

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ДЕРЖАВНИЙ ВИЩИЙ НАВЧАЛЬНИЙ ЗАКЛАД
«УЖГОРОДСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ»
НАВЧАЛЬНО-НАУКОВИЙ ІНСТИТУТ ХІМІЇ ТА ЕКОЛОГІЇ
Кафедра екології та охорони навколишнього середовища

Дипломна робота магістра
СУПУТНИКОВИЙ МОНІТОРИНГ ТРОФІЧНОГО СТАНУ
ВОДОСХОВИЩ ЗАКАРПАТТЯ

Виконав студент II курсу
спеціальності 101 Екологія
Заяць Ярослав Русланович
Керівник: к.х.н., доц. Глух О.С.
Рецензент: к.х.н., доц. Студеняк Я.І.

Ужгород - 2025

ЗМІСТ

ВСТУП.....	3
РОЗДІЛ 1. ТЕОРЕТИЧНІ ОСНОВИ СУПУТНИКОВОГО МОНІТОРИНГУ ТРОФІЧНОГО СТАНУ ВОДОЙМ.....	7
1.1. Трофічний стан водойм: поняття, класифікація та екологічне значення....	7
1.2. Основи дистанційного зондування Землі у водно-екологічному моніторингу	9
1.3. Супутникові індекси (NDVI, NDWI, TSI, Turbidity) що характеризують стан гідроекосистеми	11
1.4. Узагальнення сучасних наукових підходів до супутникового моніторингу трофічного стану водойм.....	13
1.5. Загальна характеристика водосховищ Закарпаття	18
РОЗДІЛ 2. МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ	21
2.1. Дані та програмне забезпечення, використані у дослідженні	21
2.2. Методика обробки супутникових даних.....	23
2.3.1. Відбір та попередня обробка знімків Sentinel-2	24
2.3.2. ГІС-аналіз водної поверхні та прибережної зони.....	25
2.3.3. Статистична обробка та експорт результатів	27
РОЗДІЛ 3. РЕЗУЛЬТАТИ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ	29
3.1. Аналіз внутрішньорічної динаміки індексів (2019–2025).....	29
3.2. Багаторічні тренди трофічного стану (2019–2025).....	32
3.3. Просторовий розподіл індексів за даними GEE	36
ВИСНОВКИ	51
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ	53

ВСТУП

Актуальність проблеми.

На сьогоднішній день глобальні кліматичні зміни, інтенсифікація антропогенного навантаження та порушення гідрологічного режиму водойм, визначають проблему моніторингу якості поверхневих вод, що набуває все більшого значення [1,2]. Водосховища виступають як складні гідроекосистеми які виконують такі функції як водопостачання, регулювання стоку, виробництво енергії, іригацію, рекреацію та рибальство тим самим підтримуючи екологічну рівновагу регіону [3].

Погана якість, евтрофікація, накопичення біогенних елементів (нітрогену, фосфору), зменшення прозорості та зростання каламутності — є основними проявами деградації водних екосистем. Такі процеси істотно впливають на біопродуктивність, видовий склад водної флори та фауни, а також на санітарно-гігієнічні показники [4,5].

Одним із методів які допомагають забезпечити можливість економічно ефективно та просторово забезпечити контролю за станом водних екосистем є супутникові методи дистанційного зондування Землі. Використовуючи такі супутникові індекси як NDVI (Normalized Difference Vegetation Index), NDWI (Normalized Difference Water Index), Turbidity та TSI (Trophic State Index) – дозволяє в повній картині оцінити стан водойми, динаміку рослинності, ступінь каламутності та рівень трофічності[6,7].

Саме для території Закарпаття, що характеризується гористою місцевістю, різноманітними кліматичними умовами і має складну гідрографічну мережу, використання системи супутникового моніторингу є значущою. . Такий підхід дає змогу оцінювати екологічний стан водойм у реальному часі, що має практичне значення для органів місцевого самоврядування, природоохоронних структур і водогосподарських організацій [8].

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темам.
Магістерська робота виконана у рамках ініціативної кафедральної теми «Розробка вдосконалення систем і методів моніторингу об'єктів довкілля в

контексті екологічної безпеки». Номер держреєстрації: 0121U109776. Робота відповідає цілям Програми розвитку екологічного моніторингу в Україні до 2030 року, а також є частиною реалізації положень Водної рамкової директиви ЄС 2000/60/ЄС[9]. Отримані результати можуть бути використані у межах виконання тематики наукових досліджень, присвячених удосконаленню регіональних систем спостережень за станом водних ресурсів, включаючи водосховища басейнів річок Закарпаття .

Мета роботи. Здійснити супутниковий моніторинг трофічного стану дев'яти водосховищ Закарпатської області із використанням індексів NDVI, NDWI, Turbidity та TSI на базі програм Google Earth Engine і QGIS.

Завдання дослідження:

- Проаналізувати сучасний стан досліджень у сфері дистанційного моніторингу якості вод і оцінки трофічного стану водойм.
- Охарактеризувати дев'ять водосховищ Закарпатської області як об'єкти дослідження.
- Зібрати та обробити супутникові знімки Sentinel-2 та Landsat-8 у середовищі Google Earth Engine[11].
- Розрахувати показники NDVI, NDWI, Turbidity і TSI для кожного водосховища та виконати картографування результатів у QGIS.
- Здійснити статистичний аналіз просторово-часової мінливості показників і визначити зв'язки між індексами та рівнем трофії водойм.
- Сформулювати висновки щодо поточного трофічного стану водосховищ та рекомендації для екологічного моніторингу в регіоні.

Об'єкти дослідження. Водосховища Закарпатської області як штучні гідроекосистеми

Предмет дослідження. Супутникові індекси NDVI, NDWI, Turbidity, TSI та їх динаміка у просторі та часі як показники трофічного стану водосховищ.

Методи дослідження:

- методи дистанційного зондування Землі — аналіз супутникових знімків Sentinel-2 та Landsat-8, розрахунок індексів NDVI, NDWI, Turbidity, TSI [10];
- ГІС-аналіз — просторове картографування та порівняння індексів у QGIS;
- статистичні методи — аналіз варіацій, кореляційні зв'язки між показниками, тенденції трофічного стану;
- аналітичний метод — узагальнення літературних джерел і попередніх досліджень;
- моделювання у середовищі Google Earth Engine — для автоматизованого розрахунку супутникових показників [11].

Наукова новизна одержаних результатів. У роботі вперше на регіональному рівні для Закарпатської області здійснено комплексну оцінку трофічного стану усіх 9 водосховищ із використанням супутникових індексів NDVI, NDWI, Turbidity та TSI.

Практичне значення одержаних результатів. Результати дослідження можуть бути використані:

- для вдосконалення системи моніторингу стