 категорії 5-6 субкатегорії якості. Це характеризує досліджувані води як перехідні від стану «посередні», «помірно забруднені» до «погані», «брудні».

Оцінювання блоку специфічних показників токсичної дії (I_3) у пункті державного моніторингу с. Гостомель (табл. Л.3, додаток Л) здійснювали лише за даними 2020-2021 рр., оскільки за період 2022–2023 рр. відповідна інформація у базах даних була відсутня.

Відповідно до проаналізованих даних за середніми значеннями показників цього блоку ($I_3 = 3,25$) у довоєнний період (2020–2021 рр., с. Гостомель) якість води відповідала II класу 3 категорії 3 субкатегорії – «добрі», «досить чисті» води. Натомість за найгіршими значеннями ($I_3 = 4,00$) вона класифікувалася як III клас 4 категорія 4 субкатегорія якості, що відповідало характеристиці «задовільна», «слабко забруднені» вода (див. рис. 3.19).

Проведені у 2024 р. дослідження засвідчили, що проби води, відібрані на набережній м. Ірпінь, за вмістом речовин специфічної токсичної дії ($I_3 = 3,22$) належали до II класу 3 категорії 3 субкатегорії якості. Це дало змогу охарактеризувати їхній стан як «добрий», а самі води – як «досить чисті».

Узагальнюючим етапом досліджень став розрахунок комплексного екологічного індексу (I_E) якості води в р. Ірпінь (табл. 3.6). У довоєнний період (2020–2021 рр.) у створі моніторингу с. Гостомель за середніми значеннями ($I_E = 3,22$), які відображають природний урівноважений стан водної екосистеми, якість води відповідала II класу 3 категорії – «добрі», «досить чисті» води. Натомість за найгіршими значеннями ($I_E = 3,98$) вона класифікувалася за III класом 4 категорією якості й відповідало характеристиці «задовільна», «слабко забруднена».

У постмілітарний період зафіксовано погіршення якості поверхневих вод, зумовлене насамперед наслідками бойових дій, оскільки ця територія навесні 2022 року перебувала в епіцентрі військових зіткнень та уражень. Зокрема, екологічний індекс за найгіршими значеннями становив 4,79, що дозволило віднести воду до III класу 5 категорії – «посередні», «помірно забруднені» з тенденцією до «задовільних», «слабко забруднених».

Подальші дослідження, проведені у 2024 році, засвідчили, що в межах м. Ірпінь якість води за величиною комплексного індексу ($I_E = 3,75$) відповідала III класу 4 категорія якості. Це дає змогу охарактеризувати її стан як перехідний від «доброго» «досить чистого» до «задовільного» «слабко забрудненого», що свідчить про значний антропогенний тиск урбанізованого середовища на річкову екосистему.

Результати просторової неоднорідності якості води в Т.3 (с. Демидів) та Т.5 (с. Козаровичі) на затопленій території в долині р. Ірпінь за комплексним екологічним індексом (I_E) та блоковими індексами представлено на рис. 3.19. За значеннями індексу сольового складу ($I_1 = 2,00$) вода в Т.3 і Т.5 належала до II класу 2 категорії якості й відповідали «дуже добрим», «чистим» водам. Отримані значення відповідають типовим гідрохімічним показникам для річки Ірпінь.

Аналіз індексу трофо-сапробіологічного (санітарного) стану (I_2) показав, що в околицях с. Демидів (Т.3) (рис. 3.19) його значення становило 5,40, а якість води відповідала III класу 5 категорії 5(6) субкатегорії («посередня», «помірно забруднена» з тенденцією наближення до категорії «поганих», «брудних»).

簽署人：

Ruofan Wu

9FC72CDECB8849A...

Таблиця 3.6

Комплексна екологічна оцінка якості води в р. Ірпінь вище зони затоплення,
2020–2024 рр.

Значення	I ₁	I ₂	I ₃	IE	Категорія	Субкатегорія	Клас якості	Словесна характеристика
довосінний період								
с. Гостомель (28 км від гирла річки) 2020-2021 рр.								
C _{сер.}	2,00	4,40	3,25	3,22	3	3	II	«добрі», «досить чисті» води
C _{найг.}	2,33	5,60	4,00	3,98	4	4(3)	III	«задовільні», «слабко забруднені» води з ухилом до «добрих», «досить чистих»
постмілітарний період								
с. Гостомель (28 км від гирла річки), 2022–2023 рр.								
C _{сер.}	2,33	4,67	-	3,50	3	3(4)	II	«добрі», «досить чисті» води з тенденцією наближення до «задовільних» «слабко забруднених»
C _{найг.}	3,33	6,25	-	4,79	5	5(4)	III	«посередні», «помірно забруднені» води з ухилом до категорії «задовільних», «слабко забруднених»
Набережна м. Ірпінь, (вище за течією, біля ж/д мосту), 2024 р. (літо)								
C _{сер.}	2,33	5,70	3,22	3,75	4	3-4	III	води, перехідні за якістю від «добрих» «досить чистих» до «задовільних» «слабко забруднених»

В околицях с. Козаровичі (Т.5) розрахований блоковий індекс складає $I_2 = 4,80$. Це є характерним для «посередніх», «помірно забруднених» вод з ухилом до категорії «задовільних», «слабко забруднених» – III клас 5 категорія 5(4) субкатегорія. У цих пунктах, порівняно із точками відбору вище за течією, також спостерігається забруднення річки органічними компонентами. Водночас, згідно з результатами представленими на рис. 3.19 вниз за течією відбувається часткове самоочищення водної екосистеми.

Згідно з результатами оцінювання за блоком речовин специфічної токсичної дії, проби води із затопленої заплави в районі с. Демидів (Т.3, $I_3 = 2,67$) відповідали перехідному стану від «дуже добрих», «чистих» до «добрих», «досить чистих» (II клас 3 категорія 2-3 субкатегорія якості). Локальне погіршення водного середовища зумовлене насамперед високим вмістом заліза загального (5 категорія якості), АСАПР (7 категорія) та мангану (2 категорія).

Водночас у створі Т.5 (околиці с. Козаровичі, поблизу пошкодженої дамби) (зафіксовано значення індексу ($I_3 = 2,78$), що відповідало «добрій», «досить чистій» воді тенденцією до «дуже доброї, чистої» (II клас, 3 категорія, 3(2) субкатегорія). Пріоритетними чинниками формування гідрохімічного стану Основний внес на цій ділянці виступають сполуки заліза (4 категорія), мангану (4 категорія), нікелю (5 категорія) та АСАПР (7 категорія).

У даних пунктах спостережень зафіксовано підвищений вміст заліза загального: 740 мкг/дм^3 – у с. Демидів та 280 мкг/дм^3 – у с. Козаровичі. Ці значення є типовими для природних заболочених умов Полісся, де протікає річка. Водночас на результати суттєво впливає і антропогенний чинник. Крім того, у воді виявлено наявність аніоноактивних синтетичних поверхнево-активних речовин – $0,37 \text{ мг/дм}^3$ у с. Демидів та $0,26 \text{ мг/дм}^3$ у с. Козаровичі, що свідчить про надходження у водойму мийних засобів, які негативно впливають на якість води і функціонування екосистеми річки загалом.

Нижче за течію, на затопленій ділянці заплави, відзначено певне покращення якості води: у районі с. Демидів ($IE = 3,33$) та с. Козаровичі ($IE = 3,19$). За отриманими значеннями вона відповідала II класу 3 категорії, що

свідчить про активізацію процесів самоочищення та часткове самовідновлення водної екосистеми. Варто зазначити, що за результатами попередніх досліджень [60] гирлова ділянка р. Ірпінь переважно характеризувалася III класом якості води.

Ретроспективну екологічну оцінку якості води новоствореної акваторії здійснювали на основі аналізу середніх, мінімальних і максимальних (найгірших) показників. Відповідно до результатів проведених обрахунків (табл. Л.4, додаток Л), якість води зони затоплення в долині р. Ірпінь за середніми значеннями блокового сольового індексу ($I_{1 \text{ сер.}} = 1,67$) відповідала II класу якості 2 категорії 1-2 субкатегорії. Такі води характеризуються як перехідні за якістю від «відмінних», «дуже чистих» до «дуже добрих», «чистих». За мінімальними значеннями цього ж індексу ($I_{1 \text{ найкр.}} = 1,67$) також відносилися до II класу якості 2 категорії 1-2 субкатегорії. Водночас за найгіршими (максимальними) значеннями ($I_{1 \text{ найг.}} = 2,00$) – до II класу якості 2 категорії 2 субкатегорії й характеризувалися як «дуже добрі», «чисті» води. Таким чином, за усередненими даними можна стверджувати, що внаслідок затоплення якість води суттєво не змінилася, а її гідрохімічний склад залишився типовим.

Аналіз усереднених показників трофо-сапробіологічного (санітарного) блоку (I_2) якості води зони затоплення в долині р. Ірпінь (табл. Л.5, додаток Л) показав, що на цій території фіксується забруднення органічними речовинами: сполуками азоту і фосфору. При цьому знижується прозорість і збільшується вміст завислих речовин.

За середніми значеннями масиву даних за цим блоком вода відноситься до III класу якості 4 категорії 4(5) субкатегорії – «задовільні», «слабко забруднені» води з тенденцією наближення до «посередніх», «помірно забруднених». За найгіршими значеннями блокового індексу ($I_2 = 5,90$) вода відносилася до IV класу 6 категорії 6(5) субкатегорії якості («погана», «брудна» з ухилом до категорії «посередніх», «помірно забруднених» вод). За таких умов формується α'' - мезосапробна зона, для якої характерний напіванаеробний режим.

Аналіз показників, наведених в додатку Л, табл. Л.6, засвідчив підвищений вміст у воді заліза загального, мангану, міді і нікелю, а також високі концентрації АСАПР (аніоноактивних поверхневоактивних речовин). Водночас, вміст цинку, хрому, нікелю, фенолів та нафтопродуктів перебував у діапазонах, які знаходяться нижче межі визначення приладу.

Встановлено, що за середніми значеннями блокового індексу токсичної дії ($I_3 = 3,22$) вода відповідала II класу 3-ї категорії 3-ї субкатегорії якості й характеризувалася як «добрі», «досить часті» води. За найгіршими значеннями блокового індексу ($I_3 = 3,33$) вода також відповідала II класу якості (3 категорія, 3(4) субкатегорія) й оцінювалася як «добрі», «досить чисті» з тенденцією наближення до «задовільних» «слабко забруднених» вод.

На підсумковому етапі розраховано комплексну екологічну оцінку якості воли, яка включала результати усіх вище представлених блоків (табл. 3.7). Відповідно, за середніми значеннями екологічного індексу ($IE = 3,10$) вода відносилася до II класу 3 категорії 3 субкатегорії якості, що відповідало «добрим», «досить чистим» водам. За найкращими значеннями ($IE = 2,16$) – до II класу 2 категорії, 2 субкатегорії якості («дуже добрі», «чисті» води). А за найгіршими значеннями ($IE = 3,74$) вода відносилася до III класу 4 категорії 3-4 субкатегорії якості й відповідала водам перехідним за якістю від «добрих», «досить чистих» до «задовільних», «слабко забруднених».

Аналізуючи зведену інформацію, представлену в табл. 3.7 бачимо, що ключовим фактором погіршення якості води в акваторії, що утворилася внаслідок затоплення долини р. Ірпінь, є органічне забруднення. Воно може бути обумовлене як природними, так і антропогенними чинниками (вимивання органіки з затоплених ґрунтів, змив із прилеглих полів та приватних домогосподарств, потрапляння стічних вод з приватних садиб). Тому, подальші заходи, направлені на покращання екологічного стану цієї території мають бути зорієнтовані на мінімізацію органічного забруднення.

Узагальнюючи представлені результати досліджень можна відмітити, що відбулося погіршення якості води в річці Ірпінь в постмілітарний період.

Таблиця 3.7

Комплексна екологічна оцінка якості води зони затоплення в долині

р. Ірпінь, 2022-2025 рр.

Показник	I ₁	I ₂	I ₃	ІЕ	Категорія	Субкатегорія	Клас якості	Словесна характеристика
C _{сер.*}	1,67	4,40	3,22	3,10	3	3	II	«добрі», «досить чисті» води
C _{найкр.}	1,67	2,70	2,11	2,16	2	2	II	«дуже добрі», «чисті» води
C _{найг.}	2,00	5,90	3,33	3,74	4	3-4	III	води, перехідні за якістю від «добрих», «досить чистих» до «задовільних», «слабко забруднених»

Насамперед збільшився рівень органічного забруднення та погіршення трофо-сапробіологічних показників. Основними джерелами надходження органічних речовин, зокрема сполук азоту і фосфору, залишаються неочищені комунально-побутові стоки (м. Ірпінь, селище Гостомель), а також змиви із сільськогосподарських угідь та приватних домогосподарств (села Демидів і Козаровичі). Це в поєднанні з літнім підвищенням температури води призводить до дефіциту розчиненого кисню ($\leq 4 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$) та порушення природного екологічного балансу в річці.

На затоплених ділянках долини сформувалися лімніофільні (озерні) умови з уповільненим водообміном, що спричиняє погіршення кисневого режиму та сприяє накопиченню органічних сполук у воді. Ступінь антропогенного

навантаження на прилеглі території визначає динаміку процесів самоочищення та швидкість відновлення гідроекосистеми.

3.4.3. Моніторинг прояву евтрофікації у зоні затоплення заплави р. Ірпінь методами ДЗЗ

Евтрофікація водних екосистем є однією із екологічних проблем, що призводить до погіршення якості поверхневих вод. Її прояви свідчать про серйозні порушення обміну речовин у водних об'єктах, особливо в умовах посиленого антропогенного впливу, обумовленого зарегулюванням стоку й трансформацією природного водного режиму та кліматичних змін. Надходження у воду надлишку біогенних елементів (азоту і фосфору) зумовлює інтенсивний розвиток одноклітинних водоростей та макрофітів, порушення трофічної структури й деградацію гідроекосистеми [61; 106; 135].

Поліпшення якісного стану водних об'єктів є однією із стратегічних цілей Водної стратегії України на період до 2025 року [139]. Своєчасне виявлення ознак «цвітіння» води відіграє важливе значення для збереження біорізноманіття, забезпечення і підтримання якості водних ресурсів і прийняття обґрунтованих рішень на засадах сталого управління водними ресурсами.

Польові експедиційні дослідження із визначенням гідрохімічних і гідробіологічних показників дають можливість отримати детальну інформацію про стан водної екосистеми в певних реперних пунктах спостережень. Однак, вони є обмеженими за просторовим охопленням, що ускладнює оперативний моніторинг евтрофікації у важкодоступних ділянках та на великих територіях. Це обумовлює необхідність використання методів ДЗЗ у моніторингу водних об'єктів [168].

Вивчення сучасного екологічного стану трансформованого водного середовища долини р. Ірпінь розпочато нами восени 2022 року. Проведення польових експедиційних спостережень дало можливість візуально оцінити прямі та опосередковані наслідки затоплення для довкілля. Протягом останніх двох

років в літній і осінній періоди ми спостерігали прояви евтрофікації в новоствореній акваторії (рис. 3.20). Візуальні ознаки «цвітіння» водойми, зафіксовані під час експедицій, отримали своє просторове підтвердження та кількісну оцінку завдяки подальшому аналізу супутникових даних.

Важливим показником в оцінюванні якості води є її каламутність. Це показник, який характеризує наявність у ній зважених частинок органічного і мінерального походження (мулу, глини, піску, органічних решток, водоростей, мікроорганізмів тощо). Наявність завислих речовин у водній товщі знижує проникність світла та погіршує фотосинтез у водоймі, водночас може свідчити про скупчення одноклітинних водоростей, що викликають її цвітіння.

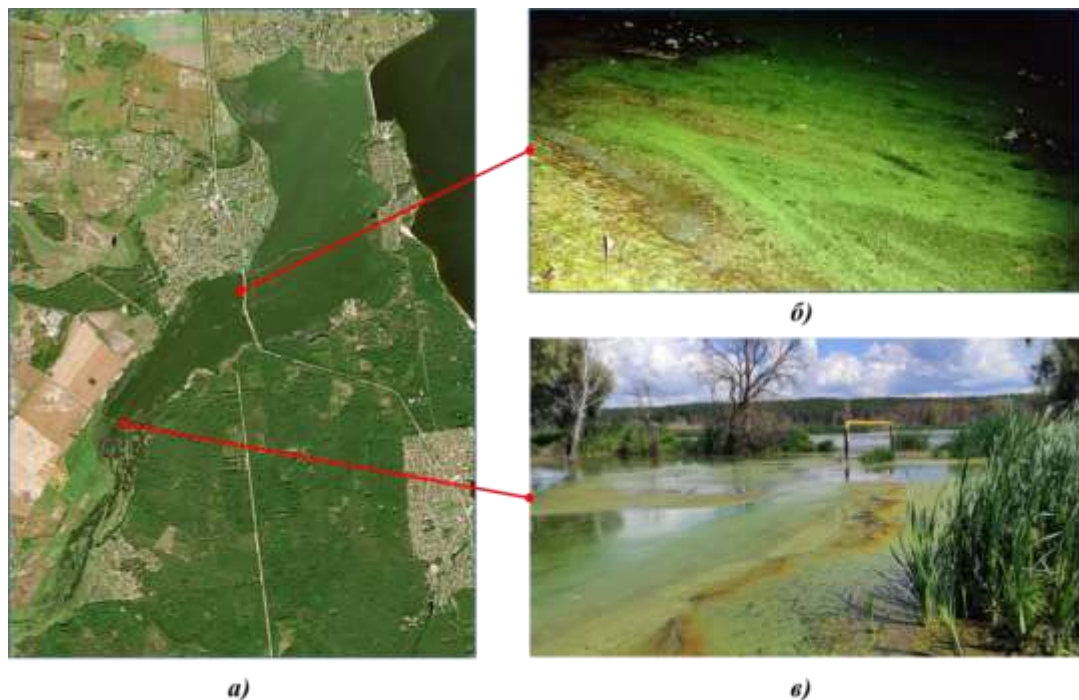


Рис. 3.20. Прояви евтрофікації у затопленій долині р. Ірпінь (а – візуалізація на космічному знімку Sentinel-2B L2A (ESA), композит True color, 21.09.2025 р.; б – 20.09.2025 р. (фото Ладики М.М.); 27.07.2024 р. (фото Ладики М.М.)

Згідно результатів наших польових та лабораторних досліджень протягом 2023–2025 рр., каламутність води в зоні затоплення коливалася від 0,13 до 21,6 НОК й у середньому становила $6,35 \pm 1,04$ НОК. Це слабо каламутні (по

нижньому діапазону) та каламутні (по верхньому діапазону середніх значень) води. Така його варіація залежить як від природних особливостей території (опадів, ерозійних процесів, ґрунтового покриву, чисельності біорізноманіття), так і антропогенних чинників.

Каламутність можна ефективно вивчати за допомогою оптичних дистанційних методів зондування Землі. Вони в свою чергу дозволяють аналізувати просторовий розподіл цього параметра і його часову варіацію у водних об'єктах.

Так, за результатами здійсненого обрахунку індексу NDTI встановлено, що його значення перебували в межах від 0 до -0,19...-0,33. Отримані від'ємні показники вказують на низьку каламутність води в зоні затоплення за вказаний період. Результати дистанційного зондування узгоджуються із нашими польовими і експериментальними даними. Індекс NDTI може бути ефективно використаний як індикатор просторово-часових змін цього показника, зокрема для оперативного екологічного моніторингу водних об'єктів.

Застосування індексу SABI дозволяє виявляти зони поверхневого цвітіння води й оцінювати ступінь її евтрофікації, тобто здійснювати якісну характеристику цього процесу. Скупчення одноклітинних водоростей та ціанобактерій є важливим біологічним індикатором, який вказує на підвищену трофність. Їх кількість має причинно-наслідковий зв'язок із каламутністю води та застійним водним режимом.

Індекс SABI обраховано нами за період вегетації з 2022 по 2025 роки. Просторовий аналіз показав наявність локальних осередків із підвищеними значеннями (від 1,12 до 3,29) показника. Це часто зустрічається у мезо- та евтрофних водоймах у зонах, що межують із прибережною водною рослинністю та кущами.

Значення SABI мали чітко виражену сезонну динаміку. Зокрема, у ранньовесняний період (березень) його значення були в діапазоні від 0 до 0,2, що характеризувало відсутність «цвітіння» води. Натомість, в квітні місяці відбувалося збільшення показника до 0,28-0,35, що є ознакою поступового

розвитку одноклітинних водоростей і ціанобактерій, які викликають евтрофікацію. У літньо-осінній періоді зафіксовано пікові значення SABI від 0,6 (у 2023 р.), 2,6 (у 2024 р.) та до 3,29 (у 2025 р.). Це засвідчує інтенсифікацію евтрофікаційного процесу. Однак, ці підвищені значення потребують подальшого уточнення із використанням інших індексів ідентифікації евтрофікації, що доповнюють SABI й розкривають інші аспекти цього процесу.

Для кількісної оцінки біомаси фітопланктону було визначено емпіричний вміст хлорофілу-а у воді (табл. 3.8). Просторовий статистичний аналіз отриманих даних проведено з використанням інструменту зональної статистики в середовищі QGIS. Він дозволив виявити просторові закономірності та гетерогенність у розподілі фітопланктону, які не є очевидними при розгляді вихідних даних.

Аналіз показав, що середні значення вмісту хлорофілу-а коливалися в межах 3,87–6,15 мкг/дм³. Спостерігалася чітка сезонна закономірність. Найвищі середні концентрації 5,61–6,75 мкг/дм³, як правило, реєструвалися в кінці літа та на початку осені (серпень-вересень). А мінімуми припадали на весну (березень-травень) – 3,87–4,75 мкг/дм³, що характерно для водних екосистем. Спостерігався значний розкид між низькими середніми і максимальними даними, а саме: 31,87; 32,73; 37,77; 43,03; 54,10 мкг/дм³. Це є ознакою локальних точкових осередків «цвітіння» води.

Вивчаючи коефіцієнт варіації бачимо, що значення, в більшості випадків, перевищують 20% й можуть досягати 40%, що засвідчує просторову неоднорідність вмісту показника та наявність ділянок у водоймі з різними умовами (наприклад, глибиною, каламутністю, вмістом поживних речовин).

Високі значення дисперсії та коефіцієнта варіації вказують на те, що евтрофікація проявляється локально. Незначна відмінність між певними строками (наприклад, у 2025 р.) характеризує більш рівномірний розподіл фітопланктону й засвідчує стабілізацію біогеохімічних процесів у водоймі.

Описова статистика емпірично визначеного вмісту хлорофілу-а у воді
затопленої долини р. Ірпінь (мкг/ дм³)

Дата	$\chi_{\text{сер}} \pm \sigma$	χ_{min}	χ_{max}	Дисперсія (σ^2)	Коефіцієнт варіації (V), %
2022-05-05	3,87 ± 1,59	-0,03	31,87	2,54	41,19
2022-08-25	4,65 ± 1,76	2,47	32,73	3,10	37,86
2023-03-21	4,48 ± 1,76	2,42	9,05	0,61	17,42
2023-08-15	3,87 ± 1,47	0,24	37,77	2,17	38,07
2023-09-27	5,61 ± 0,99	1,84	26,90	0,99	17,70
2024-04-09	4,13 ± 0,95	0,21	9,93	0,91	23,09
2024-06-28	3,97 ± 1,60	0,65	43,03	2,57	40,39
2024-08-27	6,15 ± 0,63	4,09	9,56	0,39	10,17
2024-09-21	5,66 ± 1,16	2,10	9,33	1,36	20,58
2025-03-20	4,68 ± 0,71	2,59	10,76	0,51	15,20
2025-04-25	4,75 ± 0,63	3,24	10,97	0,39	13,22
2025-08-30	6,21 ± 1,61	1,26	54,10	2,60	25,98
2025-09-23	6,75 ± 1,68	2,43	12,62	2,82	24,89

Обчислення індексу трофічного статусу (TSI) дало можливість простежити просторово-часову динаміку прояву евтрофікації по всій акваторії. В додатку Н (рис. Н.1) представлено результати аналізу стану акваторії у 2022 р. За даними першого строку спостережень (5.05.2022 р.), площа «чистої» водної поверхні, виділена за допомогою комплексної маски, становила 1419,33 га. Ця величина відрізняється від загальної оцінки площі затоплення (≈ 2500 га), оскільки методологія виключає зони де вода була прихована кронами рослинності.

Слід відмітити, що в цей період індексу трофічного статусу мав широкий діапазон значень – від 12,4 (стан близький до оліготрофного) до 64,6 (евтрофний стан). Така значна амплітуда (понад 50 одиниць TSI) свідчить про значну

просторову неоднорідність трофічного стану водойми. Цей висновок підтверджується статистичним просторовим аналізом вмісту хлорофілу-а.

До кінця літа 2022 р. площа водної поверхні скоротилася на 38% – до 879,83 га (рис. Н.1б, додаток Н). Основними причинами цього стали часткове відкачування води із затопленої території та бурхливий розвиток водної та прибережно-водної рослинності (вегетація), яка зайняла частину колишньої акваторії.

Зменшення площі та об'єму води у поєднанні з надходженням у водойму органічних речовин спровокувало інтенсифікацію процесів евтрофікації, особливо в зонах із уповільненим водообміном. На карті просторового розподілу індексу трофічного статусу ці зони чітко візуалізуються як локальні осередки підвищеної трофності, позначені червоним кольором.

Встановлено, що у пізньолітній період загальний стан водойми за TSI погіршився порівняно із весняним. Значення індексу коливалися в межах від 38,1 (стан, близький до мезотрофного) до 65,1 (евтрофний стан). Зміщення нижньої межі діапазону TSI (з 12,4 у травні до 38,1 у серпні) свідчить про те, що навіть найменш забруднені ділянки акваторії до кінця літа перейшли у стан підвищеної продуктивності, що підтверджує загальну тенденцію до поглиблення евтрофікації.

Подальший аналіз динаміки TSI у 2023 р. виявив двофазну річну картину стану водойми: фаза відносної стабільності (весна–літо) та осіннє погіршення (додаток Н, рис. Н.2). Навесні та влітку акваторія перебувала у переважено мезотрофному стані з невеликим ухилами в напрямку евтрофії. Значення TSI в ці періоди коливалися незначно від 37–42 до 52–53, що засвідчує певну стабілізацію трофічного рівня, порівняно з різкими коливаннями попереднього року.

Восени 2023 р. зафіксовано чітке погіршення показників. Максимальне значення TSI зросло майже до 63, що вказує на перехід до евтрофного стану. Просторовий аналіз виявив локалізовані осередки підвищеної трофності.

У 2024 році динаміка індексу трофічного статусу характеризувалася короткочасним, але критичним загостренням процесів евтрофікації з подальшою відносною стабілізацією показників (додаток Н, рис. Н.3). Наприкінці червня спостерігався різкий стрибок значень TSI, які досягли свого максимуму – 67,5. Такий рівень відповідав стану, близькому до гіпертрофного, що характеризується високим ризиком цвітіння ціанобактерій. У цей період цвітіння локалізувалося переважно в районі дамби Демидівського мосту – на ділянці з притаманним їй застійним водним режимом.

Цей критичний стан виявився тимчасовим: уже до кінця літа та на початку осені значення індексу знизилися до позначок 44–52, що свідчить про відновлення мезотрофного стану та повернення екосистеми до відносної стабільності. Водночас протягом усього періоду спостережень у 2024 році, зокрема на знімках післяпікового періоду (рис. Н.3в, г), чітко ідентифікуються постійні зони з підвищеною трофічністю. Це підтверджує закріплення сталих патернів евтрофікації в окремих частинах акваторії.

Аналіз картографічних матеріалів 2025 року (додаток Н, рис. Н.4) засвідчує, що трофічний статус водної екосистеми затопленої долини р. Ірпінь стабілізувався на рівні, характерному для мезотрофних водойм. Базові значення індексу TSI переважно коливаються в діапазоні 41–54. Водночас ця стабільність мала динамічний характер: у пізньолітній та ранньосінній періоди зафіксовано чітке виражене сезонне посилення евтрофікації. Пік цього процесу припав на серпень 2025 року, коли показники індексу досягли 67 одиниць, що відповідало стану посиленої евтрофії.

Просторова локалізація та масштаб явища стали ключовими характеристиками процесів у 2025 році. На рисунках Н.4в і г чітко візуалізуються евтрофіковані ділянки, позначені червоним кольором. Кількісна оцінка засвідчила, що частка акваторії, охоплена цим процесом зросла з 21% у серпні до 34% у вересні від загальної площі «чистої» водної поверхні. Така динаміка вказує не лише на наявність постійних «гарячих точок», а й на тенденцію до розширення зон «цвітіння» у межах досліджуваної водойми. Застосування

методів ДЗЗ дало змогу не тільки відстежити просторове поширення явища, але й провести точну кількісну оцінку інтенсивності евтрофікаційних процесів в акваторії.

На рис. 3.21 представлено часову динаміку площ водної поверхні, що відповідали різним класам трофічного статусу. Протягом усього періоду досліджень домінантним був мезотрофний тип водойми. Його частка коливалася в межах 66–99%, що в абсолютних величинах становила орієнтовно від 679 до 1024 га водної поверхні.

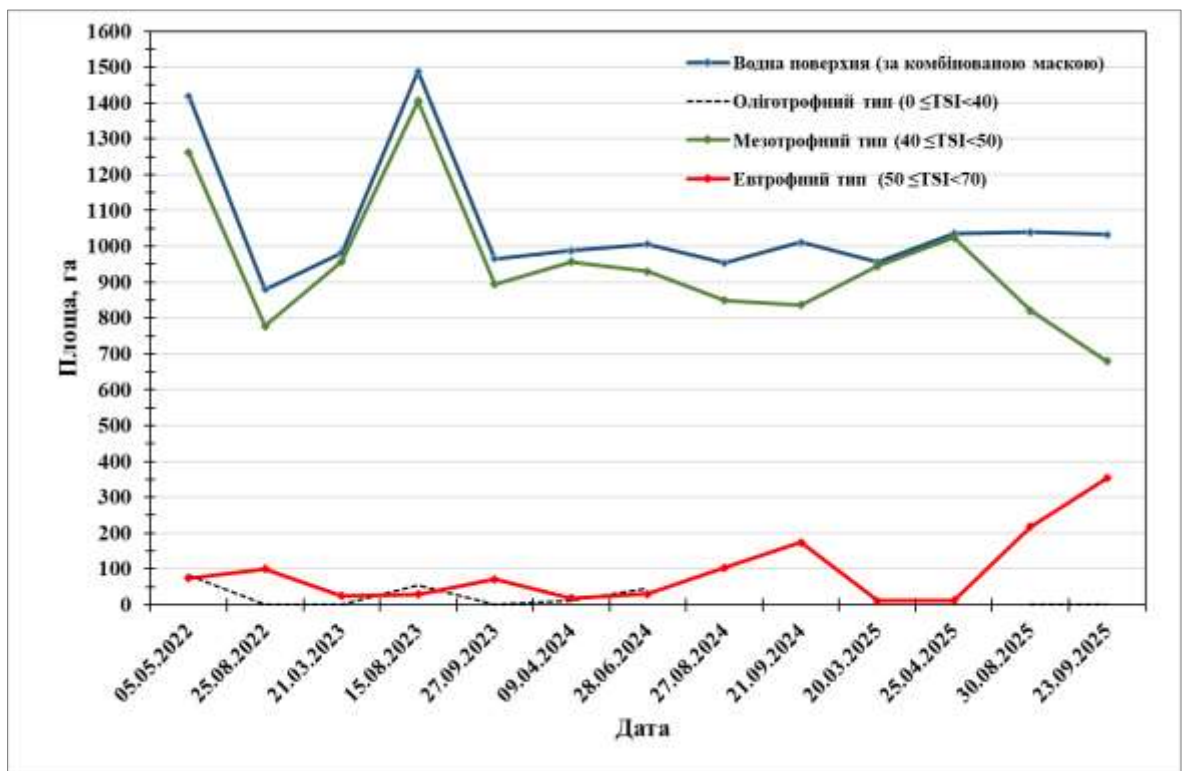


Рис. 3.21. Динаміка площ прояву евтрофікаційних процесів у затопленій долині р. Ірпінь у 2022–2025 рр.

Результати аналізу свідчать про виражену сезонну динаміку з максимальною інтенсивністю процесів евтрофікації в літньому та осінньому періодах. Починаючи з 2024 року, спостерігається чітка тенденція до еспансії площ, охоплених цими явищами: від 103,5 га (11%) влітку 2024 р. до 353,7 га (34%) восени 2025 р.

Таким чином, за останні два роки площа зон евтрофікації збільшилася майже втричі – з 11 до 34% від загальної водної поверхні, що свідчить про

поглиблене навантаження на екосистему та відсутність ефективних механізмів її самоочищення.

Висновки до розділу 3

1. Встановлено просторову неоднорідність гідрологічного режиму заплави р. Ірпінь після руйнування шлюзів Козаровицької дамби у 2022 році. На початковому етапі максимальна глибина затоплення в пригирловій зоні перевищувала 5 м й зменшувалася вгору за течією (від 2–3 м у районі с. Демидів до 1 м поблизу с. Червоне), що призвело до масштабного підтоплення території. Дослідженнями 2024–2025 рр. підтверджено відносну стабілізацію глибин у діапазоні 0,4–3,0 м, що визначає довгостроковий характер змін земного покриву.

2. Показано, що впродовж березня–листопада 2022 року внаслідок відкачування води та природних втрат (випаровування, інфільтрація та транспірація рослинністю) площа водного дзеркала зменшилася на 39,2%. У період 2023–2025 рр. зафіксовано відносно стабільну площу акваторії в межах 1075–1157 га з незначними сезонними коливаннями, зумовленими гідрокліматичними факторами.

2. Визначено вектори трансформації структури рослинного покриву за трирічний період затоплення. Відзначено поступове заростання ділянок узбережжя, які утворились за рахунок зменшення площі водного дзеркала трав'янистою рослинністю. Разом з тим, динаміка зростання деревно-чагарникової рослинності має диференційований характер: зафіксовано як відновлення вегетації, так і пригнічення розвитку та часткову деградацію угруповань унаслідок тривалого перезволоження. Понад 64,5% (1283,97 га) території досліджуваної екосистеми станом на 2025 рік набули ознак відносної структурної стабільності.

3. Доведено, що військові дії та пов'язаний із ними антропогенний вплив спричинили погіршення якості води в р. Ірпінь, порівняно із довоєнним періодом (з II класу 3 категорії до III класу, 5 категорії), однак упродовж 2023–2025 років

у зоні затоплення зафіксовано ознаки поступового самовідновлення та активізації процесів самоочищення водної екосистеми (до II класу 3 категорії).

4. З'ясовано, що сольовий блок показників (I_1) є найбільш стабільним елементом гідроекологічної системи річки: за усередненими значеннями індексу I_1 2,00–2,33 вода відповідала II класу якості («чисті води»), а його погіршення до 3,33 спостерігалось лише локально та короткочасно у створі с. Гостомель у 2022–2023 рр.

5. Встановлено, що провідним чинником деградації екологічного стану поверхневих вод річки Ірпінь та затопленої долини є зростання рівнів трофосапробіологічного індексу (I_2) внаслідок забруднення акваторії органічними сполуками азоту і фосфору. Цей процес став прямим наслідком руйнування об'єктів критичної інфраструктури (очисних споруд і локальних септичних систем) під час ведення бойових дій й змиву забруднюючих речовин з прилеглих територій.

6. Підтверджено наявність високого регенераційного потенціалу річки Ірпінь, що проявляється у стійкому покращенні комплексного екологічного індексу вниз за течією до гирлової ділянки, де якість води за середніми показниками відповідає II класу, що свідчить про здатність водотоку до природного самоочищення та відновлення екологічних функцій навіть в умовах значного антропогенного і воєнного навантаження.

7. Виявлено, що лімітуючим фактором екологічного благополуччя водної екосистеми є хронічне органічне забруднення та уповільнений водообмін (кисневий режим ≤ 4 мгО₂/дм³), які провокують лімніофільні умови. За даними ДЗЗ, попри переважання мезотрофного типу водойми (66–99% площі), протягом 2024–2025 рр. відбулася інтенсифікація процесів евтрофікації — площа прояву яких зросла майже втричі (з 11% до 34% від загального дзеркала води).

РОЗДІЛ 4. КОНЦЕПЦІЯ УПРАВЛІННЯ ЗАПЛАВОЮ Р. ІРПІНЬ

4.1. DPSIR-аналіз екологічних наслідків затоплення долини р. Ірпінь

Одним із найефективніших і широко вживаних інструментів системного аналізу в екологічному менеджменті є концептуальна модель DPSIR [92; 123; 126; 144; 157]. Застосування цього підходу дозволяє комплексно проаналізувати ситуацію, що склалася внаслідок руйнування Козаровицької дамби в лютому-березні 2022 року та подальшого затоплення нижньої частини заплави р. Ірпінь. Модель забезпечує системну оцінку причинно-наслідкових зв'язків між трансформованими умовами довкілля, масштабами їх прояву та соціально-економічними наслідками для територіальних громад. Це, у свою чергу, дає змогу обґрунтувати а ефективні управлінські рішення для мінімізації негативних екологічних ефектів і підвищення стійкості зазначеної заплавної екосистеми.

Зокрема, основними рушійними силами (драйверами) в затопленій заплаві виступають (табл. 4.1): *воєнні дії* (руйнування Козаровицької дамби у 2022 році); *антропогенне навантаження* (осушення заплави та її подальше використання в сільськогосподарській діяльності); *зміна клімату* (збільшення частоти екстремальних погодних явищ – тривалих посух, відсутність снігу в зимовий період, зменшення сумарної кількості опадів).

Прямий вплив зазначених драйверів зумовлює такий екологічний тиск: *гідрологічний стрес*, викликаний неконтрольованим затопленням заплачних земель у 2022 році; *хімічне та органічне забруднення водних мас*, що виникло внаслідок затоплення і підтоплення прилеглих територій (вимивання залишків мінеральних добрив із колишніх с/г угідь, потрапляння паливно-мастильних матеріалів та інших токсичних сполук у воду в результаті бойових дій); *трансформація природного гідрологічного режиму річки* з формуванням зон із уповільненим водообміном (лімніофільними умовами).

У результаті зазначеного тиску на заплавну екосистему формується її поточний екологічний стан (State), який відображається у: *погіршенні якості поверхневих вод* (забруднення біогенними елементами та токсичними

Таблиця 4.1

DPSIR-аналіз екологічних наслідків затоплення річки Ірпінь

Компоненти DPSIR	Елементи і процеси	Індикатори	Екологічна та управлінська суть
1	2	3	4
Drivers (рушійні сили/ драйвери)	✓ Руйнування Козаровицької дамби у 2022 р. ✓ Меліорація заплави та спрямлення русла (1950-ті роки ХХ ст.). ✓ Забудова заплави	✓ Частка трансформованих земель (%). ✓ Статус гідротехнічних споруд.	Першопричини, які обумовили подальші гідрологічні й екологічні зміни режимів заплави річки
Pressures (тиск)	✓ Раптове неконтрольоване затоплення (гідрологічний шок). ✓ Порушення природного стоку річки; формування застійних зон. ✓ Забруднення води внаслідок воєнних дій (паливно-мастильними матеріалами, токсичними речовинами бойових частин зброї, засмічення будівельними відходами, підтоплення приватних садиб)	✓ Об'єм надходження води з Київського водосховища. ✓ Площа водного дзеркала (га). ✓ Якість води	Безпосередні чинники фізичного і хімічного впливу на компоненти заплавної екосистеми після руйнування гідротехнічної споруди (дамби)

簽署人：

 9FC72CDECB8849A...

Продовження табл. 4.1

1	2	3	4
States (стан)	✓ <i>Вода</i>: зміна режиму гідрохімічних показників, підвищення каламутності, прояви евтрофікації. ✓ <i>Ґрунти</i>: глибока трансформація в умовах затоплення і анаеробіозису (прояви оглеєння, склеїнг верхніх шарів, замулення верхнього шару, накопичення відмерлої органічної маси). ✓ <i>Біорізноманіття</i>: деградація лучних екосистем, втрата деревно-чагарникових комплексів, розвиток водно-болотних угруповань – макрофітів (очерет, рогіз, осоки), трансформація орнітофауни і гідробіонтів.	✓ Гідрохімічні показники (рН, каламутність, завислі речовини). ✓ Трофо-сапробіологічні показники (уміст сполук азоту і фосфору). ✓ Токсичні сполуки (важкі метали, феноли, АСАПР, нафтопродукти) ✓ Морологічні профілі затоплених заплавних ґрунтів. ✓ Дистанційні індекси: водні поверхні (MNDWI), вегетаційний індекс (NDVI)	Поточний екологічний стан заплавної території в поствоєнний період (2022-2026 рр.)

Продовження табл. 4.1

1	2	3	4
Impact (вплив)	✓ <i>Екосистемні послуги</i>: втрата забезпечувальних функцій (с.-г. угіддя); трансформація регулюючих послуг (очищення води, депонування карбону); культурні та освітні послуги – вивчення біорізноманіття, любительське риболовство. ✓ <i>Економіка</i>: затоплення і підтоплення присадибних ділянок, інфраструктурних об'єктів, затоплення ділянок в заплаві, втрата вартості земель (внаслідок затоплення). ✓ <i>Соціальна сфера</i>: погіршення якості питної води в колодязях (внаслідок підйому підґрунтових вод)	✓ Баланс емісії/депонування парникових газів торфовищами. ✓ Якість води в прилеглих населених пунктах (с. Демидів, с. Козаровичі). ✓ Економічні збитки (грн./Euro/USD)	Наслідки зміни стану заплавної екосистеми для біорізноманіття, локальної економіки та добробуту місцевого населення.
Responses (реагування)	✓ Відновлення гідротехнічних споруд Козаровицької дамби. ✓ Розроблення комплексних стратегій управління затопленої території (на основі SWOT аналізу). ✓ Впровадження довгострокового моніторингу на основі геоінформаційних технологій. ✓ Консервація деградованих торфовищ, впровадження падикультури, ревайдинг.	✓ Наявність та виконання планів управління річковим басейном. ✓ Частка територій, відведена під ПЗФ. ✓ Ефективність витрат на водоохоронні заходи.	Управлінські, правові та технічні рішення, спрямовані на адаптацію інфраструктури та сталий менеджмент заплавної екосистеми.

компонентами, порушенні кисневого режиму); *трансформації видового складу біоти* (дигресія колишніх ценозів та паралельне відновлення водно-болотних видів флори та фауни); *інтенсифікація гідроморфізації затоплених ґрунтів* заплави (чіткі прояви поверхневого оглеєння, прогресуюче мулонакопичення та консервація органогенних шарів торфовищ).

Наслідки трансформації екологічного стану для заплавних комплексів і життєдіяльності населення виявляються у таких змінах (Impact): *трансформація екосистемних послуг* (втрата забезпечувальних функцій через затоплення с.-г. угідь; перебудова регулювальних послуг (природне очищення води, депонування вуглецю); розвиток культурно-освітніх послуг (активізація наукових досліджень біорізноманіття, підвищення екологічної свідомості населення, розвиток любительського рибальства); *прямі та опосередковані економічні втрати* (збитки внаслідок пошкодження інфраструктурних об'єктів та житлових будинків, втрати врожаїв); *санітарно-епідеміологічні ризики* (загроза забруднення підземних водоносних горизонтів, які використовуються місцевим населенням для питних потреб); зміна ролі екосистеми в помякшенні кліматичних змін (оптимізація процесів довгострокового депонування вуглецю торфовищами за умов їх обводнення).

Для розв'язання виявлених екологічних проблем у затопленій заплаві необхідно взяти таких управлінських заходів (Response): *проведення капітального ремонту та відновлення функціонування Козаровицької дамби; прийняття стратегічного рішення на державному та регіональному рівнях щодо подальшого статусу затоплених територій: повне збереження водно-болотних угідь, їх часткове осушення чи створення природоохоронних резерватів; впровадження постійного моніторингу якості поверхневих вод та динаміки біорізноманіття із обов'язковим залученням методів ДЗЗ; розробка та реалізація проєктів екологічної ревіталізації й ревайдингу русла річки та прилеглих до нього заплавних територій; посилення контролю за суворим дотриманням режиму господарювання у межах водоохоронних зон та прибережних захисних смуг.*

На сучасному етапі функціонування затопленої заплави чітко простежується конфлікт міжприродним екологічним відновленням території та її негативним впливом на соціальну сферу, що виявляється у підтопленні домогосподарств і затопленні приватних присадибних ділянок. Водночас сформована акваторія стала вагомим осередком підтримання біорізноманіття, зокрема середовищем існування численних видів водно-болотних птахів. Завдяки утворенню багатой кормової бази тут сформувалися стійкі гніздові та нагульні біотопи, які забезпечують умови для відтворення та тривалого перебування орнітофауни.

4.2. SWOT- і TOWS-аналіз стратегій управління затопленої долини

Ухвалення ефективних природоохоронних рішень та забезпечення сталого менеджменту заплавних екосистем у післявоєнний період вимагатиме системного стратегічного планування. Основним інструментом, що дозволяє інтегрувати екологічні, соціальні та економічні аспекти у єдину концепцію для обґрунтування управлінських кроків є SWOT-аналіз (Strengths, Weaknesses, Opportunities, Threats). Цей метод дає змогу комплексно оцінити внутрішні сильні й слабкі сторони об'єкта, а також проаналізувати зовнішні чинники (можливості та загрози), які формуються на локальному і регіональному рівнях [3; 6; 90].

SWOT-аналіз забезпечує перехід від опису причинно-наслідкових зв'язків і суто екологічних процесів до формування конкретних стратегічних напрямів управління затопленою заплавою річки Ірпінь. Поєднання аналітичних підходів створює надійне підґрунтя для розроблення інтегрованих рішень, які сприятимуть підвищенню екологічної стійкості заплави, мінімізуватимуть деградаційні явища, та забезпечать збалансоване природокористування в умовах післявоєнного відновлення постраждалої території.

У таблиці 4.2 представлено матрицю SWOT-аналізу проблем та перспектив відновлення затопленої заплави р. Ірпінь. До сильних сторін (Strengths) теперішньої ситуації належить ревіталізація водно-болотного комплексу,

характерного для природних заплавних екосистем. Його відновлення сприяє покращенню кількісних і якісних показників стану біорізноманіття. Водночас сформовані водно-болотні угіддя виконують функцію природних біофільтрів для забруднювальних речовин, які надходять із прилеглих територій. Окрім того, нова акваторія стала об'єктом активного любительського рибальства. Важливим екологічним аспектом є також постійне підтоплення торфовищ і торфових ґрунтів, що сповільнює мінералізацію органічної речовини й істотно підвищує здатність екосистеми до депонування вуглецю.

Таблиця 4.2

Матриця SWOT-аналізу затопленої заплави р. Ірпінь

Сильні сторони – S (Strengths)	Слабкі сторони – W (Weaknesses)
• відновлені водно-болотні угіддя • високий потенціал біорізноманіття • покращення природної фільтрації води • високий рекреаційний потенціал (любительське риболовство) • регулювання паводків • наявність територій, придатних для ренатуралізації • депонування вуглецю в торфових ґрунтах і торфовищах	• деградація заплавної екосистеми до 2022 р. (осушувальні меліоративні заходи) • фрагментація заплави (дороги) • забруднення (побутові стоки) • трансформований гідрологічний режим внаслідок штучного регулювання • заростання і замулення русла • відсутність системного управління територією заплави • забудова прибережної смуги
Можливості – O (Opportunities)	Загрози – T (Threats)
• відновлення території із застосуванням принципів Nature Based Solutions • створення природоохоронних територій • розвиток екотуризму і рекреації • залучення міжнародних донорів для екологічної відбудови • екологізація просторового планування	• відновлення забудови заплави • відновлення розорювання заплави • посилення екстремальних погодних явищ (часті посухи/ повені) • забруднення води і ґрунтового покриву • втрата «вікна можливостей» для відновлення заплави • інфраструктурний тиск (дороги, будівництво споруд); • недостатній контроль і слабе екологічне урядування

Водночас слабкими сторонами (Weaknesses) залишаються наявні деградаційні процеси, зумовлені тривалим попереднім осушувальною меліорацією. Порушення природного гідрологічного режиму річки та її заплави призвело до трансформації водного балансу, погіршення водообміну й зниження здатності гідроекосистеми до саморегуляції.

Окрім того, відкриваються нові можливості (Opportunities) для відновлення цих територій із застосуванням принципів Nature Based Solutions (природоорієнтованих рішень) та створення нових об'єктів природно-заповідного фонду. Новостворені водно-болотні угіддя мають високий потенціал для розвитку екотуризму, спостереження за птахами (бердвотчінгу) та рекреації. Трансформована заплава може бути успішно інтегрована в просторове планування регіону як ключовий елемент зелено-блакитної екологічної інфраструктури, що об'єднує природоохоронний, рекреаційний та кліматоадаптаційний потенціал.

Проте, відновлення колишнього антропогенного тиску на ці території (повторне розорювання ділянок, забудова, забруднення води і ґрунтів), а також відсутність належного контролю за чинниками впливу містять у собі низку загроз (Threats) для екосистеми. Такі процеси здатні призвести до повторної деградації водно-болотних комплексів, втрати біорізноманіття, порушення гідроекологічного балансу заплави й нівелювання її природоохоронних та кліматорегулювальних функцій.

Логічним доповненням стратегічного SWOT-аналізу є тактичний TOWS-підхід, спрямований на обґрунтування конкретних управлінських дії [118; 129]. Він передбачає послідовне парне комбінування чинників зовнішнього середовища – можливостей (O – Opportunities) і загроз або перешкод (T – Threats) із внутрішніми характеристиками об'єкта: сильними (S – Strengths) та слабкими (W – Weaknesses) сторонами. Безпосередньо у контексті досліджуваної долини річки Ірпінь такий підхід дозволяє розв'язати ключові практичні питання: як мінімізувати наслідки деградації екосистеми, зумовлені попередньою осушувальною меліорацією й поточним антропогенним тиском, і водночас

максимально ефективно використати «вікно можливостей» для ревіталізації заплавного комплексу в найближчій перспективі.

Матриця TOWS також базується на перехресному підході й включає аналіз наступних стратегій (табл. 4.3):

- SO («сильні сторони – можливості» або ж «максимізація – максимізація»). Ця стратегія зорієнтована на можливості використання потенціалу депонування торфовищами парникових газів та відновленого біорізноманіття.

- ST («сильні сторони – загрози» або «максимізація – мінімізація») – стратегія, зорієнтована на максимальне використання природних функцій заплави для мінімізації загроз, пов’язаних із забрудненням води та проявами негативних наслідків змін клімату (екстремальні посухи, повені тощо).

- WO («слабкі сторони – можливості» або «мінімізація – максимізація»). Передбачає використання принципів Nature Based Solutions для системного управління заплавними територіями в умовах змін клімату та трансформованого гідрорежиму.

- WT («слабкі сторони – загрози» або «мінімізація – мінімізація»). Ці стратегії є частиною антикризових механізмів й включають жорстке екологічне управління. В контексті затопленої заплави р. Ірпінь передбачають фіксацію прибережних захисних слуг за реальними межами існуючої зони затоплення та забезпечення їх правового статусу. Також стратегія спрямована на недопущення застарілих схем тотального осушення заплави, які в умовах кліматичних змін призведуть до знищення річки.

Таким чином, розроблена TOWS-матриця слугує основою для просторового екологічного планування території й розробки довгострокових сценаріїв відновлення затопленої території басейну р. Ірпінь в перспективі.

Таблиця 4.3

Крос-матриця стратегічних рішень (TOWS) в управлінні затопленої заплави р. Ірпінь

Внутрішні та фактори зовнішні фактори	О (Opportunities) – можливості	Т (Threat) – загрози
	O1: відновлення території із застосуванням принципів Nature Based Solutions O2: створення природоохоронних територій O3: розвиток екотуризму і рекреації O4: залучення міжнародних донорів для екологічної відбудови O5: екологізація просторового планування	T1: відновлення забудови заплави T2: відновлення розорювання заплави T3: посилення екстремальних погодних явищ (часті посухи/ повені) T4: забруднення води і ґрунтового покриву T5: втрата «вікна можливостей» для відновлення заплави T6: інфраструктурний тиск (дороги, будівництво споруд); T7: недостатній контроль і слабе екологічне урядування
S (Strengths) – сильні сторони	Стратегія SO (максимізація-максимізація)	Стратегія ST (максимізація – мінімізація)
S1: відновлені водно-болотні угіддя S2: високий потенціал біорізноманіття S3: покращення природної фільтрації води S4: високий рекреаційний потенціал (любительське риболовство) S5: регулювання паводків S6: наявність територій, придатних для ренатуралізації S7: депонування вуглецю в торфових ґрунтах і торфовищах	SO – 1 (S1, S2, S6 → O2, O4): юридично закріпити статус новостворених водно-болотних угідь шляхом створення нових об'єктів ПЗФ. SO – 2 (S7 → O4): використати потенціал депонування вуглецю в торфовищах у міжнародні кліматичні кредити та гранти. SO – 3 (S2, S4 → O3): створити на основі відновлених біотопів кластери для регульованого екотуризму (бердвотчінг) та любительського риболовства.	ST – 1 (S1, S5 → T2): використовувати відновлені водно-болотні території як природні регулятори для пом'якшення наслідків кліматичних змін (Nature Based Solutions)/ ST – 2 (S3 → T3): задіяти природну фільтраційну здатність водно-болотних угідь для перехоплення дифузного забруднення (з полів, приватних садіб тощо). ST – 3 (S1, S6 → T1, T4): оперативно зафіксувати межі обводнених ділянок, щоб законодавчо їх закріпити й зробити фізично неможливим відновлення розорювання й забудови.

Продовження табл. 4.3

W (Weaknesses) –слабкі сторони	Стратегія WO (мінімізація – максимізація)	Стратегія WT (мінімізація – мінімізація)
W1: деградація заплавної екосистеми до 2022 р. (осушувальні меліоративні заходи) W2: фрагментація заплави (дороги) W3: забруднення (побутові стоки) W4: трансформований гідрологічний режим внаслідок штучного регулювання W5: заростання і замулення русла W6: відсутність системного управління територією заплави W7: забудова прибережної смуги	WO – 1 (W4, W5 → O1): ревіталізувати замулене русло та оптимізувати гідрологічний режим, застосовуючи методи «м'якої інженерії» (демонтаж шлюзів, які вийшли з ладу і не використовуються; відновлення річкових меандр). WO – 2 (W6 → O5): створити план управління басейном річки у межах просторового планування громад задля системного управління басейном річки. WO – 3 (W3 → O1, O4): залучити донорські кошти для створення штучних ВБУ (constructed wetlands) у місцях скиду побутових стоків	WT – 1 (W6, W7 → T1, T5): посилити екологічне урядування і контроль, провести інвентаризацію та винести в натуру межі прибережних захисних смуг та забезпечити їх правовий статус. WT – 2 (W2, W7 → T4): розробити жорсткі будівельні обмеження навколо існуючої транспортної інфраструктури в заплаві. WT – 3 (W1, W4 → T1, T2): заборонити застарілі схеми тотального осушення заплави, які в умовах кліматичних змін призведуть до знищення річки.

4.3. Концепція контрольованого затоплення: обґрунтування для умов заплави р. Ірпінь

Зважаючи на результати досліджень, викладені у третьому розділі, зміна гідрологічних умов у долині річки Ірпінь стала потужним рушійним чинником (драйвером) трансформації всієї заплавної екосистеми. Порушення природного водного режиму та тривале затоплення значних площ зумовили докорінну перебудову ґрунтових режимів, динаміку процесів ґрунтоутворення, а також суттєві зміни рослинного покриву та структури біорізноманіття.

Питання ревіталізації затопленої заплави набуло особливої актуальності з 2022 року, коли було узагальнено масштаби екологічних наслідків для довкілля та ризиків для життєдіяльності місцевого населення [27; 63]. Відтоді відновлення заплавних комплексів річки Ірпінь розглядається крізь призму не лише екологічної безпеки, а й розв'язання стратегічних соціально-економічних та оборонних завдань.

Базуючись на результатах DPSIR-, SWOT- та TOWS-аналізів, можна виділити три основні сценарії стратегічного управління територією затопленої заплави Ірпеня. Кожен з них базується на принципово різних підходах взаємодії людини із заплавною екосистемою й відображає окремі філософські підходи щодо природокористування і її відновлення:

1. *Сценарій осушення заплави, тобто її інженерно-технологічного відновлення.* Передбачає осушення зони затоплення до умов довоєнного періоду. Основними заходами є відкачування води, відновлення гідромеліоративних споруд та створення умов для повернення цих земель до господарського використання. Такий підхід орієнтований на відновлення традиційного землекористування, однак несе загрози деградації водно-болотних комплексів й стійкості екосистеми.

2. *Сценарій невтручання (радикального ревайлдингу – природного відновлення).* Основою цього сценарію є мінімальне втручання людини в природні процеси, які відбуваються в цій екосистемі. Затоплена заплава є

осередком відновлення водно-болотних угідь із своїм унікальним біорізноманіттям. Однак, поряд із природоохоронним значенням, є обмеження в господарському використанні цієї території. Також фактором ризику залишається підтоплення домогосподарств місцевих жителів с. Демидів і с. Козаровичі [207]. Тому при реалізації цього сценарію необхідно враховувати соціально-економічні наслідки для місцевих громад.

3) *Сценарій контрольованого затоплення.* Цей сценарій є компромісною моделлю екологічного управління даної території з урахуванням природорієнтованих рішень (Nature Based Solutions). Його метою є збереження екосистемних функцій заплави та зниження рівня підтоплення прилягаючих територій. Він передбачає часткове осушення окремих ділянок заплави. Рівень та межі затоплення чітко будуть керуватися відновленою модернізованою системою гідротехнічних споруд та шлюзів Козаровицької дамби, що створить умови проточності водойми з одночасним акумулюванням вологи в зонах постійного та тимчасового обводнення.

Даний підхід відповідає основним положенням Водної Рамкової Директиви ЄС й відкриває можливості міжнародної грантової підтримки в стратегічному напрямку європейського зеленого курсу “Green Deal”.

Нижче представлено порівняльний аналіз переваг і недоліків різних сценаріїв управління затопленою заплавою річки Ірпінь (табл. 4.4). Оцінювання здійснювали за економічними (капітальні витрати), соціальними (соціальна узгодженість) та екологічними критеріями (вплив на якість води, вплив на біорізноманіття, емісія парникових газів). Такий підхід дозволяє врахувати відповідність цілям сталого розвитку: ЦСР 6, 13 та 15 [2].

Відповідно до представлених у табл. 4.4 даних, повернення заплави до довоєнних умов є екологічно і економічно невиправданим (сценарій 1: інженерно-технологічне відновлення). Поряд із перевагами для місцевого населення (зменшення підтоплення ділянок і будинків та осушення заплави і її подальше с/г використання) є дуже високий ризик деградації торфовищ і

емісії вуглецю. За таких умов будуть повністю знищені водно-болотні угіддя, що суперечить сучасній екологічній політиці в контексті збереження біорізноманіття та зобов'язанням України перед ЄС.

Таблиця 4.4

Порівняльна характеристика стратегій управління заплави річки Ірпінь

Критерії порівняння	Сценарій 1: техногенне відновлення	Сценарій 2: ревайлдинг (природне відновлення)	Сценарій 3: контрольоване затоплення
Капітальні витрати	Дуже високі (відкачування води, осушування території, ремонт гідротехнічних споруд)	Мінімальні (моніторинг компонентів заплавної екосистеми)	Від середніх до високих (модернізація гідротехнічних споруд, побудова захисних польдерних дамб)
Вплив на якість води	Негативний (низька самоочисна здатність річки; змив забруднювачів з прилеглих територій)	Нестабільний (ризик літньо-осінньої евтрофікації)	Позитивний (формування проточних умов та фільтрування забруднювачів макрофітами)
Емісія парникових газів	Висока (швидка мінералізація верхніх шарів торфовищ внаслідок сільськогосподарської діяльності)	Мінімальна (депонування вуглецю водно-болотною екосистемою)	Низька/ контрольована (формування оптимального водно-повітряного режиму торфовищ)
Вплив на біорізноманіття	Збіднення (знищення новоутворених водно-болотних біотопів та середовища їх існування)	Частково позитивний /нестабільний (втрата лучних біоценозів; активний розвиток водно-болотних видів флори та фауни)	Оптимальний/ керований (формування мозаїчних біотопів з водно-болотними, лучними та ксерофітними умовами; підтримання високого видового біорізноманіття; штучне регулювання заростання русла річки)
Соціальна узгодженість	Конфлікт з екологічною спільнотою та міжнародними зобов'язаннями	Конфлікт з місцевими громадами внаслідок підтоплення домоволодінь та втрати майна	Найвищий потенціал згоди (врахування екологічних інтересів і інтересів громади)

Сценарій 2: ревайлдинг (природне відновлення) демонструє мінімальні економічні витрати, мінімальну емісію парникових газів за рахунок поглинання вуглецю водно-болотною екосистемою та високе видове біорізноманіття. Однак в перспективі можливе біологічне спрощення екосистеми внаслідок домінування первних видів. Окрім того, зростає ризик евтрофікації водойми [5; 46].

Контрольоване затоплення (сценарій 3) є альтернативою двох попередніх сценаріїв. Це збалансоване інтегроване еко-техногенне управління заплавною екосистемою, яке є оптимальним для забезпечення екологічних, економічних та соціальних інтересів. Завдяки штучному регулюванню гідрологічних умов можна зберегти біорізноманіття водно-болотних комплексів, забезпечити якість води підтримуючи лотичні умови, мінімізувати викиди парникових газів та забезпечити депонування вуглецю торфовищами.

Отже, запропонована стратегія контрольованого затоплення для умов заплави р. Ірпінь є найбільш оптимальною. Вона переводить досліджувану територію з режиму «подолання наслідків підриву Козаровицької дамби» в режим «керованого сталого розвитку» й дозволяє гармонізувати екологічні та соціальні інтереси, повністю відповідаючи принципам європейської Водної Рамкової Директиви та концепції впровадження природорієнтованих рішень (Nbs). При цьому природні процеси виступають важливим чинником забезпечення екологічної безпеки регіону та сприяють його сталому розвитку.

Висновки до розділу 4

1. Встановлено, що ключовими драйверами сучасних змін у долині р. Ірпінь є руйнування Козаровицької гідроспоруди у 2022 р., наслідки тривалої осушувальної меліорації та кліматичні зміни. Їхній вплив спричинив гідрологічну перебудову заплави, зміну гідрохімічного режиму, активізацію процесів оглеєння та відновлення водно-болотних екосистем.

2. Виявлено основні екологічні ризики функціонування затопленої заплави, серед яких мілітарне та дифузне забруднення, погіршення санітарного стану окремих ділянок, втрата частини забезпечувальних екосистемних послуг, пов'язаних із сільськогосподарським використанням території.

3. Визначено сильні та слабкі сторони, можливості й загрози розвитку території. Встановлено, що ренатуралізована заплава має високий потенціал інтеграції до регіональної екологічної мережі та реалізації природоорієнтованих рішень (Nature-Based Solutions) у системі просторового планування.

4. На основі результатів DPSIR-, SWOT- та TOWS-аналізу доведено, що найбільш ефективним напрямом управління долиною р. Ірпінь є стратегія контрольованого затоплення, яка забезпечує оптимальний баланс між збереженням екологічних функцій заплави, підвищенням її кліматорегулювального потенціалу та соціально-економічними потребами регіону.

ВИСНОВКИ

В дисертаційній роботі досліджено екологічні наслідки тривалого затоплення долини річки Ірпінь та трансформації компонентів довкілля (води, ґрунту та рослинного покриву) у заплаві й обґрунтовано оптимальні шляхи її подальшого управління.

1. Встановлено, що відсутні системні дослідження наслідків тривалого затоплення долини річки Ірпінь в результаті руйнування дамби, що обумовлює фрагментарність наукових уявлень про характер і масштаб цих процесів. Питання подальшого екологічного статусу та сценаріїв розвитку цієї території залишається дискусійним і потребує подальших комплексних досліджень.

2. Руйнування шлюзів Козаровицької дамби спричинило масштабне затоплення долини річки Ірпінь, що суттєво змінило гідрологічний режим і функціонування заплавної екосистеми: після пікового обводнення у березні 2022 року відбулося поступове осушування заплави (зменшення площі водної поверхні більш ніж на 39% до осені 2022 р.) під впливом відкачування, інфільтрації, випаровування та транспірації рослинністю, а у 2023–2025 роках площа затоплення стабілізувалася з незначними сезонно-кліматичними коливаннями.

3. Установлено, що упродовж 2022–2025 років у затопленій долині річки Ірпінь відбувалися динамічні трансформаційні процеси: одночасно відбувалися деградаційні процеси деревно-чагарникової рослинності, підтоплення, осушення та ренатуралізація рослинного покриву.

4. Доведено, що воєнні дії та пов'язаний із ними антропогенний вплив спричинили погіршення якості води річки Ірпінь порівняно з довоєнним періодом (з II класу 3 категорії до III класу, 5 категорії), однак упродовж 2023–2025 років у зоні затоплення зафіксовано ознаки поступового самовідновлення та активізації процесів самоочищення водної екосистеми (до II класу 3 категорії). Ключовим чинником погіршення її стану залишається органічне забруднення.

5. Внаслідок неконтрольованого затоплення заплави на початковому етапі утворився мезотрофний тип водойми, який залишався домінантним протягом усього періоду досліджень й охоплював 66–99% площі. Водночас у наступні роки інтенсивні природні процеси евтрофікації призвели до поступової деградації акваторії, що підтверджується вираженою сезонною динамікою з максимальною інтенсивністю процесів цвітіння у літньому та осінньому періодах. Зокрема, протягом 2024–2025 років спостерігається чітка тенденція до триразового збільшення евтрофікованих площ – з 11% до 34 % загального дзеркала водойми, що свідчить про стійке погіршення екологічного стану всієї акваторії.

6. Встановлено, що руйнування Козаровицької дамби призвело до масштабного затоплення заплави й докорінної зміни її гідрологічного режиму. Ці первинні зміни зумовили глибоку трансформацію заплавної екосистеми, погіршення якості поверхневих вод та перебудову екосистемних функцій, що зрештою спровокувало комплекс екологічних, соціально-економічних та санітарно-епідеміологічних ризиків. Для мінімізації зазначених негативних ефектів необхідне впровадження стратегічного управління територією, часткове відновлення гідротехнічної інфраструктури, організація системного моніторингу та реалізація комплексних природоорієнтованих заходів із ревіталізації заплавлених комплексів.

7. Запропоновано оптимальний сценарій контрольованого затоплення заплави нижньої течії р. Ірпінь, який передбачає часткове осушення окремих ділянок та створення диференційованих зон постійного чи тимчасового обводнення. Такий підхід базується на засадах збалансованого інтегрованого еколого-техногенного управління, що дозволяє досягти оптимального компромісу між екологічними, економічними та соціальними інтересами регіону.

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. Про затвердження Гігієнічних нормативів якості води водних об'єктів для задоволення питних, господарсько-побутових та інших потреб населення : наказ Міністерства охорони здоров'я України від 02.05. 2022 р. №721. [Електронний ресурс]. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0524-22#Text>.
2. 17 цілей, щоб змінити наш світ // Державна служба статистики України : офіц. сайт. URL: <https://sdg.ukrstat.gov.ua/uk/> (дата звернення: 15.04.2026).
3. Аблєєва І. Ю., Пляцук Л. Д. SWOT-аналіз соціо-економіко-екологічних систем: навч. посіб. Суми: Сумський державний університет. 2022. 229 с. URL: <https://essuir.sumdu.edu.ua/handle/123456789/90467> (дата звернення: 27.04.2026).
4. Алпатіна О. В. Оцінка впливу акумуляції радіоактивних речовин донних відкладень р. Дніпро на її біоценози: Держ.аграр.-екон. ун-т, ф-т водогосподарської інженерії та екології, каф. екології. Дніпро, 2022. 68 с. URL: <https://dspace.dsau.dp.ua/handle/123456789/7413> (дата звернення: 27.01.2026).
5. Аскельдотір С., Павлачик П. Практичний посібник із повторного обводнення. Київ : UNCG, 2025. 64 с. https://otop.org.pl/wp-content/uploads/2025/11/ua_manual_on_petlands_rewetting_web.pdf (дата звернення: 27.01.2026).
6. Барабаш О. В., Хрутьба Ю. С., Покшевницька Т. В. Комплексний підхід до оцінки впливу на довкілля реалізації природоохоронних проєктів. *Екологічна безпека та технології захисту довкілля*. 2024. С. 93-98. URL: <https://doi.org/10.31073/ecobezpeka202406-10>
7. Благополучна А. Г., Ляховська Н. О., Парахненко В. Г. Еколого-економічні збитки від повномасштабного військового вторгнення росії в

Україну. *Економічні горизонти*. 2022. Вип. 3(21). С. 53-61. URL: [https://doi.org/10.31499/2616-5236.3\(21\).2022.263572](https://doi.org/10.31499/2616-5236.3(21).2022.263572)

8. Васенко О. Г., Карлюк А. А., Черба О. В. Сучасний стан системи моніторингу довкілля в Україні. *Екологічні науки*. Вип. 6 (51). 2023. С. 73-77. DOI: <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2023.eco.6-51.11>

9. Вишневський В. І. Ріка Дніпро : наук. вид. Київ : Інтерпрес ЛТД, 2011. 384 с.

10. Вишневський В. І., Сташук В. А., Сакевич. А. М. Водогосподарський комплекс у басейні Дніпра : наукове видання. К.: Інтерпрес ЛТД, 2011. 188 с.

11. Військові карти РСЧА М-36-37. URL: <https://freemap.com.ua/karty-ukrainy/karty-rkka-500metrovi/voennye-karty-rkka-m-36-37/> (дата звернення: 25.04.2026).

12. Водна стратегія України на період до 2050 року: розпорядження Кабінету Міністрів України від 9 грудня 2022 р. № 1134-р. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1134-2022-p#Text> (дата звернення 27.01.2026).

13. Географія ґрунтів з основами ґрунтознавства: навчально-методичний посібник / О. В.Арїон, Т. Г.Купач, С. О.Дем'яненко. К., 2017. 226 с.

14. Ґрунтознавство з основами геології. Навч. посіб. / О. Ф. Гнатенко, М. В. Капштик, Л. Р. Петренко, С. В. Вітвицький. К.: Оранта. 2005. 648 с.

15. Ґрунтознавство з основами географії ґрунтів: навч. посібн. / Г. М. Мачульський, О. В. Пінчук. GlobeEdit, 2023. 127 с.

16. Державний водний кадастр. Розділ 1. Поверхневі води. Серія 2. Щорічні дані про якість поверхневих вод суші. Частина 1. Річка і канали. Частина 2. Озера та водосховища. Центральна геофізична обсерваторія імені Бориса Срезневського. 2020 р.

17. Державний водний кадастр. Розділ 1. Поверхневі води. Серія 2. Щорічні дані про якість поверхневих вод суші. Частина 1. Річка і канали. Частина 2. Озера та водосховища. Центральна геофізична обсерваторія імені Бориса Срезневського. 2021 р.

18. Державний водний кадастр. Розділ 1. Поверхневі води. Серія 2. Щорічні дані про якість поверхневих вод суші. Частина 1. Річка і канали. Частина 2. Озера та водосховища. Центральна геофізична обсерваторія імені Бориса Срезневського. 2022 р.

19. Державний водний кадастр. Розділ 1. Поверхневі води. Серія 2. Щорічні дані про якість поверхневих вод суші. Частина 1. Річка і канали. Частина 2. Озера та водосховища. Центральна геофізична обсерваторія імені Бориса Срезневського. 2023 р.

20. Дзюбенко О. В. Біоіндикаційні дослідження водних екосистем у межах міста Переяслав. *Екологічні науки*. 2021. Вип. 4 (37). С. 40-45. DOI: <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2021.eco.4-37.5>.

21. Досвід використання «Методики екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями» (пояснення, застереження, приклади) / А.В. Яцик, В.М. Жукинський, А.П. Чернявська, І.С. Єзловецька. К.: Оріяни. 2006. 44 с.

22. ДСТУ ISO 5667-14:2005. Якість води. Відбирання проб. Частина 14. Настанови щодо забезпечення якості відбирання та оброблення проб природних вод. Київ Держспоживстандарт України. 2006. 21 с.

23. ДСТУ ISO 5667-6:2009 Якість води. Відбирання проб. Частина 6. Настанови щодо відбирання проб з річок і струмків (ISO 5667-6:2005, IDT). Київ. 2003. URL: http://online.budstandart.com/ua/catalog/doc-page.html?id_doc=64511

24. Дубняк С. С. Еколого-гідроморфологічний аналіз проблем підтоплення земель у зоні впливу дніпровських водосховищ. *Наукові праці Українського науково-дослідного гідрометеорологічного інституту*. 2007.

Вип. 256. С. 293-307. URL: <http://dspace.nbuu.gov.ua/handle/123456789/51543>
(дата звернення: 21.01.2026).

25. Екологічний моніторинг довкілля. *Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України.* URL: <https://mepr.gov.ua/diyalnist/napryamky/ekologichnyj-monitoryng/ekologichnyj-monitoryng-dovkillya/> (дата звернення 27.01.2026).

26. Єзловецька І. С., Ладика М. М., Дорошенко А. В. Сучасний екологічний стан поверхневих вод р. Трубіж. *Наукові доповіді Національного університету біоресурсів і природокористування України.* 2020. Вип. 6 (88). DOI: <https://doi.org/10.31548/dopovidi2020.06.001>.

27. Збереження природи заплави річки Ірпінь, як спосіб адаптації до зміни клімату. ГО «Український екологічний клуб «Зелена хвиля». Офіційна сторінка. Онлайн конференція. URL: <https://www.youtube.com/watch?v=IZgkT7GBY3Y&t=85s> (дата звернення: 17.05.2026).

28. Звіт про стратегічну екологічну оцінку проєкту Закону України «Про внесення змін до Закону України «Про затвердження Загальнодержавної цільової програми розвитку водного господарства та екологічного оздоровлення басейну річки Дніпро на період до 2021 року». URL: https://www.davr.gov.ua/fls18/Zvit_CEO.pdf (дата звернення 27.01.2026).

29. Звіт про стратегічну екологічну оцінку проєкту програми соціально-економічного та культурного розвитку Київської області на 2026 рік. 123 с. URL: <https://koda.gov.ua/wp-content/uploads/2025/12/zvit-seo-prog-2026-doopracz.pdf> (дата звернення: 22.02.2026).

30. Зуб Л. М., Томільцева А. І., Томченко О. В. Сучасна трансформація водозбірних басейнів лісостепових річок. *Екологічна безпека та природокористування.* 2015. № 3. С. 65-72. URL: http://nbuv.gov.ua/UJRN/ebpk_2015_3_112015 (дата звернення: 15.03.2026).

31. Іванов Є. А., Блажко Н. Б., Пилипович О. В. Болота Малого Полісся та їхнє геоекологічне значення. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. 2022. № 3 (65). С. 15-23. DOI: <https://doi.org/10.17721/2306-5680.2022.3.2>

32. Іванова Н. О., Дубняк С. С., Незбрицька І. М., Летицька О. М., Погорелова М. С., Причеп М. В., Зоріна-Сахарова К. Є., Афанасьєв С. О. Оцінка гідроморфологічного стану річок басейну Ірпеня після впливу воєнних дій. *Український географічний журнал*. 2024. Вип. 4. С. 36-46. URL: <https://doi.org/10.15407/UGZ2024.04.036>

33. Іванова Н.О., Дубняк С.С., Зоріна-Сахарова К.Є., Летицька О.М., Незбрицька І.М., Погорелова М.С., Причеп М.В., Афанасьєв С.О. Гідролого-морфологічна характеристика водних об'єктів басейну р. Ірпінь з огляду на вплив воєнних дій. *Гідробіол. журн*. 2024. Т. 60, № 4. С. 82-99.

34. Інтегрована Візія Річки Дніпро Dnipro River Integrated Vision. *Greenpeace CEE*. 2024. 251 с. URL: https://www.greenpeace.org/static/planet4-ukraine-stateless/2024/09/df40b4f2-driv_ukr_interactive_4web_compressed.pdf (дата звернення 27.01.2026).

35. Інформація про водогосподарську обстановку в зоні діяльності Басейнового управління водних ресурсів середнього Дніпра. Офіційний вебсайт. URL: <https://buvrd.gov.ua/vodogospodarska-obstanovka/> (дата звернення: 11.01.2026).

36. Ірпінська осушувально-зволожувальна система / А. В. Яцик. *Енциклопедія Сучасної України* [Електронний ресурс] / редкол. : І. М. Дзюба, А. І. Жуковський, М. Г. Железняк [та ін.] ; НАН України, НТШ. Київ: Інститут енциклопедичних досліджень НАН України. 2011. URL: <https://esu.com.ua/article-12624>. DOI: 10.5281/zenodo.19970517 (дата звернення: 01.04.2025).

37. Ірпінське міжрайонне управління водного господарства. *Вікіпедія*: вільна енциклопедія. [Електронний ресурс]. URL: <https://surl.li/zkiugj> (дата звернення: 05.05.2026).

38. Кадастрова карта. [Електронний ресурс]. URL: https://kadastrova-karta.com/?crop-ukraine=false&openstreetmap=true&dzk_index_map_lines=false&land_polygons=false&soil-ukraine=true&land_sales_points=false&auction_points=false (дата звернення: 02.02.2026).

39. Кияшко О., Лазоренко Н., Кінь Д. До питання розроблення геоінформаційного моніторингу водно-болотних угідь каскаду водосховищ Дніпра методами ДЗЗ. *Build-Master-Class-2024 : Intern. scient.–pract. conf. of young scientists, Kyiv, 05-07 november 2024, Kyiv national university of construction and architecture (KNUCA)*. Kyiv : KNUCA. 2024. С. 145–146. URL: <https://repository.knuba.edu.ua/handle/123456789/15275> (дата звернення: 16.01.2026).

40. Книга 2. Пізнання й досвід – шлях до сучасної енергетики. 2.3. Регулювання річкового стоку. URL: <http://energetika.in.ua/ua/books/book-2/60-entsiklopediya/rozvitok-teploenergetiki-ta-gidroenergetiki/chastina-2-gidroenergetika/rozdil-2-gidroenergetichni-resursi-jikh-vikoristannya-printsipovishkemi-parametri-rezhimi-roboti-ges-i-gaes/165-2-3-regulyuvannya-richkovogostoku> (дата звернення 27.01.2026).

41. Концепція збалансованого землекористування на заплавах малих річок: (наукове видання). Р. Трускавецький, Ю. Цапко, І. Хижняк. Харків: ПП “Стиль-Іздат”, 2020. 25 с.

42. Кузярін, О. Т. Водна рослинність басейну Західного Бугу: синтаксономія, еколого-ценотична структура, созологічна оцінка. *Наукові основи збереження біотичної різноманітності*. 2004. С. 87-102. URL: <https://ecoinst.org.ua/b5-2003/rs16.pdf> (дата звернення: 15.03.2026).

43. Ладика М. М., Корх О. В., Скрипник В. В., Рабчевський С. П. Заплавні ґрунти басейну р. Ірпінь: профільна характеристика, еколого-меліоративний стан і родючість. *Збірник наукових праць Подільського державного аграрно-технічного університету. спец. випуск до VIII науково-*

практичної конференції «Сучасні проблеми збалансованого природокористування», листопад 2013 р. Кам'янець-Подільський, 2013. С. 125-127.

44. Ладика М. М., Стародубцев В. М. Екологічні наслідки затоплення долини річки Ірпінь у зимовий період. *Продовольча та екологічна безпека в умовах війни та повоєнної відбудови: виклики для України та світу: мат. Міжн. наук.-практ. конф., секція 2: Післявоєнне відновлення рослинних ресурсів та екологічна безпека країни (м. Київ, 25 трав. 2023 р.). Київ, 2023. С. 156. URL: https://www.academia.edu/download/102768133/sekciya_2.pdf#page=158 (дата звернення: 02.04.2026).*

45. Ладика М. М., У Жофань. Екосистемні функції і послуги водно-болотних угідь затопленої долини річки Ірпінь. *Екологія - виклики сучасності : зб. матеріали доп. V Всеукр. наук.-практ. конф. студентів, аспірантів і молодих вчених, 24-25 вересня 2025 р.* Київ : НУБіП України, 2025. С. 57–59.

46. Ладика М., У Жофань. Моніторинг процесів евтрофікації у затопленій долині р. Ірпінь методами ДЗЗ. *Екологічні науки.* 2026. Вип. 64. С. 183-196. DOI: <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.1-64.26>.

47. Ладика М., У Жофань. Якість води в р. Ірпінь в постмілітарний період. *Проблеми хімії та сталого розвитку.* 2025. Вип. 3. С. 69–80. DOI: 10.32782/pcsd-2025-3-8.

48. Ладика М.М., У Жофань. Трансформація земного покриву долини річки Ірпінь внаслідок підризу Козаровицько дамби. *Зб. матеріалів доповідей XII Міжнародної науково-практичної конференції студентів, аспірантів і молодих вчених «Екологія – філософія існування людства», 22-23 квітня 2026 р., НУБіП України, м. Київ. С. 89-92. URL: https://nubip.edu.ua/sites/default/files/rich_text_files/%D0%97%D0%B1%D1%80%D1%96%D0%BD%D0%B8%D0%BA%202026.pdf (дата звернення: 05.05.2026).*

签署人：

 9FC72CDECB8849A...

49. Левицька В. Д., Хоружий П. Д. Підвищення ефективності роботи протифільтраційних споруд для захисту територій від підтоплення з Дніпровських водосховищ. *Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки*. 2017. Вип. 28. С. 205-212. URL: http://nbuv.gov.ua/UJRN/PVVG_2017_28_32 (дата звернення: 06.07.2025).

50. Літня польова ґрунтознавчо-біогеографічна практика: навчально-методичний посібник / Аріон О.В., Удовиченко В.В. К.: Видавничо-поліграфічний центр «Київський університет», 2011. 176 с.

51. Лукавенко Я., Руденко К., Деревська К., Кураєва І. Геохімічні особливості ґрунтів Оболонської низовини лівобережжя Кременчуцького водосховища та їх екологічний стан. 2019. С.42-45. <http://surl.li/pozajq>

52. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями. Київ: Символ-Т. 1998. 28 с.

53. Моніторинг довкілля. Аналітична записка щодо стану та перспектив розвитку державної системи моніторингу довкілля. *Міндовкілля*. 2023. 119 с. URL: https://mepr.gov.ua/wp-content/uploads/2023/02/Monitoring-Green-Paper_15_02_2022.pdf (дата звернення 27.01.2026).

54. Мосієнко Н. Вплив важких металів на екологічно безпечне споживання продукції рибництва і аквакультури. *Grail of Science*, 2022. Вип. 17, С. 204-206. URL: <https://doi.org/10.36074/grail-of-science.22.07.2022.036>

55. Оперативна інформація про гідрологічну обстановку на дніпровських водосховищах та насосних станціях Київської області. Водогосподарська обстановка. Міжрегіональний офіс захисних масивів Дніпровських водосховищ. Офіційний сайт. URL: <https://mozmdv.gov.ua/vodohospodarska-obstanovka/> (дата звернення: 15.01.2026).

56. Основні засади (стратегія) державної екологічної політики України на період до 2030 року: затверджено Законом України від 28 лютого

2019 року № 2697-VIII. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2697-19#Text> (дата звернення 27.01.2026).

57. Пальченко О. Л., Телік Т. В. Проблеми впливу гідровузлів на навколишнє середовище. In: *The 23th International scientific and practical conference "The influence of society on the development of science and the invention of new methods" (June 13–16, 2023) Prague, Czech Republic*. International Science Group. 2023. p. 414. URL: <https://isg-konf.com/the-influence-of-society-on-the-development-of-science-and-the-invention-of-new-methods/> (дата звернення: 05.01.2026).

58. Паньків З. П. Ґрунти України: навчально-методичний посібник / З. П. Паньків. Львів : ЛНУ імені Івана Франка. 2017. 112 с.

59. Перець Х. П. (2018). Вплив будівництва водозахисних дамб на властивості ґрунтів заплавних комплексів Верхньодністровської алювіальної рівнини. *Proceedings of the Conference «The Development Of Nature Sciences: Problems And Solutions»*, April 27-28, 2018, Brno. С.109-113.

60. Писанко Я. І. Особливості структурно-функціональної організації техногенно зміненої водної екосистеми гирлової ділянки річки Ірпінь. Автореф. дис. канд. тех. наук. Київ. 2019. 24 с. URL: <https://nau.edu.ua/site/variables/news/2019/4/avtoref%20Pisanko.pdf> (дата звернення: 03.02.2026).

61. Писаренко П. В., Корчагін О. П. Екологічне обґрунтування регулювання процесів евтрофікації водних об'єктів. *Таврійський вісник*. 2020. Вип. 114. С.274-283. DOI: 10.32851/2226-0099.2020.114.33.

62. Пічура В. І., Потравка Л. О. Екологічний стан басейну ріки Дніпро та удосконалення механізму організації природокористування на водозбірній території. *Водні біоресурси та аквакультура*. 2021. С. 171-200. DOI: <https://doi.org/10.32851/wba.2021.1.14>

63. План відновлення України у дзеркалі розливу річки Ірпінь. 02 вересня 2022 р. // Ukraine War Environmental Consequences Work Group.

9.09.2022. URL: <https://uwecworkgroup.info/uk/plans-to-rebuild-ukraine-shaped-by-solutions-for-irpin> (дата звернення: 17.03.2026).

64. План управління річковим басейном Дніпра на 2025–2030 роки. Міндовкілля. URL: <https://mepr.gov.ua/diyalnist/plany/plany-upravlinnya-richkovymy-basejnamy-2025-2030-roky/> (дата звернення 27.01.2026).

65. Позняк С. П. Ґрунтознавство і географія ґрунтів. У 2-х частинах. Львів: Видавничий центр ЛНУ імені Івана Франка. 2010.

66. Полупан М. І., Соловей В.Б., Величко В.А. Класифікація ґрунтів України / За ред. М.І. Полупана. К.: Аграрна наука.2005. 300 с.

67. Польовий визначник ґрунтів / М. І. Полупан, В. Б. Соловей, В. І. Кисіль, В. О. Величко. К.: Урожай. 2005. 312 с.

68. Порядок ведення Державного земельного кадастру. Затверджено постановою Кабінету Міністрів України від 17 жовтня 2012 р. № 1051. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1051-2012-%D0%BF#n19> (дата звернення: 05.04.2026).

69. Про державну систему моніторингу довкілля: постанова Кабінету Міністрів України від 30 березня 1998 року № 391. *Відомості Верховної Ради України (ВВР)*. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/391-98-п#Text> (дата звернення 27.01.2026).

70. Про затвердження Порядку ведення Державного земельного кадастру (додатки 2-75 до Порядку). [Електронний ресурс]. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1051%D0%B1-2012-%D0%BF#top> (дата звернення: 05.04.2026).

71. Про затвердження Правил експлуатації водосховищ Дніпровського каскаду. Наказ Міністерства захисту довкілля та природних ресурсів України від. 27.05.2022 № 210. [Електронний ресурс]. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0704-22#Text> (дата звернення: 05.04.2026).

72. Про охорону навколишнього природного середовища: Закон України від 25 червня 1991 року № 1264-XII. *Відомості Верховної Ради*

України (BBP), 1991, № 41, ст.546. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1264-12#Text> (дата звернення 27.01.2026).

73. Про схвалення Водної стратегії України на період до 2050 року. Розпорядження Кабінету Міністрів України від 9 грудня 2022 р. № 1134-р. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1134-2022-%D1%80#n8> (дата звернення: 23.01.2026).

74. Про Цілі сталого розвитку України на період до 2030 року: Указ Президента України від 30 вересня 2019 року № 722/2019. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/722/2019#Text> (дата звернення 27.01.2026).

75. Раціональне та екологічно безпечне землекористування на осушуваних землях: наукове видання / Р. С. Трускавецький, Ю. Л. Цапко, В. М. Калініченко, К. О. Десятник, В. В. Зубковська. Харків: Смугаста типографія, 2016. 30 с.

76. Рогожин О. Г., Яковлев Є. О., Крета, Д. Л. Оновлена електронна карта прояву та розвитку підтоплення за причинами в Україні. *Екологічна безпека та природокористування*, 2023. Вип. 46 (2). С. 124-137. DOI: <https://doi.org/10.32347/2411-4049.2023.2.124-137>.

77. Розроблення плану управління районом річкового басейну Дніпра в Україні: Фаза 1, Крок 1 – опис характеристик району річкового басейну. Звіт. Лютий 2019. 166 с. URL: <http://surl.li/ohvpkq>

78. Ромащенко, М. І., Яцюк, М. В., Шевченко, А. М., Шевчук, С. А., Савчук, Д. П., Козицький, О. М., ... & Забуга, А. О. Проблеми та водно-екологічні ризики забудови осушуваних земель давньої заплави р. Дніпро. 2019. URL: <https://doi.org/rn.3rn73/mivg201901-170>

79. Руйнування Ірпінської дамби завдало шкоди довкіллю на 27,4 мільйона. Зоря Приірпіння. 27.05.2022 р. [Електронний ресурс]. URL: <https://zora-irpin.info/rujnuvannya-irpinskoyi-damby-zavdalo-shkody-dovkilliyu-na-27-4-miljona-foto/> (дата звернення: 25.04.2026).

80. Система раціонального використання і управління ґрунтовими режимами осушених земель: наукове видання / Цапко Ю.Л., Калініченко В.М., Зубковська В.В., Холодна А.С., Хижняк І.М., Водяк Я.М., Паламарь Н.Ю.Ю. Цапко, В. Калініченко, В. Зубковська та ін. Харків: ФОП Бровін О. В. 2020. 96 с.

81. Скрипніченко С. В., Коцюба І. Г. Трансформація торфовищ у процесі осушення та довготривалого сільськогосподарського використання. Scientific Progress & Innovations. 2016ю Вип. 1-2. С. 22-24. URL: <https://www.pdau.edu.ua/sites/default/files/visnyk/2016/01/6.pdf> (дата звернення: 15.04.2026).

82. Скрит С. І., Ладика М. М. Екологічні наслідки затоплення долини річки Ірпінь. *Екологія – філософія існування людства* : зб. матеріалів доп. учасн. Х Міжнар. наук.-практ. конф. студентів, аспірантів та молодих учених, 24-25 квіт. 2024 р., Київ : НУБіП України. 2024. С. 267–269.

83. Сніжко С. І. Оцінка та прогнозування якості природних вод: Підручник. К.: Ніка центр. 2001. 264 с.

84. СОУ 05.01-37-385:2006. Вода рибогосподарських підприємств. Загальні вимоги та норми. [Чинний від 2007-11-01]. Київ. 2006. 15 с.

85. Стародубцев В. М., Ладика М. М., У Жофань, Паламарчук С. П., Наумовська О. І. Героїчна оборона та екологічна драма в долині річки Ірпінь. *International scientific journal «Grail of Science»*. 2022. № 23 (December 2022). С. 172-182. URL: <https://doi.org/10.36074/grail-of-science.23.12.2022.28/>.

86. Степова О. В., Гах Т. О. Екологічний стан поверхневих водойм Полтавської області. *Екологічні науки*. Київ: ДЕА, 2020. Вип. 2 (29). С.82-86. DOI: <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2020.eco.2-29.2.13>.

87. Стік зарегульований. *Велика українська енциклопедія*. URL: https://vue.gov.ua/Стік_зарегульований (дата звернення 27.01.2026).

88. Стратегія сталого розвитку України до 2030 року (проект). URL: <https://www.sd4ua.org/wp-content/uploads/2015/02/Strategiya-stalogo-rozvytku-Ukrayiny-do-2030-roku.pdf> (дата звернення 27.01.2026).

89. Строкаль В. П., Бережняк Є. М., Наумовська О. І., Вагалюк Л. В., Ладика М. М., Сербенюк Г. А., ... & Павлюк С. Д. Вплив російської агресії на стан природних ресурсів України: монографія. За заг. ред. ВП Строкаль. Київ: Видавничий центр НУБіП України. 2023. С. 131-138. URL: <https://dglb.nubip.edu.ua/items/4d10546d-6fb3-4ebf-b29a-75f0335d008d> (дата звернення: 15.03.2026).

90. Строкаль В. П., Ковпак А. В. (2020). Басейнове управління водними ресурсами України: SWOT-аналіз. *Scientific Journal'Biological Systems: Theory & Innovation/Biologični Sistemi: Teoriâ Ta Īnnovacii*, 11(4). [hΣps://doi.org/10.31548/biologiya2020.04.004](https://doi.org/10.31548/biologiya2020.04.004).

91. Строкаль В. П., Ковпак А. В. Воєнні конфлікти та вода: наслідки й ризики. *Екологічні науки*. 2022. Вип. 5(44). С. 94-102. <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2022.eco.5-44.14>.

92. Строкаль В. П., Ковпак А. В. Причинно-наслідкові зв'язки забруднення біогенними елементами басейну річки Дніпра: синтез теоретичних даних. *Екологічні науки*. 2021. Vol. 35, по. 2. Р. 37–44. DOI: <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2021.eco.2-35.6>.

93. Топографічна карта. Україна [Електронний ресурс]. URL: <https://uk-ua.topographic-map.com/> (дата звернення: 05.03.2026).

94. Торфово-земельний ресурс України (концепція комплексного використання) / Трускавецький Р. С., Балюк С. А., Цапко Ю. Л., Чешко Н. Ф., Калініченко В.М. За ред. В.П. Ситника, Р. С. Трускавецького. Харків: ННЦ «ІГА імені О.Н. Соколовського». 2010. 71 с.

95. Трускавецький Р. С. Торфові ґрунти і торфовища України. Харків: Міськдрук". 2010. 278 с.

签署人：

 9FC72CDECB8849A...

96. У Жофань. Екологічний стан захищених масивів каскаду Дніпровських водосховищ: теоретичний аналіз. Таврійський науковий вісник. 2024. № 140. С. 564-567. DOI: <https://doi.org/10.32782/2226-0099.2024.140.70>.

97. Хільчевський В. К. Ірпінь (річка). *Велика українська енциклопедія* : веб-сайт. URL: [https://vue.gov.ua/Ірпінь \(річка\)](https://vue.gov.ua/Ірпінь_(річка)) (дата звернення: 26.01.2026).

98. Хільчевський В. К. Основи гідрохімії: підручник / В.К. Хільчевський, В. І. Осадчий, С. М. Курило. К. : Ніка-Центр, 2012. 312 с.

99. Хільчевський В. К. Регіональна гідрохімія України: підручник / В.К. Хільчевський, Осадчий В.І., Курило С.М.– ВПЦ "Київський університет", 2019. 343 с.

100. Хільчевський В. К. Хімічний аналіз та оцінка якості природних вод : навч. посіб. / В. К. Хільчевський, М. Р. Забокрицька. Луцьк: Вежа-Друк. 2021. 76 с. URL: <https://evnuir.vnu.edu.ua/server/api/core/bitstreams/2b5c2440-6bbb-4287-949c-e55ebbd02f48/content> (дата звернення: 05.04.2026).

101. Хільчевський В. К., Гребінь В. В. Великі і малі водосховища України: регіональні та басейнові особливості поширення. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. Т. 60, Вип. 2. 2021. С. 6–17. DOI: <https://doi.org/10.17721/2306-5680.2021.2.1>

102. Хільчевський В. К., Гребінь В. В. Гідрологія та гідрохімія: навч. посібник. К.: ДІА. 2025. 352 с. URL: https://www.researchgate.net/publication/392731237_Hilcevskij_VK_Grebin_VV_Gidrologia_ta_gidrohimia_navc_posibnik_-_K_DIA_2025_352_s_Khilchevskiy_VK_Grebin_VV_Hydrology_and_hydrochemistry_Kyiv_DIA_2025_352_p (дата звернення: 15.04.2026).

103. Хільчевський В. К., Гребінь В. В. Деякі аспекти щодо стану територій районів річкових басейнів та моніторингу вод під час вторгнення Росії в Україну (2022 р.). *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. 2022. 3(65). С. 6-14. URL: <https://doi.org/10.17721/2306-5680.2022.3.1>.

104. Хільчевський, В. К. Ірпінь. У: І. М. Дзюба, А. І. Жуковський, М. Г. Железняк та ін. (ред.). Енциклопедія Сучасної України. Т. 11. Київ: Інститут енциклопедичних досліджень НАН України. 2011. URL: <https://esu.com.ua/article-12627>. DOI: 10.5281/zenodo.19970506.

105. Хоружий П. Д., Левицька В. Д. Комплексне використання інфільтраційних вод у зонах підтоплення від дніпровського каскаду водосховищ. *Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки*. 2016. Вип. 27. С. 400- 407. URL: <http://surl.li/uhqlqh> (дата звернення: 10.04.2026).

106. Центилю Л. В., Стецюк І. М. «Цвітіння» води ціанобактеріями як екологічна небезпека водойм. *Агроекологічний журнал*. 2023. Вип. 3. С.154-163. DOI: 10.33730/2077-4893.3.2023.288933.

107. Циганенко-Дзюбенко І. Ю., Гандзюра В. П., Алпатова О. М., Демчук Л. І., Хом'як І. В., & Вовк В. М. Гідрохімічний статус пост-мілітарних водних екосистем с. Мощун, Київської області. *Екологічні науки*. 2023. Вип. 46. С. 53-58. URL: <http://eprints.zu.edu.ua/37230/1/9.pdf> (дата звернення: 15.06.2025).

108. Циганенко-Дзюбенко І. Ю., Кірейцева Г. В., Герасимчук О. Л., Скиба Г. В., Хоменко С. В. Особливості планування та реалізації моніторингу малих річок в умовах урбанізації та військових дій. *Науковий вісник Херсонського державного університету*. 2024. Вип. 21. С. 36-45. DOI <https://doi.org/10.32999/ksu2413-7391/2024-21-4> (дата звернення: 25.07.2025).

109. Шумигай І. В. Проблеми та шляхи відновлення басейну річки Дніпро в межах Київської області. *Охорона навколишнього природного середовища*. Вип. 1. 2018. С. 107-111. URL: <https://surl.li/edqwfu> (дата звернення 27.01.2026).

110. Юрасов С.М., Сафранов Т.А., Чугай А.В. Оцінка якості природних вод: навч.посібн. Одеса, 2011. 164 с.

111. Якубенко Б. Є., Григора І. М., Мельничук М. Д. Геоботаніка: Навчальний посібник. 2-ге видання перероблене та доповнене. К.: Арістей, 2006. 480 с.

112. Якубенко Б. Є., Царенко П. М., Алейніков І. М., Шабарова С. І., Машковська С. П., Дядюша Л. М., Тертишний А. П. Ботаніка з основами гідроботаніки (водні рослини України). Навчальний посібник для студентів класичних та аграрних університетів. К.: Фітосоціоцентр, 2009. 444 с.

113. Afanasyev S. O. Impact of war on hydroecosystems of Ukraine: conclusion of the first year of the full-scale invasion of Russia (a review). *Hydrobiological Journal*. 2023. Volume 59, Issue 4. Pp. 3-16. DOI: 10.1615/HydrobJ.v59.i4.10

114. Alawadi F. Detection of surface algal blooms using the newly developed algorithm surface algal bloom index (SABI). In *Remote sensing of the ocean, sea ice, and large water regions*. 2010. Vol. 7825. P. 45–58. DOI: 10.1117/12.862096.

115. Allen W., Fenemor A., Wood D. Effective indicators for freshwater management: attributes and frameworks for development. 2012.

116. Appling A. P., Bernhardt E. S., Stanford J. A. Floodplain biogeochemical mosaics: A multidimensional view of alluvial soils. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*. 2014. Vol. 119(8). Pp. 1538-1553. URL: <https://doi.org/10.1002/2013JG002543>

117. Carlson R. E. A trophic state index for lakes. *Limnology and oceanography*. 1977. Vol. 22. Issue 2. P. 361–369. DOI: 10.4319/lo.1977.22.2.0361.

118. Celik M. S., Akyar D. A., Ceylan, B. O. Navigating environmental sustainability in ship recycling industry: Integrated SWOT-TOWS-ANP approach. *Ocean Engineering*. 2024. Vol. 295. P. 116906. URL: <https://doi.org/10.1016/j.oceaneng.2024.116906>.

119. Christopher T. Robinson, Gabriele Consoli, Johannes Ortlepp. Importance of artificial high flows in maintaining the ecological integrity of a

regulated river. *Science of The Total Environment*. 2023. Volume 882. URL: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163569>.

120. Congedo L. (). Semi-automatic classification plugin documentation. *Release*. 2016. Vol. 4(0.1). 29. 280 p.

121. Das A. K., Lee D. S., Woo Y. J., Sultana S., Mahmud A., Yun B. W. (). The impact of flooding on soil microbial communities and their functions: A review. *Stresses*. 2025. Vol. 5(2). P. 30. DOI: 10.3390/stresses5020030.

122. Destruction of Ukraine dam caused ‘toxic timebomb’ of heavy metals, study finds. *The Guardian*. 2024. URL: <https://www.theguardian.com/world/2025/mar/13/destruction-of-ukraine-kakhovka-dam-caused-toxic-timebomb-in-rivers-study-finds> (дата звернення 27.01.2026).

123. Driver-Pressure-State-Impact-Response Framework (DPSIR). Food and Agriculture Organization of the United Nations. URL: <https://www.fao.org/land-water/land/land-governance/land-resources-planning-toolbox/category/details/en/c/1026561/> (дата звернення: 17.04.2026).

124. Ecological flows in the implementation of the Water Framework Directive. CIS guidance document n°31. *Technical Report – European Union*. 2015. 108 p. URL: <https://lnk.ua/31XrYnEmE> (дата звернення 27.01.2026).

125. Faiz M.A., Liu D., Fu Q. et al. Assessment of characteristics and distinguished hydrological periods of a river regime. *Environ Earth Sci*. 2018. Vol. 77. Pp. 729. URL: <https://doi.org/10.1007/s12665-018-7913-5>.

126. Folkens L., Bachmann D., & Schneider P. Driving Forces and Socio-Economic Impacts of Low-Flow Events in Central Europe: A Literature Review Using DPSIR Criteria. *Sustainability*. 2023. Vol. 15(13). Pp. 10692. URL: <https://doi.org/10.3390/su151310692>.

127. Foredapwa J., Michael J., Bartłomiej G. From drainage to rewetting—soil transformations in European agricultural peatlands: a review. *Agronomy*. 2026. Vol. 16, No. 5. P. 586.

128. Haghgoo S, Amanollahi J, Kamangar BB, et al. Decision models enhancing environmental flow sustainability: A strategic approach to water resource management. *AIMS Environmental Science*. 2024. Vol. 11(6). DOI: <https://doi.org/10.3934/environsci.2024045>.
129. Herrera-Franco G., Fornés J. M., Bravo-Montero L., Montalván F. J., Carrión-Mero P. Water governance PESTEL/SWOT-TOWS analysis in the Andean Community of Nations (ACN). *Environmental Challenges*. 2025. P. 101249. URL: <https://doi.org/10.1016/j.envc.2025.101249>.
130. Houston D, Werritty A, Ball T, Black A. Environmental vulnerability and resilience: Social differentiation in short- and long-term flood impacts. *Trans Inst Br Geogr*. 2021. Vol. 46. Pp.102–119. URL: <https://doi.org/10.1111/tran.12408>.
131. Hu J., Liao X., Vardanyan L. G., Huang Y., Inglett K. S., Wright A. L., Reddy K. R. Duration and frequency of drainage and flooding events interactively affect soil biogeochemistry and N flux in subtropical peat soils. *Science of the Total Environment*. 2020. Vol. 727. Art. 138740. URL: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138740>.
132. Index DataBase. A database for remote sensing indices. URL: <https://www.indexdatabase.de/> (дата звернення: 06.01.2026).
133. Ionescu C-S, Gogoase-Nistoran D-E, Baciuc CA, Cozma A, Motovilnic I, Braşovanu L. The Impact of a Clay-Core Embankment Dam Break on the Flood Wave Characteristics. *Hydrology*. 2025. Vol. 12(3). P. 56. URL: <https://doi.org/10.3390/hydrology12030056>.
134. Jones C.S., McKendrick S.A., Vivian L.M. et al. Managing River Low Flows to Enhance Instream Vegetation Recruitment. *Environmental Management*. Vol. 75. 2025. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00267-025-02187-1>.
135. Kurovska A. Eutrophication of the Kyiv reservoir of Ukraine: Review. *Biological Systems: Theory and Innovation*. 2024. Vol. 15. №1. P. 61-72. DOI: 10.31548/biologiya15(1).2024.005.



136. Labianca C., De Gisi S., Todaro F., Notarnicola M. DPSIR Model. Encyclopedia. URL: <https://encyclopedia.pub/entry/1535> (accessed on 21 May 2026).
137. Ladyka M., Starodubtsev V. Water reservoirs and the war in Ukraine: environmental problems. *EUREKA: Life Sciences*, 2022. #6. P. 36-43. URL: <https://doi.org/10.21303/2504-5695.2022.002664>.
138. Ladyka Maryna, Wu Ruofan. Destroying of dams due to war in Ukraine: environmental consequences (case study Irpin Valley flooding). *Proceedings of the XXXIV International Scientific and Practical Conference. Bergen, Norway*. 2024. P. 14-17. URL: <https://isg-konf.com/modern-problems-of-humanity-and-scientific-ways-of-solving-them/> (дата звернення: 03.03.2026).
139. Lai Y., Zhang J., Song Y., Gong Z. Retrieval and evaluation of chlorophyll-a concentration in reservoirs with main water supply function in Beijing, China, based on landsat satellite images. *International journal of environmental research and public health*, 2021. Vol. 18. Issue 9. DOI: 10.3390/ijerph18094419.
140. Marschne P. Processes in submerged soils – linking redox potential, soil organic matter turnover and plants to nutrient cycling. *Plant and Soil*. 2021. Vol. 464. P. 1-12. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11104-021-05040-6>.
141. Module 2: DPSIR Overview. Tutorial. URL: https://archive.epa.gov/ged/tutorial/web/pdf/dpsir_module_2.pdf (дата звернення: 04.04.2026).
142. Monk W. A. et al. Balancing water needs and well-being: bringing social-cultural values into environmental flows using a DPSIR framework. *Ecology and Society*. 2025. DOI : <https://doi.org/10.5751/ES-16589-300440>
143. Moreno-Rodenas Antonio, Juan Diego Mantilla-Jones, Daniel Valero. "Age, climate and economic disparities drive the current state of global dam safety." *Nature Water*. 2025. Vol. 3. Pp. 284-295. URL: <https://doi.org/10.1038/s44221-025-00402-1>.

144. Ness B., Anderberg S., Olsson L. Structuring problems in sustainability science: The multi-level DPSIR framework. *Geoforum*. 2010. Vol. 41(3). Pp. 479-488. URL: <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2009.12.005>.

145. Normalized difference vegetation index. *Sentinelhub* : веб-сайт. URL: <https://custom-scripts.sentinel-hub.com/sentinel-2/ndvi/> (дата звернення: 26.01.2026).

146. Opperman, J. J., Luster, R., McKenney, B. A., Roberts, M., & Meadows, A. W. Ecologically functional floodplains: connectivity, flow regime, and scale 1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*. 2010. Vol. 46(2). Pp. 211-226. DOI: 10.1111/j.1752-1688.2010.00426.x.

147. Peter Kristensen. The DPSIR Framework. URL: [http://fis.freshwatertools.eu/files/MARS_resources/Info_lib/Kristensen\(2004\)DPSIR%20Framework.pdf](http://fis.freshwatertools.eu/files/MARS_resources/Info_lib/Kristensen(2004)DPSIR%20Framework.pdf) (дата звернення: 14.05.2026).

148. Petriki O., Bobori D. C. Ecological Assessment and SWOT–AHP Integration for Sustainable Management of a Mediterranean Freshwater Lake. *Sustainability*. 2025. Vol. 17(11). Pp. 4950. URL: <https://doi.org/10.3390/su17114950>.

149. Połomski M. Wiatkowski M. Impounding Reservoirs, Benefits and Risks: A Review of Environmental and Technical Aspects of Construction and Operation. *Sustainability*. 2023. 15 (22).16020. DOI: <https://doi.org/10.3390/su15221602>.

150. Ponting J., Kelly T. J., Verhoef A., Watts M. J., Sizmur T. The impact of increased flooding occurrence on the mobility of potentially toxic elements in floodplain soil–A review. *Science of the Total Environment*. 2021. T. 754. C. 142040. URL: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142040>.

151. Prychepa M., Kovalenko Y. Biodiversity Changes In The Irpin River Wetlands Following Dam Destruction During Defensive Operations In Kyiv, Ukraine. *Polish Journal of Natural Sciences*. 2025. Vol 40 (4). Pp. 249–275. URL: <https://doi.org/10.31648/pjns.11387>.

152. Rangasami S. S., Murugaragavan R., Rakesh S. S., Prabu P. C., Ramesh A. R., Elangovan R. Chemistry of flooded soils: A review. *The Pharma Innovation Journal*. 2022. Vol. 11(2). Pp. 2534-2539. URL: <http://www.thepharmajournal.com/> (дата звернення: 26.03.2026).

153. Ravanavar G. M., Charantimath P. M. Strategic formulation using tows matrix—A Case Study. *International Journal of Research and Development*, 2012. Vol. 1(1). Pp. 87-90. URL: https://www.academia.edu/download/30243664/ijrd_publication3.pdf#page=87 (дата звернення: 14.05.2026).

154. Rayburg S, Neave M, Thompson-Laing J. The Impact of Flood Frequency on the Heterogeneity of Floodplain Surface Soil Properties. *Soil Systems*. 2023. Vol. 7(3). P. 63. URL: <https://doi.org/10.3390/soilsystems7030063>.

155. River Turbidity Estimation using Sentinel-2 data. *ESRI Developer* : веб-сайт. URL: <https://developers.arcgis.com/python-2-3/samples/river-turbidity-estimation-using-sentinel2-data/> (дата звернення: 26.01.2026).

156. Rupngam T, Messiga AJ. Unraveling the Interactions between Flooding Dynamics and Agricultural Productivity in a Changing Climate. *Sustainability*. 2024/ Vol. 16(14). P. 6141. URL: <https://doi.org/10.3390/su16146141>

157. Safaripour, M. and Rezapour Andabili, N. (2020). Miyandoab flood risk mapping using dematel and SAW methods and DPSIR model. *Advances in Environmental Technology*, 6(3), 131-138. DOI: 10.22104/aet.2021.4766.1287.

158. Schmutz S., Moog O. Dams: ecological impacts and management. In: *Riverine ecosystem management: Science for governing towards a sustainable future*. 2018. Pp. 111-127. URL: <http://surl.li/aswnev> (дата звернення: 11.01.2026).

159. Starodubtsev V.M., Petrenko L.R., Fedorenko O.L. Dams and Environment: Effects on Soils. Kyiv: Nora-Print, 2004. 70 p. URL: <http://surl.li/kodjne> (дата звернення: 02.04.2026).

160. Starodubtsev V.M., Petrenko L.R., Kazanina O.V. The effect of Kyiv reservoir on environmental status of soils. *Journal of Hydrology and*

Hydromecanics. Bratislava, 1999. Vol. 47. №5. Pp. 366-377. URL: <http://surl.li/ruxxmo> (дата звернення: 02.04.2026).

161. Sugiura S. H., Hardy R. W., Roberts, R. J. The pathology of phosphorus deficiency in fish—a review. *Journal of fish diseases*. 2004. Vol.27(5). Pp. 255-265. URL: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2761.2004.00527.x>.

162. Turbidity. Factsheet On Water Quality Parameters. EPA. URL: https://www.epa.gov/system/files/documents/2021-07/parameter-factsheet_turbidity.pdf (дата звернення: 02.04.2026).

163. Vlasova O., Shevchenko A., Shevchenko I., Kozytsky O. Monitoring Of Water Bodies And Reclaimed Lands Affected By Warfare Using Satellite Data. *Land Reclamation and Water Management*. 2023. Vol. 2. P. 59-68. DOI: 10.31073/mivg202302-371.

164. Wang J., Bing S., Qingyun Y., E. Zhao, Tao Bai, S. Yang. Hydro-geomorphological regime of the lower Yellow river and delta in response to the water–sediment regulation scheme: Process, mechanism and implication. *CATENA*. 2022. Vol. 219. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106646>.

165. Xu H. Modification of normalised difference water index (NDWI) to enhance open water features in remotely sensed imagery. *International Journal of Remote Sensing*. 2006. Vol. 27. Issue 14. P. 3025–3033. DOI: 10.1080/01431160600589179.

166. Zabuga A. Peculiarities and problems of regulating the water regime of soils on drained lands in the current directions of their use. *Land Reclamation and Water Management*. 2017. Vol. 105(1), Pp. 81–87. URL: <https://www.mivg.iwpim.com.ua/index.php/mivg/article/view/42> (дата звернення: 02.04.2026).

167. Zhang X, Fang C, Wang Y, Lou X, Su Y, Huang D. Review of Effects of Dam Construction on the Ecosystems of River Estuary and Nearby Marine Areas. *Sustainability*. 2022. Vol. 14(10). DOI: <https://doi.org/10.3390/su14105974>.

签署人：

 9FC72CDECB8849A...

168. Zhang Y., Li M., Dong J., Yang H., Van Zwieten L., Lu H., Alshameri A., Zhan Z., Chen X., Jiang X. et al. A Critical Review of Methods for Analyzing Freshwater Eutrophication. *Water*. 2021. Vol. 13. Issue 25. DOI: [10.3390/w13020225](https://doi.org/10.3390/w13020225).

169. Zhou X., Huang X., Zhao H., Ma K. Development of a revised method for indicators of hydrologic alteration for analyzing the cumulative impacts of cascading reservoirs on flow regime. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 2020. №24. P. 4091–4107. DOI : <https://doi.org/10.5194/hess-24-4091-2020>.

ДОДАТКИ

Додаток А

Кліматичні характеристики території досліджень

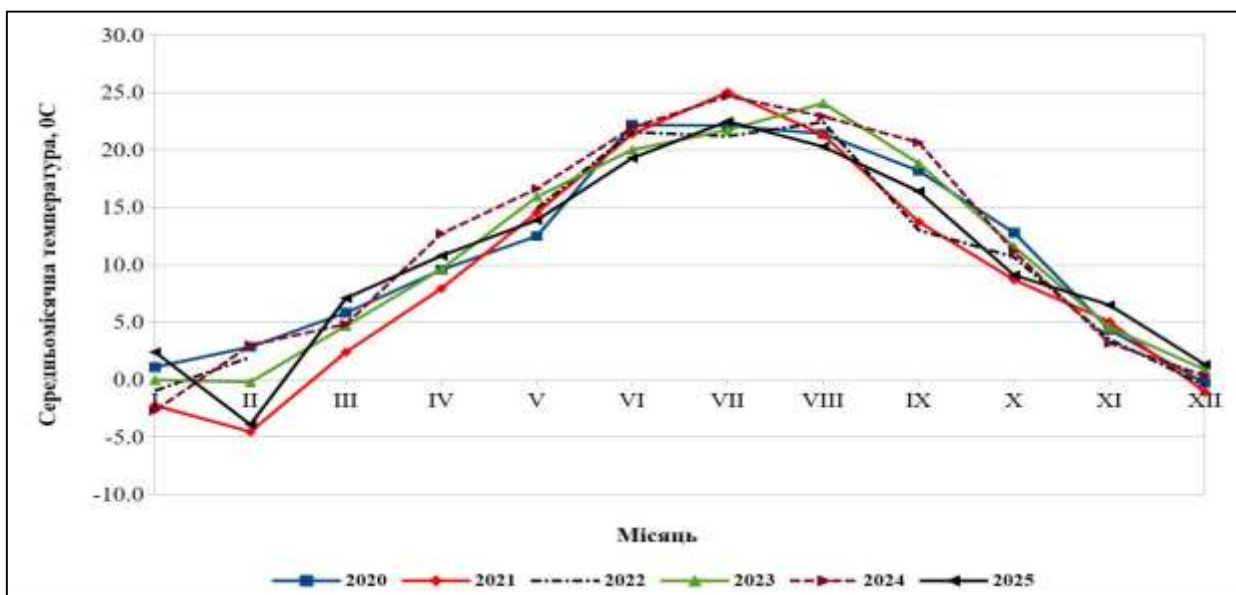


Рис. А.1. Середньомісячна температура повітря по метеостанції «Вишгород», 2020-2025 рр. (за даними ТМС Галузевого державного архіву матеріалів гідрометеорологічних спостережень ДСНС України)

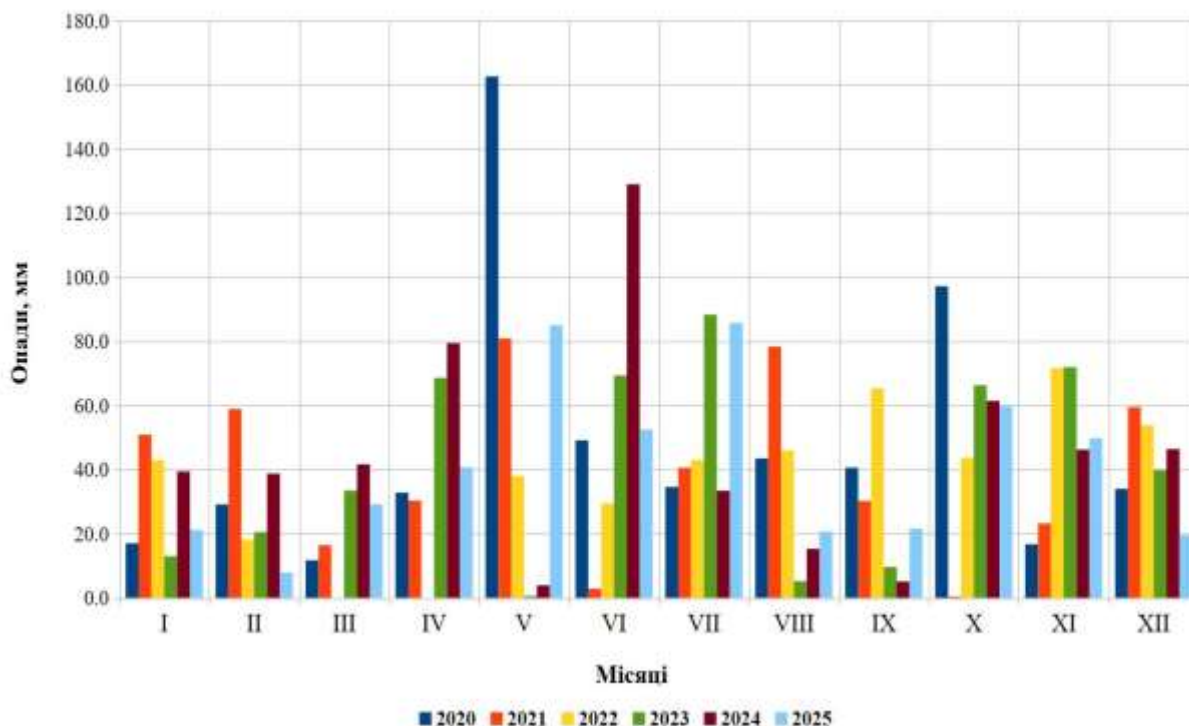


Рис. А.2. Сума місячних опадів по метеостанції «Вишгород», 2020-2025 рр. (за даними ТМС Галузевого державного архіву матеріалів гідрометеорологічних спостережень ДСНС України)

Додаток Б

Таблица Б.1

Класифікація якості поверхневих вод за критерієм мінералізації [21]

Класи якості вод	Прісні води - I		Солонуваті води - II			Солоні води - III	
Категорія якості вод	1	2	3	4	5	6	7
	Гіпогалинні	Олігогалинні	β-мезогалинні	α-мезогалинні	Полігалинні	Еугалинні	Ультрагалинні
Величина мінералізації, г/дм ³ , %	менше 0,50	0,51-1,00	1,01-5,00	5,01-18,00	18,01-30,00	30,01-40,00	більше 40,00

Таблица Б.2

Класифікація якості прісних гіпо- та олігогалинних поверхневих вод за критеріями забруднення компонентами сольового складу [21]

Клас	I	II		III		IV	V
Категорії	1	2	3	4	5	6	7
Показники, мг/дм ³							
Сума іонів	≤ 500	501-750	751-1000	1001-1250	1251-1500	1500-2000	> 2000
Хлориди	≤ 20	21-30	31-75	76-150	151-200	201-300	> 300
Сульфати	≤ 50	51-75	76-100	101-150	151-200	201-300	> 300

Таблица Б.3

Екологічна класифікація якості поверхневих вод за трофо-сапробіологічними (еколого-санітарними) критеріями [21]

Клас	I	II		III		IV	V
1	2	3	4	5	6	7	8
Категорії	1	2	3	4	5	6	7
Показники вод							
Гідрофізичні: Завислі речовини, мг/дм ³	< 5	5-10	11-20	21-30	31-50	51-100	>100
Прозорість / м	> 1,5	1,00-1,50	0,65-0,95	0,50-0,60	0,35-0,45	0,20-0,30	<0,20
Гідрохімічні: рН	<u>6,9-7,0</u> 7,1-7,5	<u>6,7-6,8</u> 7,6-7,9	<u>6,5-6,6</u> 8,0-8,1	<u>6,3-6,4</u> 8,2-8,3	<u>6,1-6,2</u> 8,4-8,5	<u>5,9-6,0</u> 8,6-8,7	<5,9 >8,7
Азот амонійний, мг N/дм ³	< 0,10	0,10-0,20	0,21-0,30	0,31-0,50	0,51-1,00	1,01-2,50	>2,50
Азот нітритний, мг N/дм ³	< 0,002	0,002-0,005	0,006-0,010	0,011-0,020	0,021-0,050	0,051-0,100	>0,100
Азот нітратний, мг N/дм ³	< 0,20	0,20-0,30	0,31-0,50	0,51-0,70	0,71-1,00	1,01-2,50	>2,50
Фосфор фосфатів, мг P/дм ³	< 0,015	0,015-0,030	0,031-0,050	0,051-0,100	0,101-0,200	0,201-0,300	>0,300
Розчинений кисень, мг O ₂ /дм ³	> 8,0	7,6-8,0	7,1-7,5	6,1-7,0	5,1-6,0	4,0-5,0	<4,0
% насичення	<u>96-100</u> 101-105	<u>91-96</u> 106-110	<u>81-90</u> 111-120	<u>71-80</u> 121-130	<u>61-70</u> 131-140	<u>40-60</u> 141-150	<40 > 150
Перманганатна окисненість, мг O/л	<3,0	3,0-5,0	5,1-8,0	8,1-10,0	10,1-15,0	15,1-20,0	>20,0
Біохроматна окисненість, мг/дм ³	< 9	9-15	16-25	26-30	31-40	41-60	>60

Продовження табл. Г.3

1	2	3	4	5	6	7	8
БСК ₅ , мг О ₂ /дм ³	<1,0	1,0-1,6	1,7-2,1	2,2-4,0	4,1-7,0	7,1-12,0	>12,0
Гідробіологічні:							
Біомаса фітопланктону , мг/дм ³	<0,5	0,5-1,0	1,1-2,0	2,1-5,0	5,1-10,0	10,1-50,0	>50,0
Індекс самоочищення - самозабруднен ня (A/R)	1,0	0,9 1,1	0,8 1,2	0,7 1,3-1,5	0,6 1,6-2,0	0,5 2,1-2,5	<0,5 >2,5
Бактеріологічні:							
Чисельність бактеріопланк тону, млн.кл/см ³	<0,5	0,5-1,5	1,6-2,5	2,6-5,0	5,1-7,0	7,1-10,0	> 10,0
Чисельність сапрофітних бактерій, тис. кл/см ³	<1,0	1,0-3,0	3,1-5,0	5,1-10,0	10,1-25,0	25,1- 100,0	> 100,0
Біоіндикація сапробності + індекси сапробності:							
за Пантле- Букком	< 1,0	1,0-1,5	1,6-2,0	2,1-2,5	2,6-3,0	3,1-3,5	> 3,5
за Гуднайтом- Уїтлєєм	1-20	21-45	46-60	61-70	71-80	81-90	91-100
Сапробність	олігосапробні		β-мезосапробні		α-мезосапробні		полісапробні
	β- олігосапробні	α- олігосапробні	β'- мезосапробні	β''- мезосапробні	α'- мезосапробні	α''- мезосапробні	полісапробні
Трофність (переважаючий тип)	Оліготрофні	Мезотрофні		Евтрофні		Політрофні	Гіпертрофні
	Оліготрофні- оліго- мезотрофні	мезотрофні	Мезо- евтрофні	Евтрофні	Ев- політрофні	Політрофні	Гіпертрофні

Таблиця Б.4

Екологічна класифікація якості поверхневих вод за критеріями вмісту специфічних речовин токсичної дії [21]

Клас	I	II		III		IV	V
Категорія якості води	1	2	3	4	5	6	7
Показники, мкг/дм ³							
Ртуть	< 0,02	0,02-0,05	0,06-0,20	0,21-0,50	0,51-1,00	1,01-2,50	> 2,50
Кадмій	<0,1	0,1	0,2	0,3-0,5	0,6-1,5	1,6-5,0	> 5,0
Мідь	<1	1	2	3-10	11-25	26-50	> 50
Цинк	<10	10-15	16-20	21-50	51-100	101-200	> 200
Свинець	<2	2-5	6-10	11-20	21-50	51-100	> 100
Хром (загальний)	<2	2-3	4-5	6-10	11-25	26-50	> 50
Нікель	<1	1-5	6-10	11-20	21-50	51-100	> 100
Миш'як	<1	1-3	4-5	6-15	16-25	26-35	> 35
Залізо (загальне)	< 50	50-75	76-100	101-500	501-1000	1001-2500	> 2500
Марганець	< 10	10-25	26-50	51-100	101-500	501-1250	> 1250
Фториди	<100	100-125	126-150	151-200	201-500	501-1000	> 1000
Ціаніди	0	1-5	6-10	10-25	26-50	51-100	> 100
Нафтопродукти	< 10	10-25	26-50	51-100	101-200	201-300	> 300
Феноли (леткі)	0	<1	1	2	3-5	6-20	> 20
СПАР	0	<10	10-20	21-50	51-100	101-250	> 250

Таблиця Б.5

Визначення екологічних класів, категорій і субкатегорій якості води в
поверхневих водних об'єктах України [21]

Клас якості води	Категорія якості води	Середні значення блокових індексів	Субкатегорія якості води	Словесна характеристика субкатегорій якості води
1	2	3	4	5
I	1	1,00-1,25	1	«відмінні», «дуже чисті води
		1,26-1,50	1(2)	«відмінні», «дуже чисті» води з тенденцією наближення до категорії «дуже добрих», «чистих»
II	2	1,51-1,75	1-2	Води, перехідні за якістю від «відмінних», «дуже чистих» до «дуже добрих», «чистих»
		1,76-1,99	2(1)	«Дуже добрі», «чисті» води з ухилом до категорії «відмінних», «дуже чистих»
		2,00-2,25	2	«Дуже добрі», «чисті» води
		2,26-2,50	2(3)	«Дуже добрі», «чисті» води з тенденцією наближення до категорії «добрих», «досить чистих»
	3	2,51-2,75	2-3	Води, перехідні за якістю від «дуже добрих», «чисті» до «добрих», «досить чистих»
		2,76-2,99	3(2)	«Добрі», «досить чисті» води з ухилом до «дуже добрих чистих»
		3,00-3,25	3	«Добрі», «досить часті» води
		3,26-3,50	3(4)	«Добрі», «досить чисті» води з тенденцією наближення до «задовільних» «слабко забруднених»
III	4	3,51-3,75	3-4	Води, перехідні за якістю від «добрих», «досить чистих» до «задовільних», «слабко забруднених»
		3,76-3,99	4(3)	«Задовільні», «слабко забруднені» води з ухилом до «добрих», «досить чистих»
		4,00-4,25	4	«Задовільні», «слабко забруднені» води
		4,26-4,50	4(5)	«Задовільні», «слабко забруднені» води з тенденцією наближення до "посередніх", "помірно забруднених"

III	5	4,51-4,75	4-5	Води, перехідні за якістю від "задовільних", "слабко забруднених" до "посередніх", "помірно забруднених"
		4,76-4,99	5(4)	«Посередні», «помірно забруднені» води з ухилом до категорії «задовільних», «слабко забруднених»
		5,00-5,25	5	«Посередні», «помірно забруднені»
		5,26-5,50	5(6)	«Посередні», «помірно забруднені» води з тенденцією наближення до категорії «поганих», «брудних»
IV	6	5,51-5,75	5-6	Води, перехідні за якістю від «посередніх», «помірно забруднених» до «поганих», «брудних»
		5,76-5,99	6(5)	«Погані», «брудні» води з ухилом до категорії «посередніх», «помірно забруднених» вод
		6,00-6,25	6	«Погані», «брудні» води
		6,26-6,50	6(7)	«Погані», «брудні» води з тенденцією наближення до «дуже поганих», «дуже брудних»
V	7	6,51-6,75	6-7	Води, перехідні за якістю від «поганих», «брудних» до «дуже поганих», «дуже брудних»
		6,76-7,00	7(6)	«Дуже погані», «дуже брудні» води з ухилом до категорії «поганих», «брудних»

Додаток В



Рис. В.1. Затоплена долина р. Ірпінь (околиці с. Козаровичі, літо 2024 р.)



Рис. В.2. Водне плесо в заплаві р. Ірпінь (пн.-сх. околиці с. Синяк, весна 2024 р.)

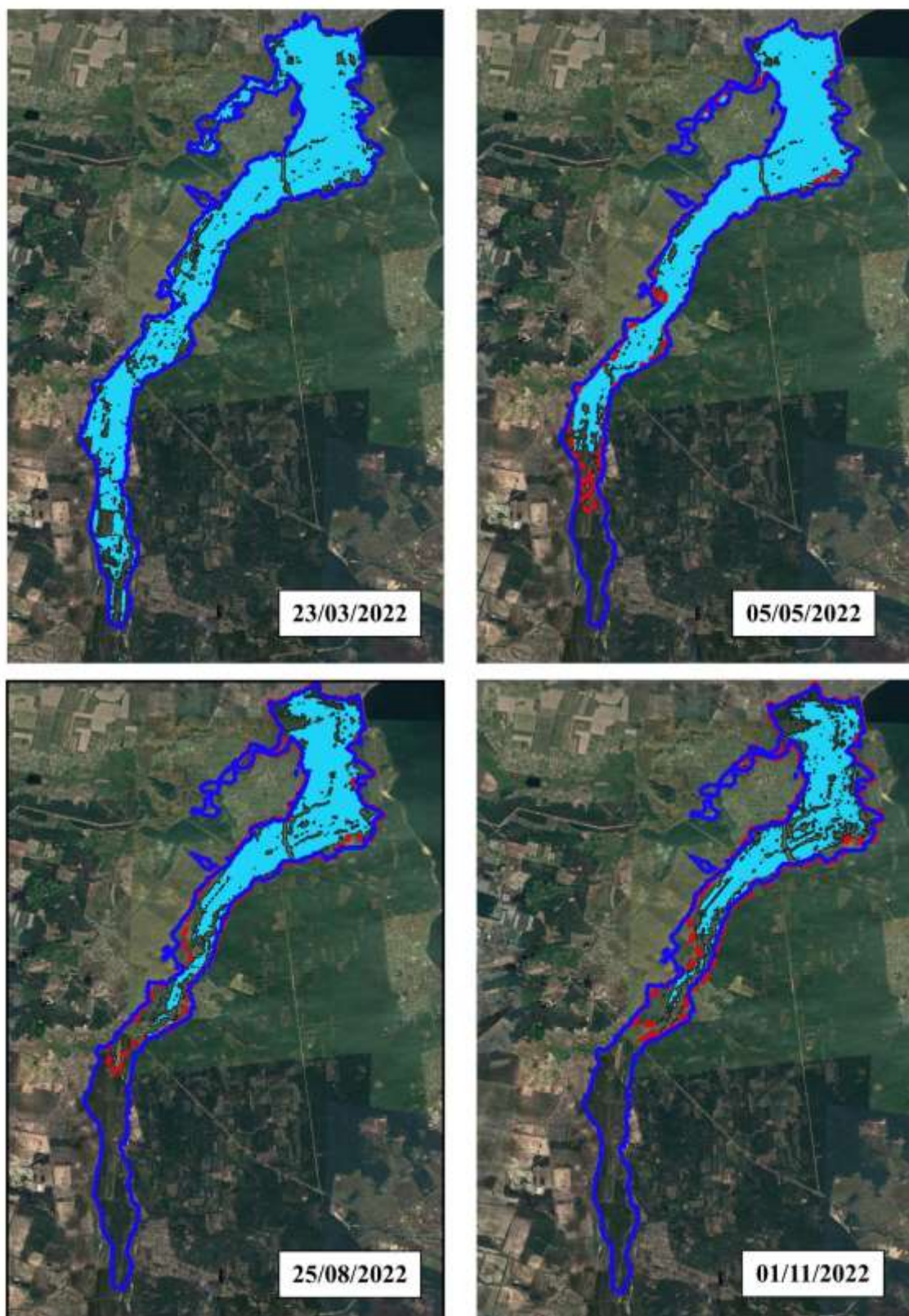


Рис. Г.1. Динаміка затоплення долини р. Ірпінь у 2022 році за бінарною маскою індексу водної поверхні MNDWI

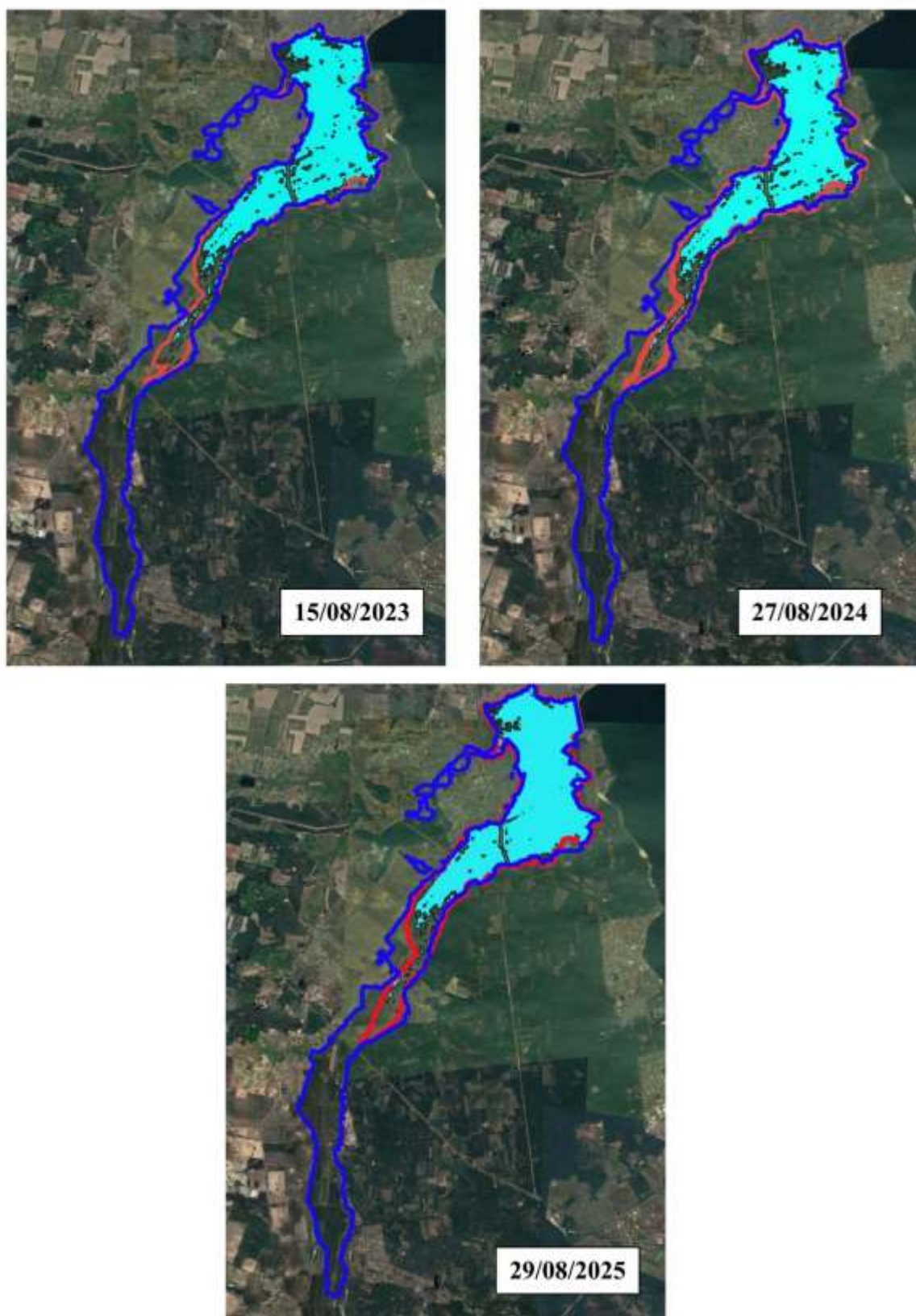


Рис. Г.2. Динаміка затоплення долини р. Ірпінь у літній період 2023-2025 рр. році за бінарною маскою індексу водної поверхні MNDWI

签署人：
Ruofan Wu
9FC72CDECB8849A...

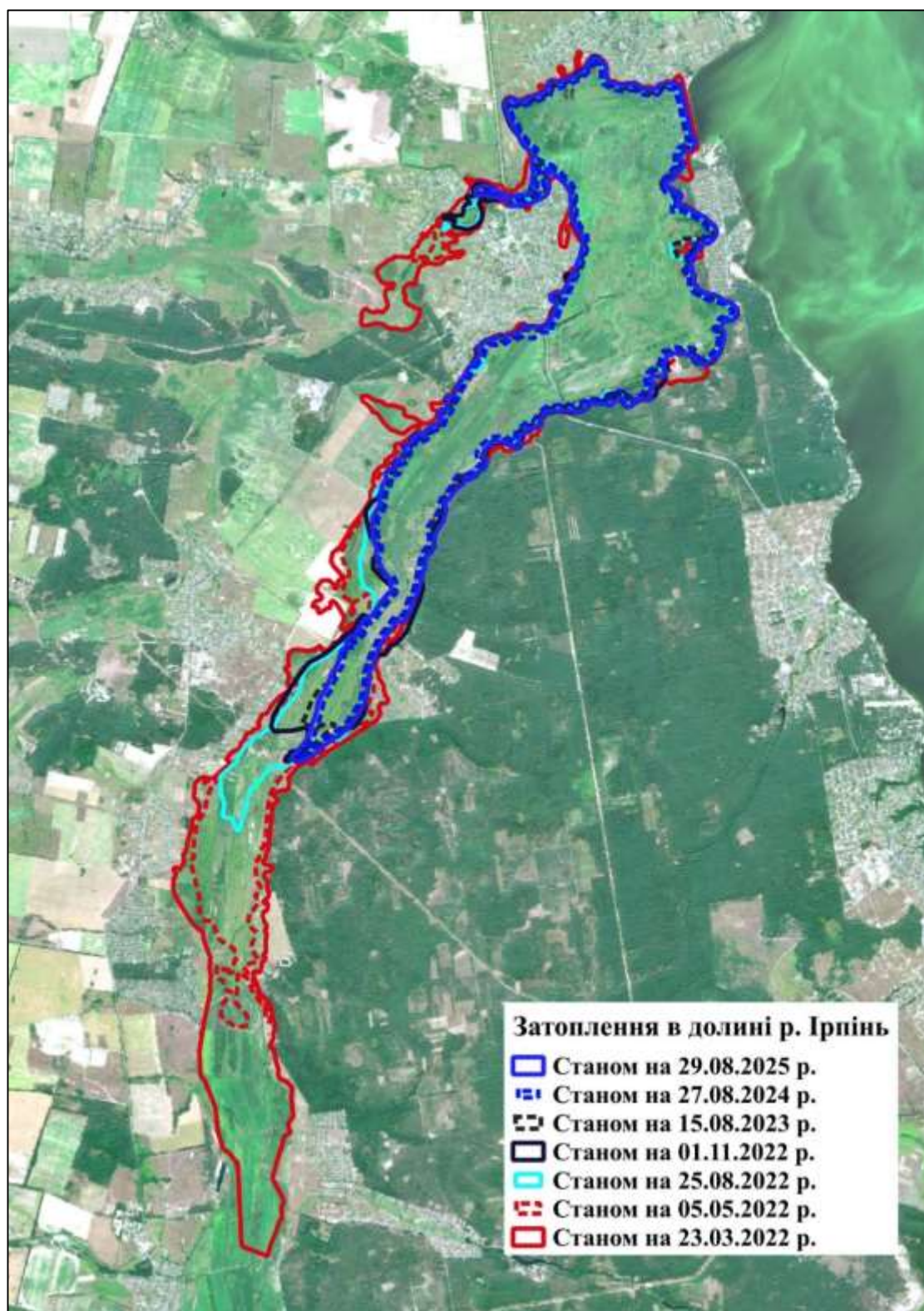


Рис. Г.3. Зміна площі зони затоплення і підтоплення в долині р. Ірпінь за 2022-2025 р.

Рослинні сукцесії в зоні затоплення



Рис. Д.1. Рослинні сукцесії в затопленій заплаві в околицях с. Демидів (Т.3), літо 2023 р.



Рис. Д.2. Рослинні сукцесії в зоні затоплення, околиці с. Демидів (Т.3), літо 2024 р.



Рис. Д.3. Рослинні сукцесії в зоні затоплення, околиці с. Демидів (Т.3), осінь 2025 р.



Рис. Д.4. Стан меліоративних каналів та рослинний покрив підтоплених ділянок, околиці с. Демидів (Т.3), літо 2024 р.

Класифікація земного покриття в затопленій долині р. Ірпінь

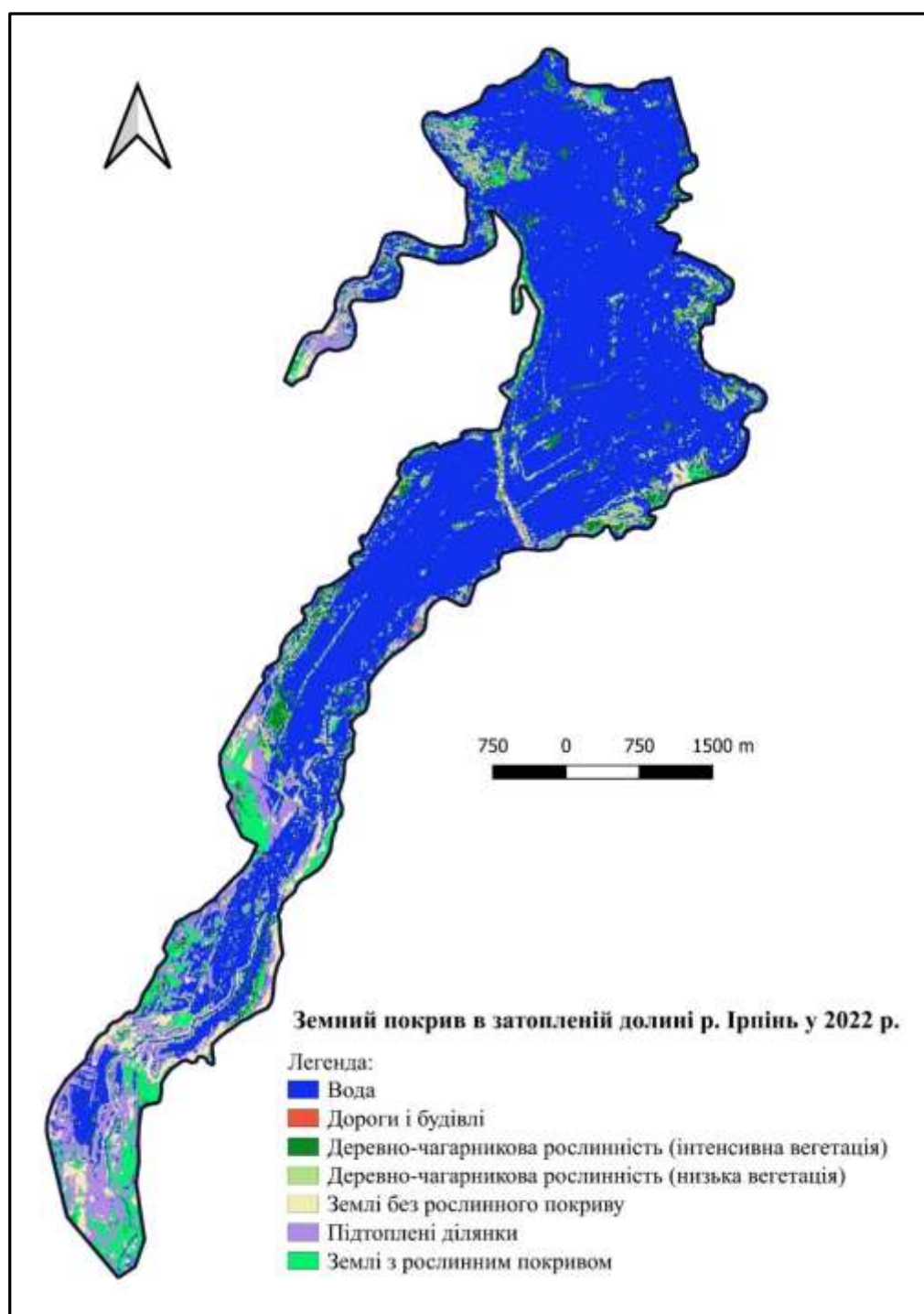


Рис. Е.1. Класифікація земного покриття в долині р. Ірпінь станом на 25.08.2022 р.

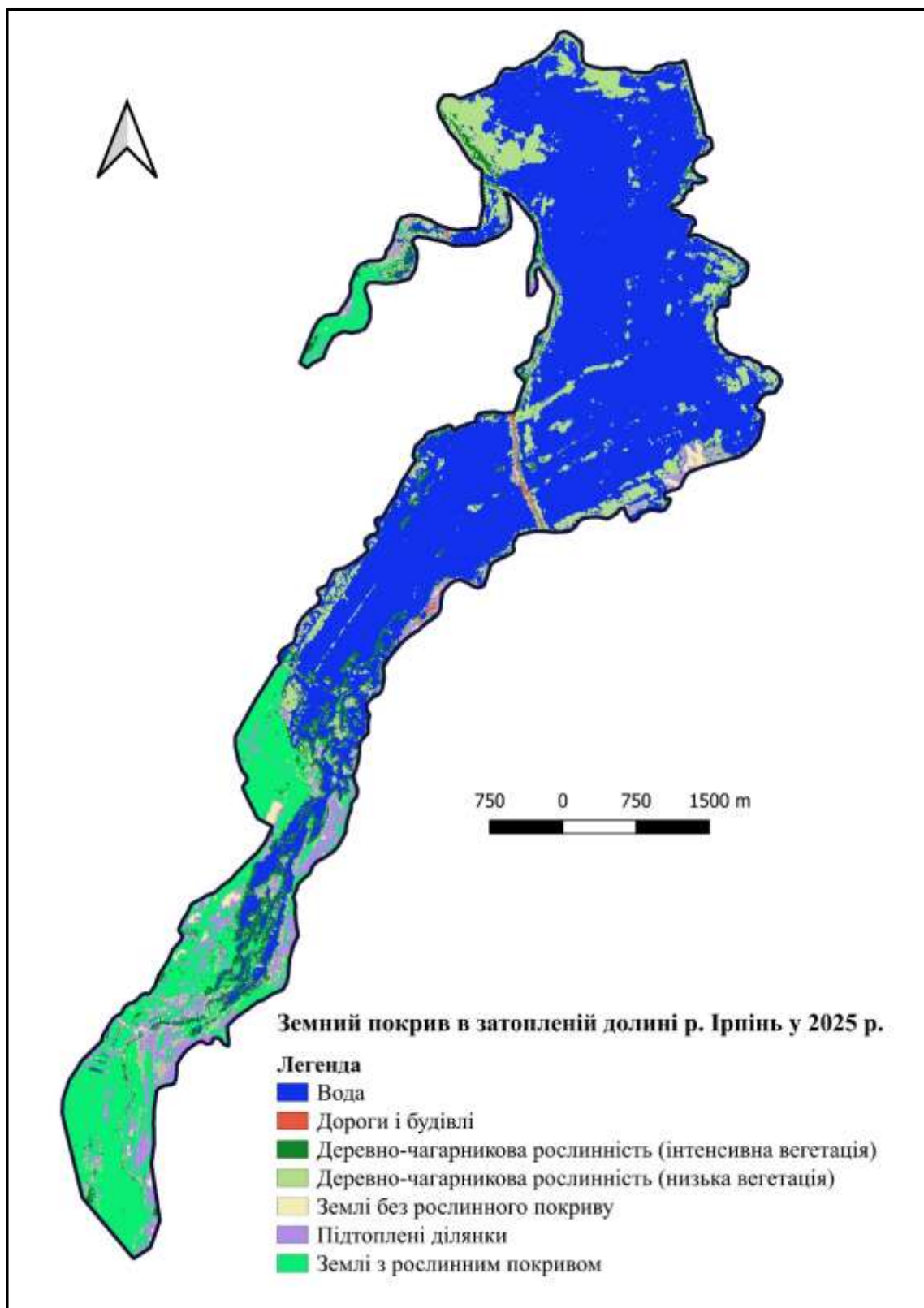
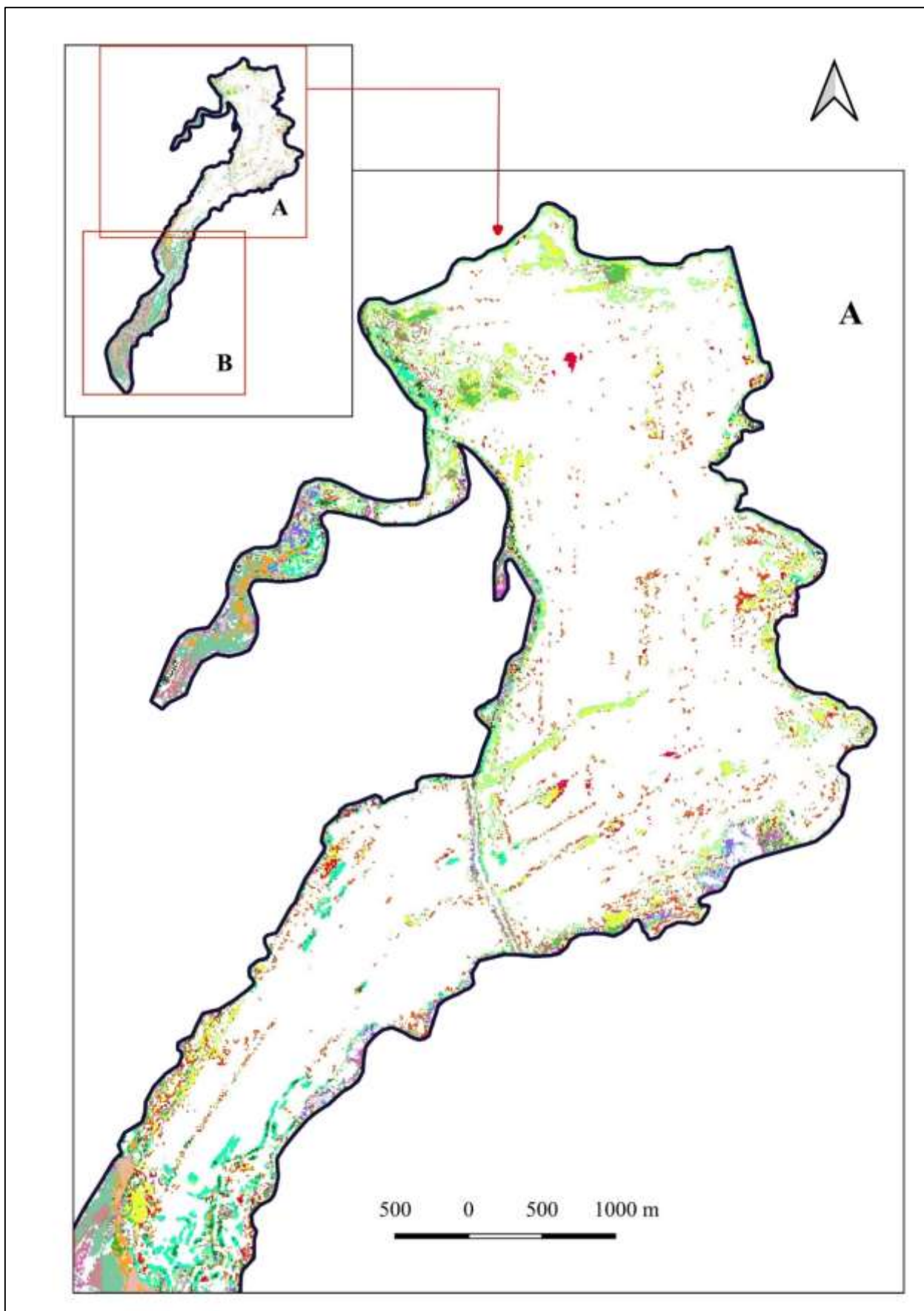


Рис. Е.2. Класифікація земного покриву в долині р. Ірпінь станом на 29.08.2025 р.

簽署人：

Ruofan Wu

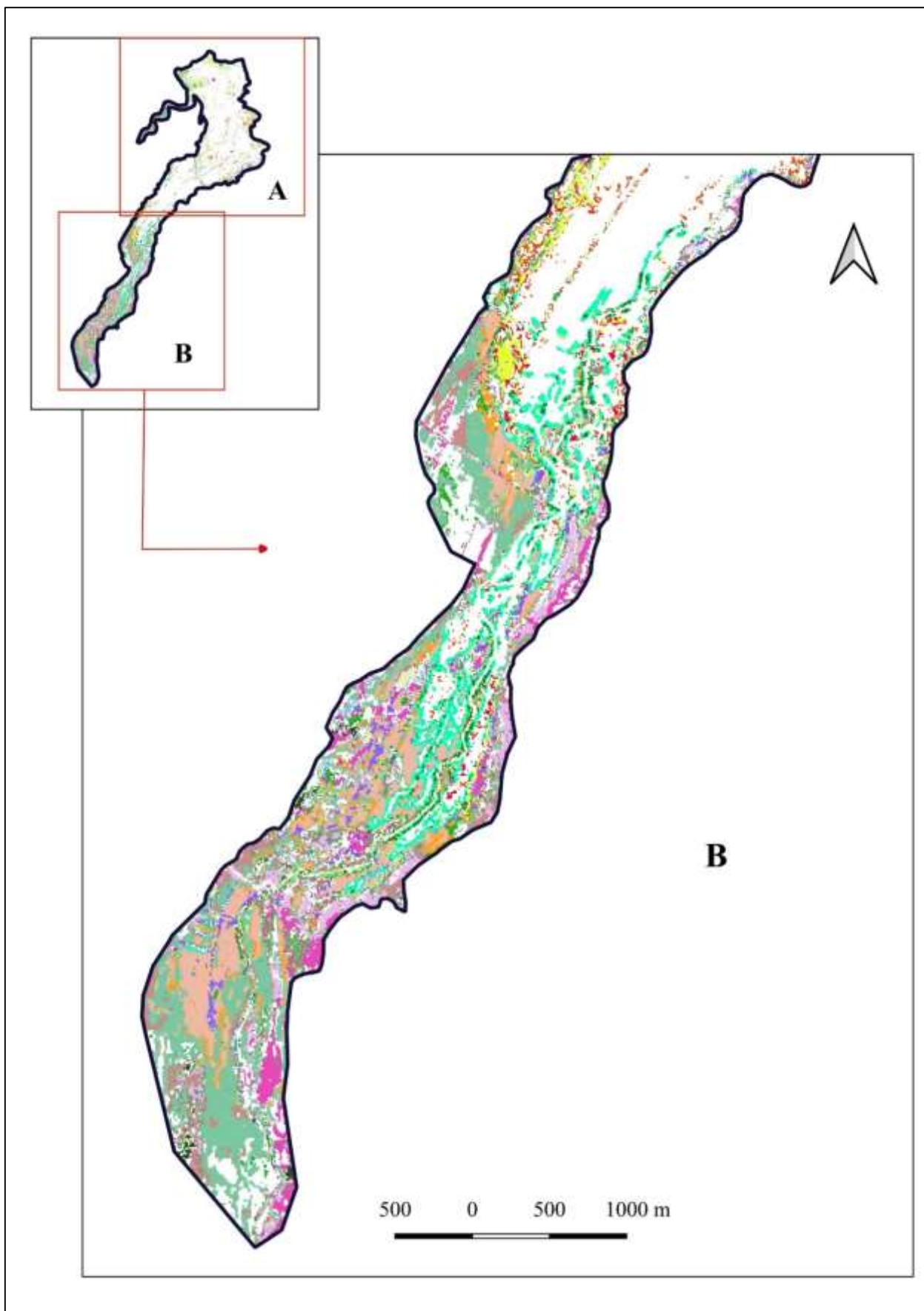
9FC72CDECB8849A...



签署人：

Ruofan Wu

9FC72CDECB8849A...



Легенда:

Зміни землекористування за 2022-2025 рр.

- Вода (Деревно-чагарникова рослинність (інтенсивна вегетація (ІВ)) -> вода)
- Вода (Деревно-чагарникова рослинність (низька вегетація (НВ)) -> вода)
- Деревно-чагарникова рослинність (інтенсивна вегетація (ІВ) (Вода -> ІВ)
- Деревно-чагарникова рослинність (НВ -> ІВ)
- Деревно-чагарникова рослинність (Землі без рослинного покриву (БРП) -> ІВ)
- Деревно-чагарникова рослинність (Підтоплені ділянки (ПД) -> ІВ)
- Деревно-чагарникова рослинність (Землі з рослинним покривом (ЗРП) -> ІВ)
- Деревно-чагарникова рослинність (низька вегетація) (НВ) (Вода -> НВ)
- Деревно-чагарникова рослинність (низька вегетація) (НВ) (ІВ -> НВ)
- Деревно-чагарникова рослинність (низька вегетація) (НВ) (БРП -> НВ)
- Деревно-чагарникова рослинність (низька вегетація) (НВ) (ПД -> НВ)
- Деревно-чагарникова рослинність (низька вегетація) (НВ) (ЗРП -> НВ)
- Землі без рослинного покриву (БРП) (Вода - БРП)
- Землі без рослинного покриву (БРП) (ПД -> БРП)
- Підтоплені ділянки (ПД) (Вода -> ПД)
- Підтоплені ділянки (ПД) (ІВ -> ПД)
- Підтоплені ділянки (ПД) (НВ -> ПД)
- Підтоплені ділянки (ПД) (БРП -> ПД)
- Підтоплені ділянки (ПД) ((ЗРП ->ПД)
- Землі з рослинним покривом (ЗРП) (Вода ->ЗРП)
- Землі з рослинним покривом (ЗРП) (ІВ -> ЗРП)
- Землі з рослинним покривом (ЗРП) (ІВ -> ЗРП)
- Землі з рослинним покривом (ЗРП) (БРП -> ЗРП)
- Землі з рослинним покривом (ЗРП) (ПД ->ЗРП)
- Без змін

Рис. Е.3. Зміни земного покриву в долині р. Ірпінь за 2022-2025 рр. (А – зона затоплення з глибинами від 1 до 3 м; В) – зона затоплення з глибиною до 1 м та підтопленням)

Додаток Ж

Таблиця Ж.1

Матриця перехресних переходів класів земного покриття в затопленій заплаві р. Ірпінь за період 2022–2025 рр. (за результатами крос-класифікації)

№ п/п	Перехід класів земного покриття	Поща, га	%
1	2	3	4
1.	Вода (без змін)	1102,70	55,40
2.	Деревно-чагарникова рослинність (інтенсивна вегетація) у воду	13,57	0,68
3.	Деревно-чагарникова рослинність (низька вегетація) у воду	42,69	2,14
4.	Землі без рослинного покриття у воду	0,43	0,02
5.	Підтоплені землі у воду	2,53	0,13
6.	Землі з рослинним покриттям у воду	3,41	0,17
7.	Вода в дороги і будівлі	0,01	0,00
8.	Дороги і будівлі (без змін)	1,21	0,06
9.	Деревно-чагарникова рослинність (інтенсивна вегетація) у дороги і будівлі	0,22	0,01
10.	Деревно-чагарникова рослинність (низька вегетація) у дороги і будівлі	0,11	0,01
11.	Землі без рослинного покриття у дороги і будівлі	2,25	0,11
12.	Підтоплені землі у дороги і будівлі	0,17	0,01
13.	Землі з рослинним покриттям у дороги і будівлі	0,11	0,01
14.	Вода у деревно-чагарникова рослинність (інтенсивна вегетація)	54,99	2,76
15.	Дороги і будівлі у деревно-чагарникова рослинність (інтенсивна вегетація)	0,04	0,00
16.	Деревно-чагарникова рослинність (інтенсивна вегетація) (без змін)	11,69	0,59
17.	Деревно-чагарникова рослинність (низька вегетація) у теж (інтенсивна вегетація)	17,95	0,90
18.	Землі без рослинного покриття у деревно-чагарникову рослинність (інтенсивна вегетація)	2,96	0,15
19.	Підтоплені землі у деревно-чагарникову рослинність (інтенсивна вегетація)	11,59	0,58
20.	Землі з рослинним покриттям у деревно-чагарникову рослинність (інтенсивна вегетація)	11,18	0,56
21.	Вода у деревно-чагарникова рослинність (низька вегетація)	78,12	3,92
22.	Дороги і будівлі у деревно-чагарникова рослинність (низька вегетація)	0,08	0,00

Продовження табл. Ж.1

1	2	3	4
23.	Деревно-чагарникова рослинність (інтенсивна вегетація) у (низька вегетація)	45,71	2,30
24.	Деревно-чагарникова рослинність (низька вегетація) (без змін)	69,87	3,51
25.	Землі без рослинного покриву у деревно-чагарникова рослинність (низька вегетація)	8,61	0,43
26.	Підтоплені землі у деревно-чагарникова рослинність (низька вегетація)	28,50	1,43
27.	Землі з рослинним покривом у деревно-чагарникова рослинність (низька вегетація)	21,05	1,06
28.	Вода в землі без рослинного покриву	1,95	0,10
29.	Дороги і будівлі у землі без рослинного покриву	0,21	0,01
30.	Деревно-чагарникова рослинність (інтенсивна вегетація) у землі з без рослинного покриву	0,59	0,03
31.	Деревно-чагарникова рослинність (низька вегетація) у землі без рослинного покриву	0,60	0,03
32.	Землі без рослинного покриву (без змін)	6,78	0,34
33.	Підтоплені землі у землі без рослинного покриву	2,37	0,12
34.	Землі з рослинним покривом у землі без рослинного покриву	3,90	0,20
35.	Вода у підтоплені землі	21,58	1,08
36.	Дороги і будівлі у підтоплені землі	0,14	0,01
37.	Деревно-чагарникова рослинність (інтенсивна вегетація) у підтоплені землі	8,11	0,41
38.	Деревно-чагарникова рослинність (низька вегетація) у підтоплені землі	9,90	0,50
39.	Землі без рослинного покриву у підтоплені землі	27,05	1,36
40.	Підтоплені землі (без змін)	31,00	1,56
41.	Землі з рослинним покривом у підтоплені землі	40,80	2,05
42.	Вода у землі з рослинним покривом	68,62	3,45
43.	Дороги і будівлі у землі з рослинним покривом	0,01	0,00
44.	Деревно-чагарникова рослинність (інтенсивна вегетація) у землі з рослинним покривом	7,89	0,40
45.	Деревно-чагарникова рослинність (низька вегетація) у землі з рослинним покривом	25,91	1,30
46.	Землі без рослинного покриву у землі з рослинним покривом	29,76	1,50
47.	Підтоплені землі у у землі з рослинним покривом	110,78	5,57
48.	Землі з рослинним покривом (без змін)	60,72	3,05
Всього		1990,43	100

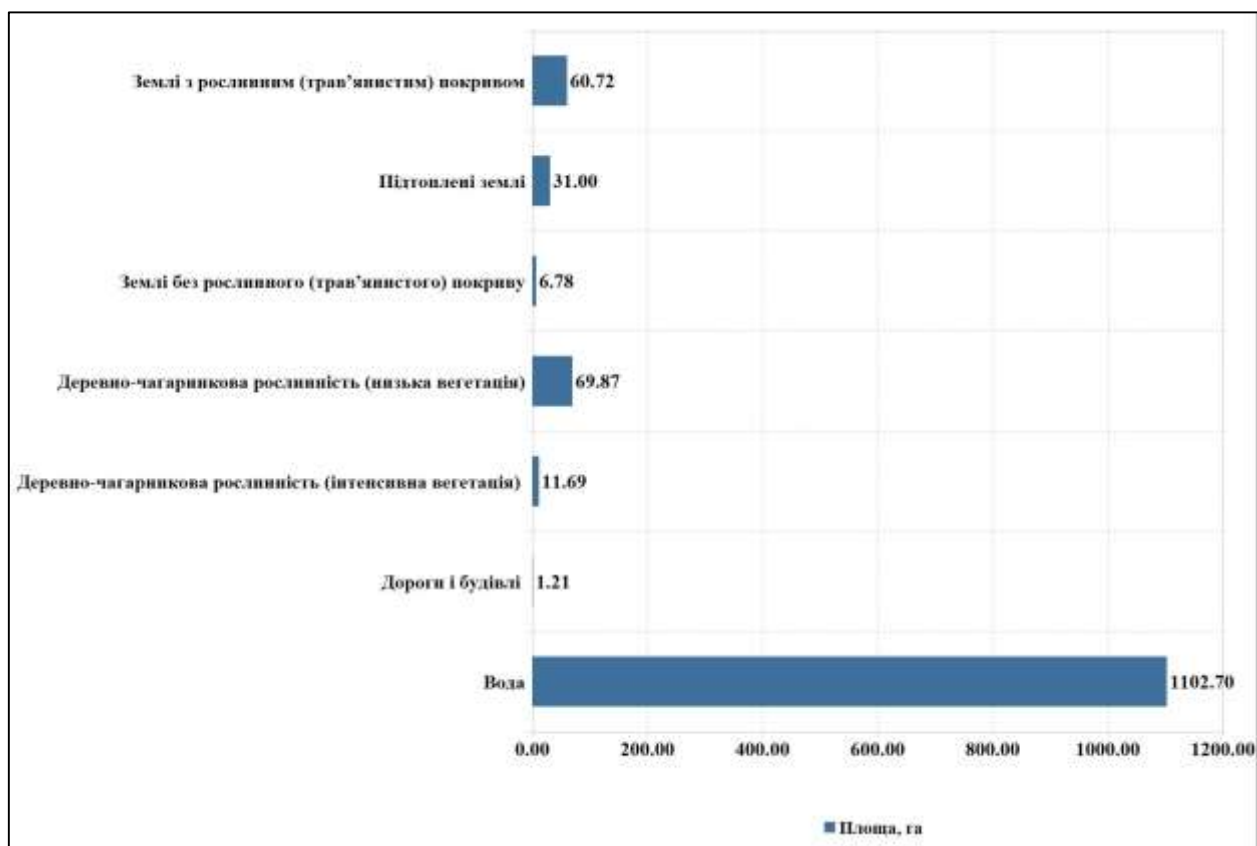


Рис. Ж.1. Площі земного покриття, що залишилися без змін, 2022–2025 рр.

簽署人：

Ruofan Wu

9FC72CDECB8849A...

Додаток К

Ґрунтовий покрив долини р. Ірпінь

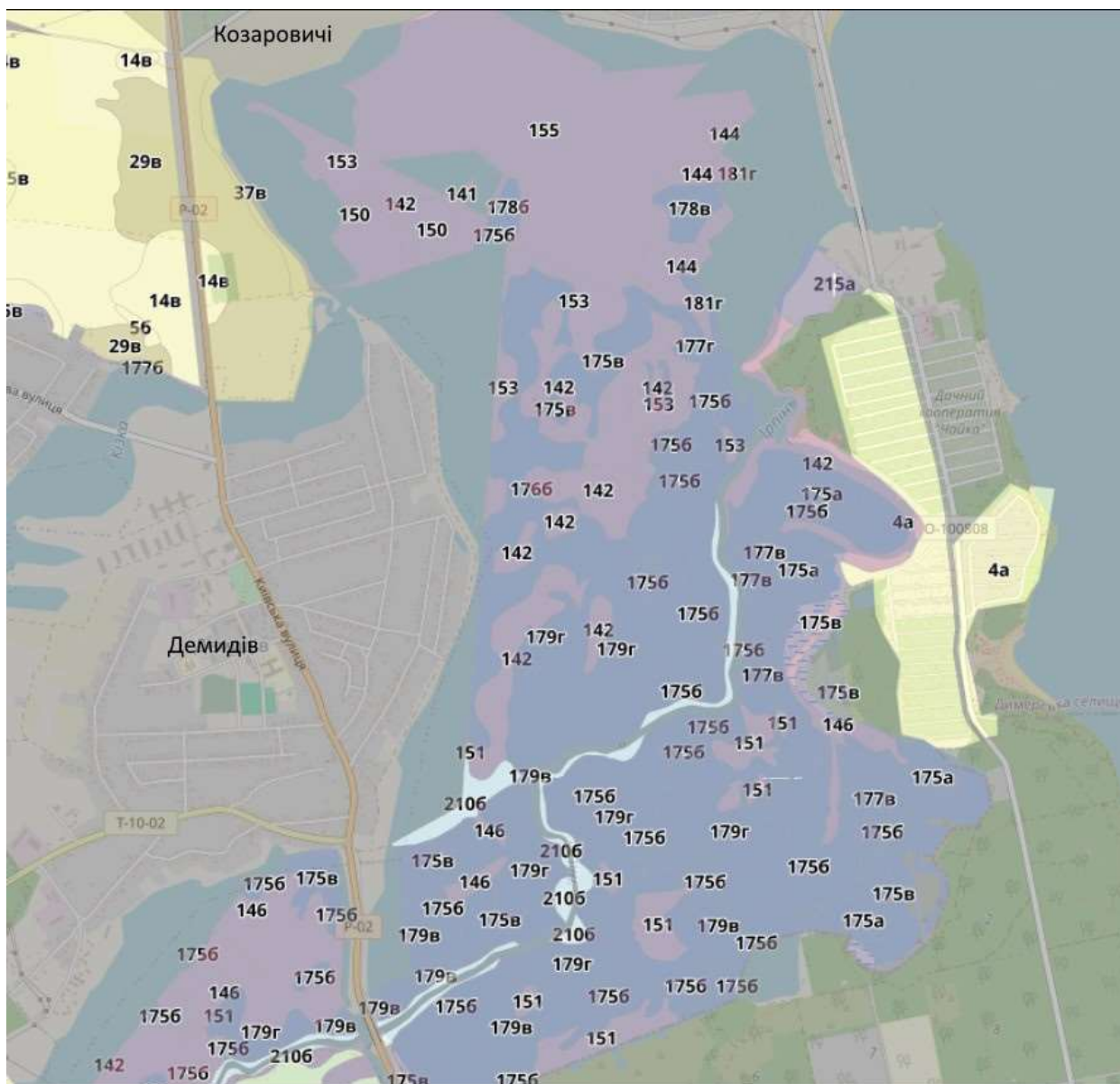


Рис. К.1. Ґрунтовий покрив долини р. Ірпінь (від с. Демидів до с. Козаровичі) [38]

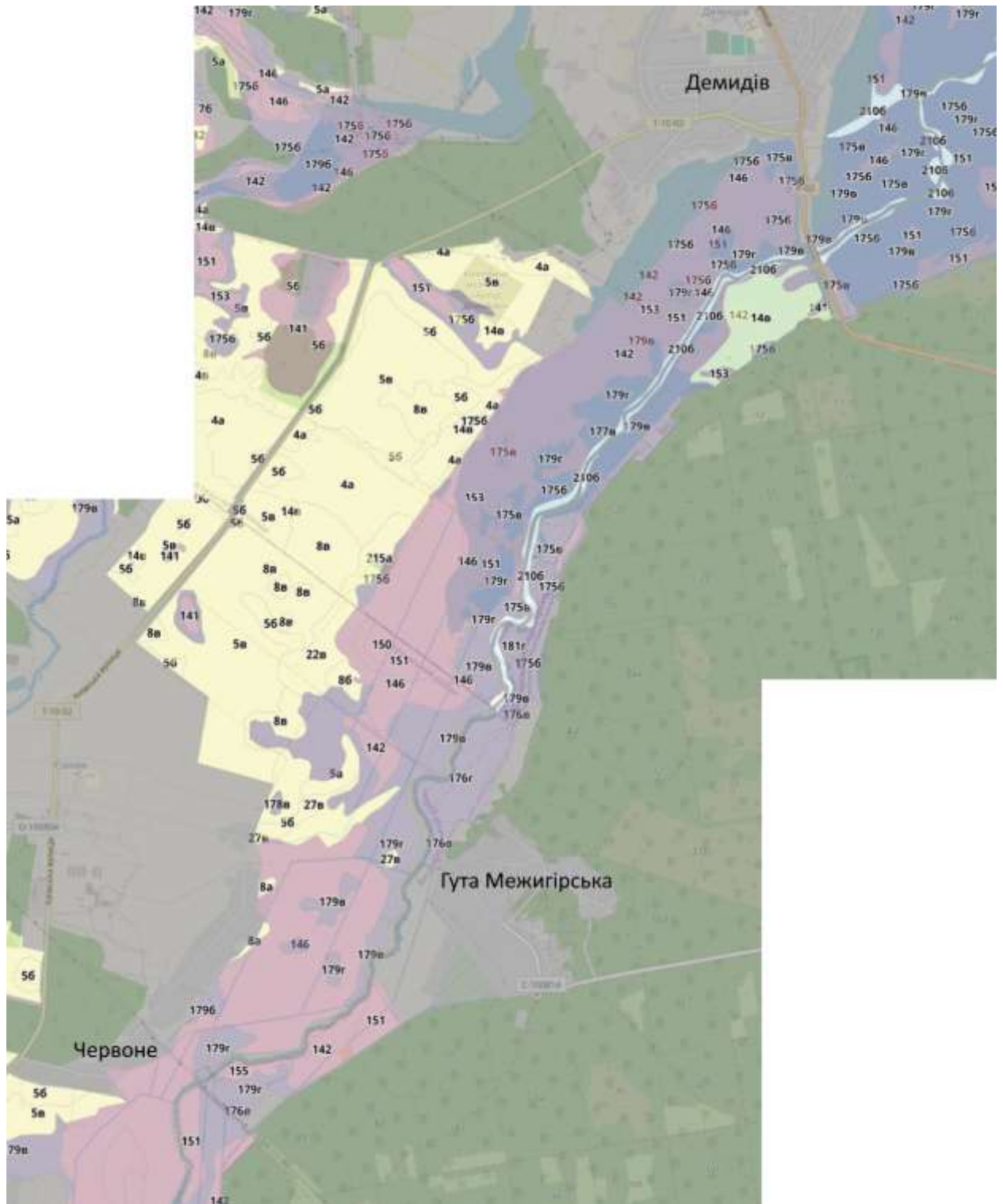


Рис. К.2. Ґрунтовий покрив долини р. Ірпінь (від с. Червоне до с. Демидів) [38]

簽署人：

Ruofan Wu

9FC72CDECB8849A...

Додаток Л

Таблиця Л.1

Екологічна оцінка якості води р. Ірпінь вище зони затоплення за показниками сольового складу (I_1), 2020-2024 рр.

Значення	Сума іонів		Хлориди		Сульфати		Екологічна оцінка якості води критеріями:							Клас якості
	значення	клас / категорія	значення	клас / категорія	значення	клас / категорія	мінералізації		іонного складу		забруднення компонентами сольового складу			
							клас	кате- горія	клас	група/ тип	I ₁	кате- горія	субка- тегорія	
Контрольний створ – селище Гостомель (28 км від гирла річки)														
2020-2021 рр.														
C _{сер.*}	506,0	2	47,80	3	26,37	1	прісні – 1	Оліго- галинні - 2	гідрокарбон атні (С)	кальцієві / Сап	2,00	2	2	II
C _{найг.}	588,0	2	64,50	3	52,3	2					2,33	2	2(3)	II
2022-2023 рр.														
C _{сер.}	558,0	2	56,32	3	58,50	2	прісні – 1	Оліго- галинні - 2	гідрокарбон атні (С)	кальцієві / Сап	2,33	2	2(3)	II
C _{найг.}	634,0	2	78,20	4	150	4					3,33	3	3(4)	II
Набережна м. Ірпінь, (вище за течією, біля ж/д мосту), 2024 р. (літо)														
C _{сер.}	656,0	2	51,83	3	62,00	2	прісні – 1	Оліго- галинні - 2	гідрокар бонатні (С)	кальцієві / Сап	2,33	2	2(3)	II

Примітки: $C_{сер.}$ – середні значення показника, $C_{найг.}$ – найгілльші значення показника

Таблиця Л.2

Екологічна оцінка якості р. Ірпінь води вище зони затоплення за трофо-сапробіологічними (еколого-санітарними) показниками (I_2), 2020-2024 рр.

Значення	Прозорість, м		Завислі речовини, мг/дм ³		рН, од.		Азот амонійний, мг N /дм ³		Азот нітритний, мг N /дм ³		Азот нітратний, мг N /дм ³		Фосфор фосфатів, мг P /дм ³	
	значення	клас / категорія	значення	клас / категорія	значення	клас / категорія	значення	клас / категорія	значення	клас / категорія	значення	клас / категорія	значення	клас / категорія
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Контрольний створ – селище Гостомель (28 км від гирла річки)														
2020-2021 рр.														
$C_{сер.}$	0,18	7	5,19	2	7,67	2	1,03	6	0,033	5	0,676	4	0,196	5
$C_{найг.}$	0,08	7	8,00	2	8,14	3	4,02	7	0,079	6	1,400	6	0,517	7
2022-2023 рр.														
$C_{сер.}$	0,17	7	дані відсутні	-	7,54	1	1,69	6	0,077	6	0,830	5	0,281	6
$C_{найг.}$	0,06	7	дані відсутні	-	8,25	4	3,64	7	0,250	5	2,400	6	0,643	7
Набережна м. Ірпінь, (вище за течією, біля ж/д мосту), 2024 р. (літо)														
$C_{сер.}$	0,15	7	38,00	5	7,63	2	0,96	5	0,305	7	0,990	5	1,910	7

Продовження табл. Л.2

Значення	Розчинений кисень, $\text{мгO}_2/\text{дм}^3$		Біхроматна окисність, $\text{мгO}/\text{дм}^3$		БСК5, $\text{мгO}_2/\text{дм}^3$		Екологічна оцінка якості			Клас якості	Сапробність	Трофність (переважаючий тип)
	значення	клас / категорія	значення	клас / категорія	значення	клас / категорія	I_2	категорія	субкатегорія			
1	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27
Контрольний створ – селище Гостомель (28 км від гирла річки)												
2020-2021 рр.												
$S_{\text{сер.}}$	10,20	1	36,35	5	2,52	7	4,40	4	4(5)	III	β'' -мезосапробна	евтрофна
$S_{\text{найг.}}$	3,52	7	51,0	6	4,96	5	5,60	6	5-6	IV	α'' -мезосапробна	політрофна
2022-2023 рр.												
$S_{\text{сер.}}$	8,75	1	48,88	6	3,59	4	4,67	5	4-5	III	α' - мезосапробна	ев-політрофна
$S_{\text{найг.}}$	2,72	7	75,4	7	6,08	5	6,25	6	6	IV	α'' -мезосапробна	політрофна
Набережна м. Ірпінь, (вище за течією, біля ж/д мосту), 2024 р. (літо)												
$S_{\text{сер.}}$	2,68	7	77,6	7	д/в	-	5,70	6	5-6	IV	α'' -мезосапробна	політрофна

Примітка: д/в – дані відсутні.

签署人：

 9FC72CDECB8849A...

Таблиця Л.3

Екологічна оцінка якості води р. Ірпінь вище зони затоплення за специфічними показниками токсичної дії (І₃),
2020-2024 рр.

Показник	Залізо (загальне), мкг/дм ³		Манган, мкг/дм ³		Мідь, мкг/дм ³		Цинк, мкг/дм ³		Хром, мкг/дм ³		Нікель, мкг/дм ³		Феноли, мкг/дм ³		Нафтопро дукти, мкг/дм ³		АСПАР, мкг/дм ³		Екологічна оцінка якості			Клас якості
	значення	клас / категорія	значення	клас / категорія	значення	клас / категорія	значення	клас / категорія	значення	клас / категорія	значення	клас / категорія	значення	клас / категорія	значення	клас / категорія	значення	клас / категорія	I ₂	категорія	субкатегорія	
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23
Контрольний створ – селище Гостомель (28 км від гирла річки)																						
2020-2021 рр.																						
C _{сер.}	157,0	4	63,86	4	2,86	4	25,57	4	3,59	3	д/в	-	1,1	3	8,6	1	18,6	3	3,25	3	3	II
C _{найг.}	260,0	4	131,0	5	10,0	4	65,00	5	8,80	4	д/в	-	2,0	4	10,0	2	30,0	4	4,00	4	4	III

Продовження табл. Л.3

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23
2022-2023 рр.																						
C _{сер.}	д/в	-	д/в	-	д/в	-	д/в	-	д/в	-	д/в	-	д/в	-		-	д/в	-	-	-	-	-
C _{найг.}	д/в	-	д/в	-	д/в	-	д/в	-	д/в	-	д/в	-	д/в	-	д/в	-	д/в	-	-	-	-	-
Набережна м. Ірпінь, (вище за течією, біля ж/д мосту), 2024 р. (літо)																						
C _{сер.}	1310, 0	6	80,00	4	620,0	7	-**	1	-**	1	-**	1	-**	1	-**	1	680	7	3,22	3	3	П

Примітка: ** - вміст менший за межу визначення; д/в – дані відсутні

簽署人：

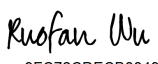
 9FC72CDECB8849A...

Таблиця Л.4

Екологічна оцінка якості води зони затоплення в долині р. Ірпінь за усередненими показниками сольового складу (I_1), 2023-2025 рр.

Показники	Сума іонів		Хлориди		Сульфати		Екологічна оцінка якості води критеріями:							Клас якості
	значення	клас /категорія	значення	клас /категорія	значення	клас /категорія	мінералізації		іонного складу		забруднення компонентами сольового складу			
							клас	категорія	клас	група/ тип	I ₁	категорія	субкатегорія	
Зона затоплення в долині р. Ірпінь, 2022-2025 рр.														
C _{сер.*}	438,5	I / 1	53,96	II / 3	27,00	I / 1	прієні – 1	гіпогалінні - 1	гідрокарбонатні (С)	кальцієві / Сап	1,67	2	1-2	II
C _{найкр.}	320,0	I / 1	53,25	II / 3	22,00	I / 1					1,67	2	1-2	II
C _{найг.}	557,0	II / 2	54,67	II / 3	32,00	I / 1		Оліго-галінні - 2			2,00	2	2	II

Примітки: $C_{сер.}$ – середні значення показника, $C_{найкр.}$ – найкращі значення показника, $C_{найг.}$ – найгірші значення показника

签署人：

 9FC72CDECB8849A...

Таблиця Л.5

Екологічна оцінка якості води зони затоплення в долині р. Ірпінь за усередненими трофо-сапробіологічними (еколого-санітарними) показниками (I_2), 2023-2025 рр.

Показники	Прозорість, м		Завислі речовини, мг/дм ³		рН, од.		Азот амонійний, мг N /дм ³		Азот нітритний, мг N /дм ³		Азот нітратний, мг N /дм ³		Фосфор фосфатів, мг P /дм ³	
	значення	клас / категорія	значення	клас / категорія	значення	клас / категорія	значення	клас / категорія	значення	клас / категорія	значення	клас / категорія	значення	клас / категорія
$C_{сер.}$	0,28	IV / 6	33	III / 5	7,37	I / 1	0,70	III / 5	0,013	III / 4	0,99	III / 5	0,09	III / 4
$C_{найкр.}$	0,40	III / 5	6	II / 2	6,9	I / 1	0,59	III / 5	0,004	II / 2	0,67	III / 4	0,01	I / 1
$C_{найг.}$	0,15	V / 7	78	IV / 6	8,01	II / 3	0,81	III / 5	0,022	III / 5	1,33	IV / 6	0,49	V / 7

Продовження таблиці Л.5

Показник	Розчинений кисень, $\text{мгO}_2/\text{дм}^3$		Біхроматна окисність, $\text{мгO}/\text{дм}^3$		БСК5, $\text{мгO}_2/\text{дм}^3$		Екологічна оцінка якості			Клас якості	Сапробність	Трофість (переважаючий тип)
	значення	клас / категорія	значення	клас / категорія	значення	клас / категорія	I_2	категорія	субкатегорія			
$C_{\text{сер.}}$	6,42	III / 4	36,08	III / 5	5,83	III / 5	4,40	4	4(5)	III	β'' -мезосапробні	евтрофні
$C_{\text{найкр.}}$	10,00	I / 1	29,80	III / 4	1,05	II / 2	2,70	3	2-3	II	β' -мезосапробні	мезо-евтрофні
$C_{\text{найг.}}$	2,84	V / 7	42,35	IV / 6	17,7	V / 7	5,90	6	6(5)	IV	α'' - мезосапробні	політрофні

签署人：

 9FC72CDECB8849A...

Таблиця Л.6

Екологічна оцінка якості води зони затоплення в долині р. Ірпінь за усередненими специфічними показниками токсичної дії (І₃), 2023-2025 рр.

Показник	Залізо (загальне), мкг/дм ³		Манган, мкг/дм ³		Мідь, мкг/дм ³		Цинк, мкг/дм ³		Хром, мкг/дм ³		Нікель, мкг/дм ³		Феноли, мг/дм ³		Нафтопро дукти, мг/дм ³		АСПАР, мкг/дм ³		Екологічна оцінка якості			Клас якості
	значення	клас / категорія	значення	клас / категорія	значення	клас / категорія	значення	клас / категорія	значення	клас / категорія	значення	клас / категорія	значення	клас / категорія	значення	клас / категорія	значення	клас / категорія	І ₂	категорія	субкатегорія	
С _{сер.}	510,0	III / 5	49,0	III / 5	10,5	III / 5	0**	1 / 1	0**	1 / 1	20,0	III / 4	0**	1 / 1	0**	1 / 1	320,0	V / 7	3,22	3	3	II
С _{найк р}	280,0	III / 4	18,0	II / 2	0**	1 / 1	0**	1 / 1	0**	1 / 1	0**	1 / 1	0**	1 / 1	0**	1 / 1	260,0	V / 7	2,11	2	2	II
С _{найг.}	740,0	III / 5	80,0	III / 4	21,0	III / 5	0**	1 / 1	0**	1 / 1	40,0	III / 5	0**	1 / 1	0**	1 / 1	370,0	V / 7	3,33	3	3(4)	II

** - вміст менший за межу визначення



Рис. М.1. Колонії білих лебедів в затопленій долині р. Ірпінь (весна 2024 р.)



Рис. М.2. Підтоплення приватних садиб (с. Демидів, вул. Садова, весна 2025 р.)

Динаміка індексу трофічного статусу (TSI) зони затоплення у долині
 р. Ірпінь

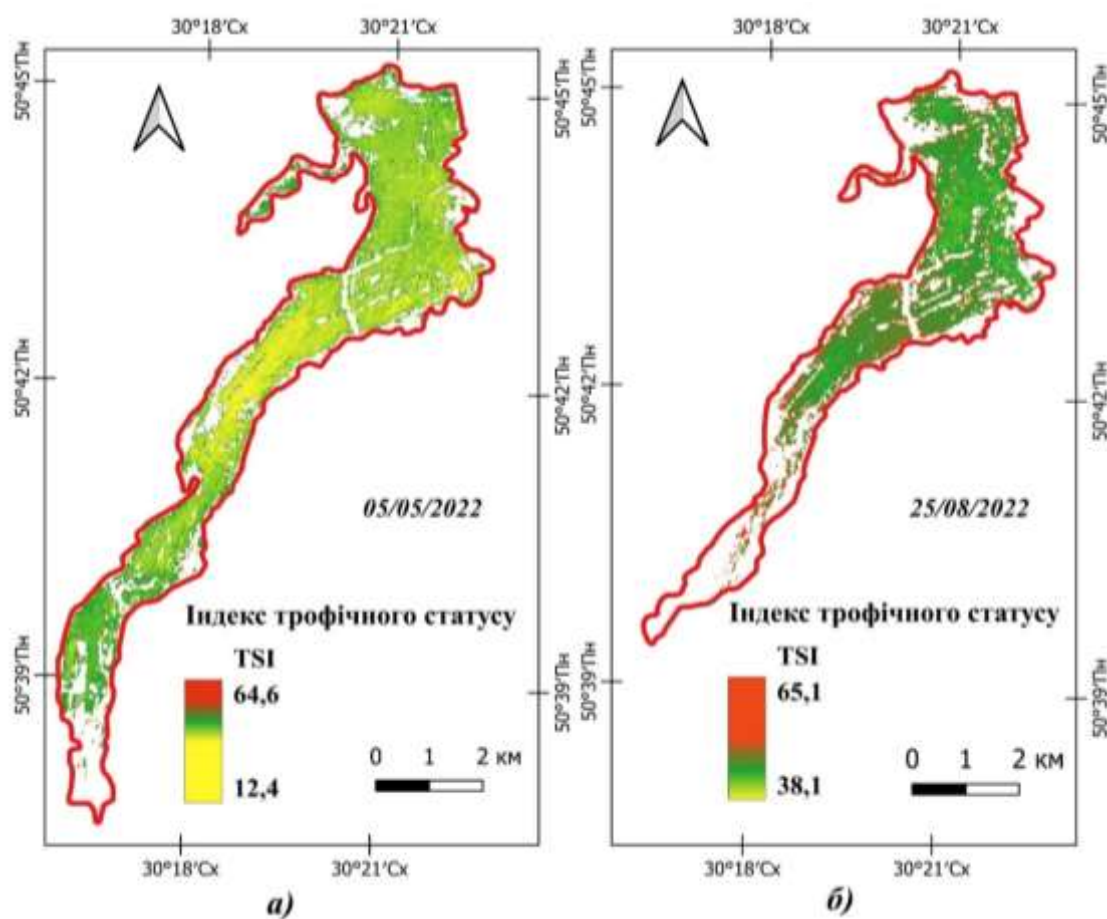


Рис. Н.1. Динаміка індексу трофічного статусу зони затоплення у долині
 р. Ірпінь у 2022 р. (а – 05.05.2022; б – 25.08.2022)

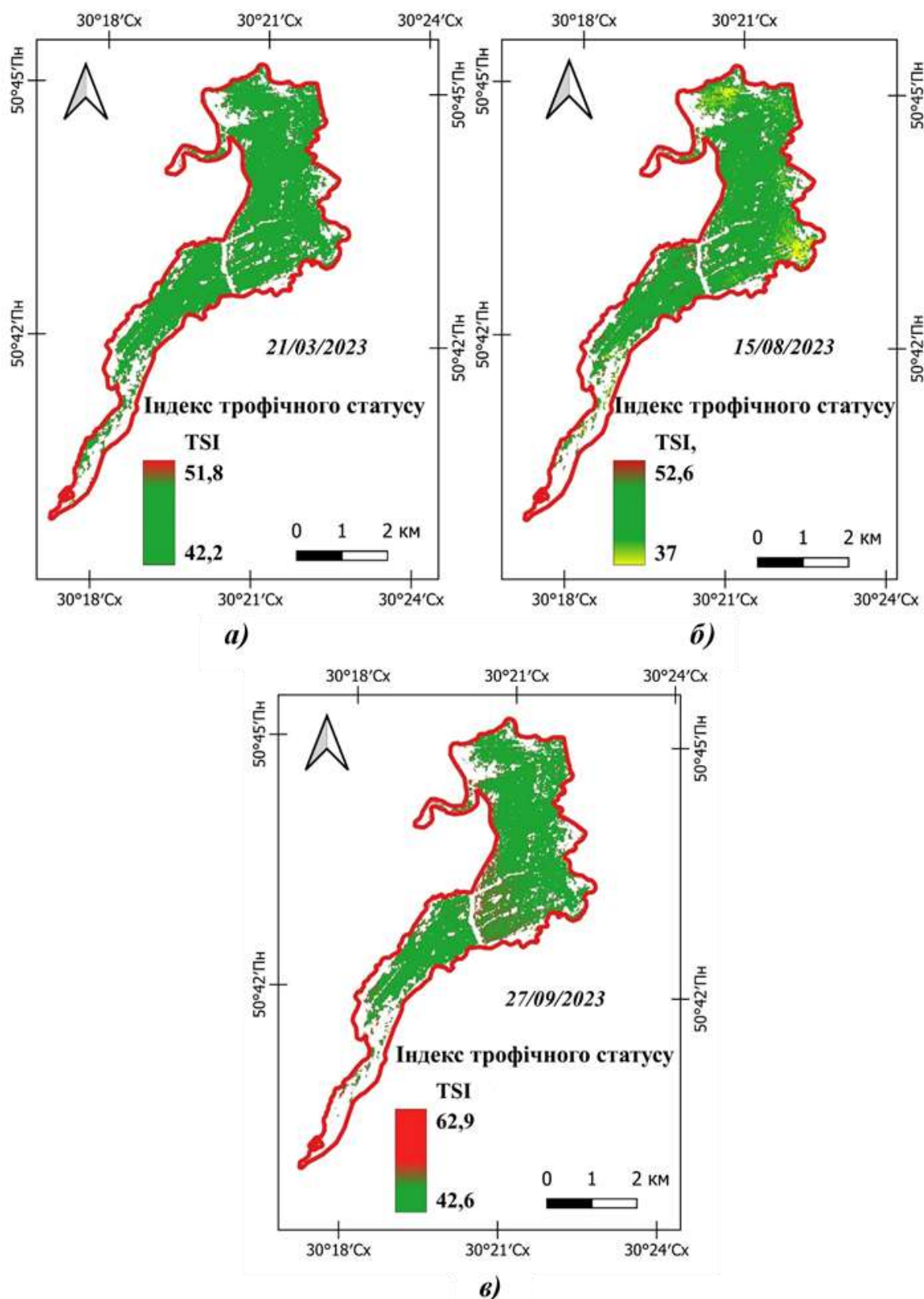


Рис. Н.2. Динаміка індексу трофічного статусу зони затоплення у долині р. Ірпінь у 2023 р. (а – 21.03.2023; б – 15.08.2023; в – 27.09.2023)

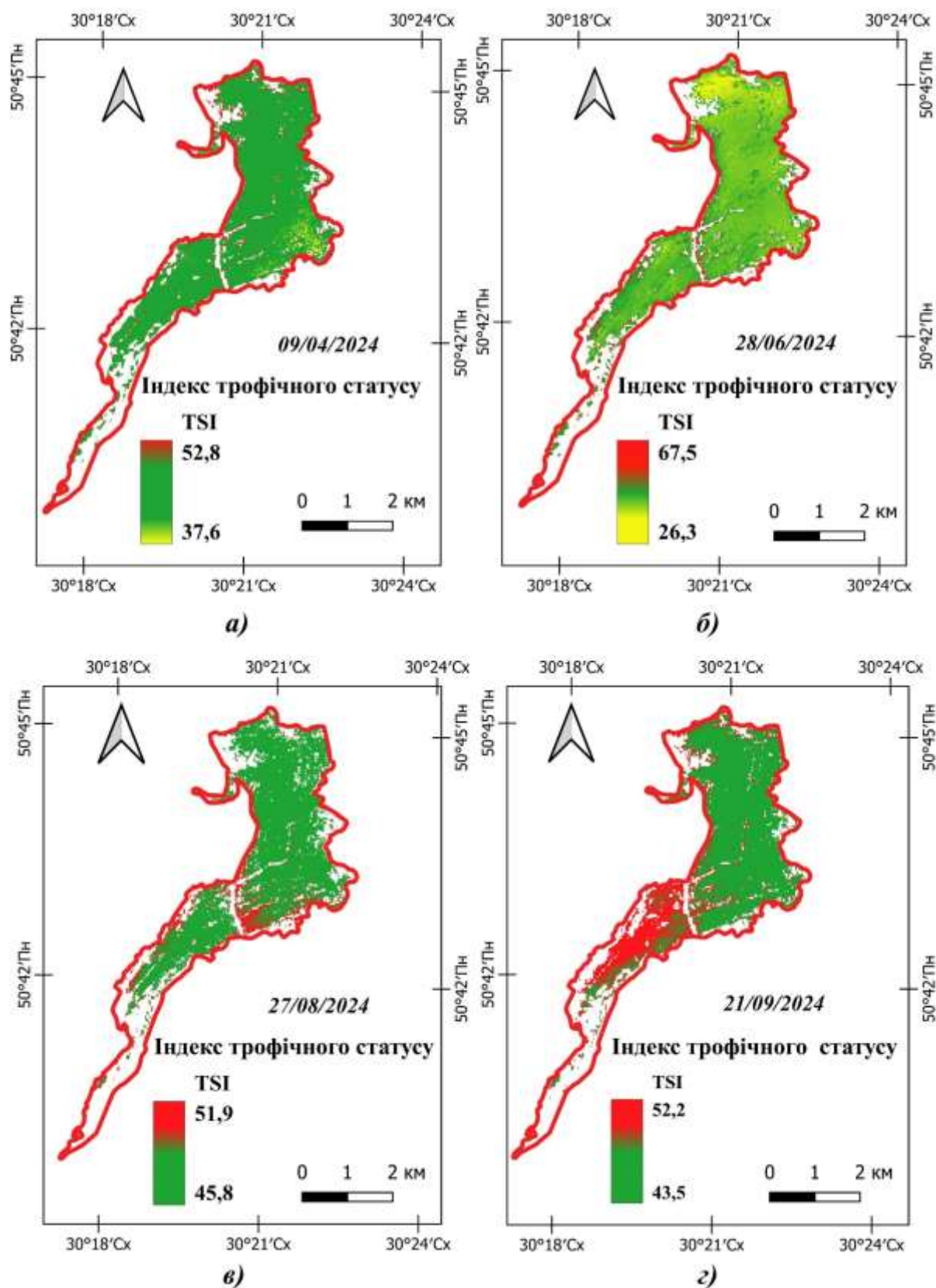


Рис. Н.3. Динаміка індексу трофічного статусу зони затоплення у долині р. Ірпін у 2024 р. (а – 09.04.2024; б – 28.06.2024; в – 27.08.2024; г – 21.09.2024)

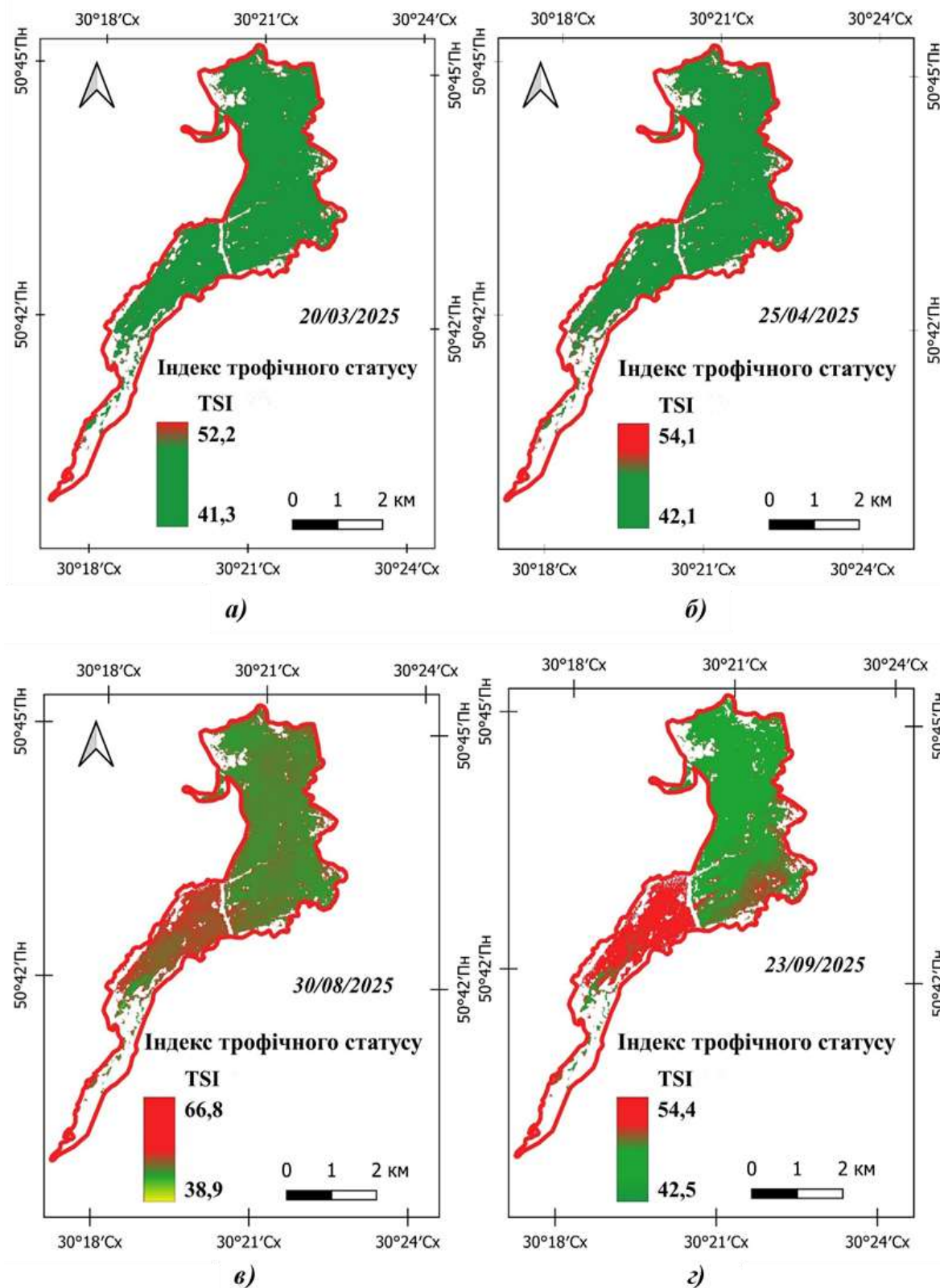


Рис. Н.4. Динаміка індексу трофічного статусу зони затоплення у долині р. Ірпінь у 2025 р. (а – 20.03.2025; б – 25.04.2025; в – 30.08.2025; г – 23.09.2025)

Додаток П

Перелік наукових праць, які відображають основні результати дисертації

Статті у наукових фахових виданнях України

1. **У Жофань.** Екологічний стан захищених масивів каскаду дніпровських водосховищ: теоретичний аналіз. Таврійський науковий вісник. 2024. № 140. С. 564-567. DOI <https://doi.org/10.32782/2226-0099.2024.140.70>
2. Ладика М., **У Жофань.** Якість води в р. Ірпінь в постмілітарний період. *Проблеми хімії та сталого розвитку*. 2025. Вип. 3. С. 69–80. URL: <https://doi.org/10.32782/pcsd-2025-3-8> (*У Жофань* проведено літературний аналіз, відбір проб води, опрацьовано фондові матеріали Державного водного кадастру щодо якості води в р. Ірпінь в довоєнний та післявоєнний період, оформлено ілюстративні матеріали. Ладика М.М. сформовано концепцію статті, узагальнено та описано матеріали й сформовано висновки).
3. Ладика М., **У Жофань.** Моніторинг процесів евтрофікації у затопленій долині р. Ірпінь методами ДЗЗ. *Екологічні науки*. 2026. Вип. 64. С. 183-196. DOI <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.1-64.26> (*У Жофань* проаналізовано літературні джерела, описано методику та умови проведення дослідження, узагальнено результати дослідження. Ладика М.М. створено картографічні матеріали та оформлено висновки, здійснено загальну редакцію статті).

Тези наукових доповідей

4. Стародубцев В.М., Ладика М.М., **У Жофань**, Паламарчук С.П., Наумовська О.І. Героїчна оборона та екологічна драма в долині річки Ірпінь. *International scientific journal «Grail of Science»*. № 23 (December 2022). 172-182. URL: <https://doi.org/10.36074/grail-of-science.23.12.2022.28>
https://archive.journal-grail.science/index.php/2710-3056/issue/view/23.12.2022?utm_source=eSputnik-

[promo&utm_medium=email&utm_campaign=GRAAL_Konferenc%D1%96ja_%7C_Status%3Aopubl%D1%96kovano&utm_content=1079880188](#) (У Жофань здійснено літературний пошук та підбір ілюстративних матеріалів. Стародубцев В.М. здійснив формування концепції роботи, написання вступу і висновків та загальну редакцію статті. Ладика М.М. оформила картографічні матеріали, їх аналіз та написання і редагування статті. Паламарчук С.П. підготувала матеріали та методи, а також приймала участь у написанні статті. Наумовська О.І. здійснювала написання статті та оформлення списку публікацій).

5. Ladyka Maryna, **Wu Ruofan**. Destroying Of Dams Due To War In Ukraine: Environmental Consequences (Case Study Irpin Valley Flooding). Proceedings of the XXXIV International Scientific and Practical Conference. Bergen, Norway. 2024. pp. 14-17. URL: <https://isg-konf.com/modern-problems-of-humanity-and-scientific-ways-of-solving-them/> (Ладика М.М. здійснено написання концепції та висновків, загальну редакцію публікації. У Жофань проводив аналіз літературних джерел та їх узагальнення, написання тез).

6. Ладика М.М., У Жофань. Щодо якості поверхневих вод затопленої заплави р. Ірпінь. Матеріали доповідей XI Міжнародної науково-практичної конференції студентів, аспірантів і молодих вчених «Екологія – філософія існування людства», 23-24 квітня 2025 р., НУБіП України, м. Київ. С. 168. URL: https://nubip.edu.ua/sites/default/files/u461/zbirnik_2025.pdf (У Жофань проводив польовий відбір проб води та узагальнення результатів аналітичних досліджень. Ладика М.М. писала та редагувала матеріали до публікації).

7. Ладика М.М., У Жофань. Екосистемні функції і послуги водно-болотних угідь затопленої долини річки Ірпінь. Матеріали доповідей V всеукраїнської науково-практичної конференції студентів, аспірантів і молодих вчених «Екологія - виклики сучасності», 24-25 вересня 2025 р. НУБіП України, м. Київ. С. 57-59. https://nubip.edu.ua/sites/default/files/rich_text_files/%D0%97%D0%B1%D1%96%D1%80%D0%BD%D0%B8%D0%BA%202025%20%281%29.pdf (У Жофань

Ruofan Wu

9FC72CDECB8849A...

здійснював аналіз екосистемних функцій затопленої території та їх систематизацію. Ладика М.М. займалася написанням тез та висновків).

8. Ладика М.М., **У Жофань**. Трансформація земного покриву долини річки Ірпінь внаслідок підризу Козаровицько дамби. Зб. матеріалів доповідей XII Міжнародної науково-практичної конференції студентів, аспірантів і молодих вчених «Екологія – філософія існування людства», 22-23 квітня 2026 р., НУБіП України, м. Київ. С. 89-92. URL: https://nubip.edu.ua/sites/default/files/rich_text_files/%D0%97%D0%B1%D1%80%D1%96%D0%BD%D0%B8%D0%BA%202026.pdf (*У Жофань займався підготовкою фактичного матеріалу та його узагальненням. Ладика М.М. формувала концепцію тез та здійснювала їх написання).*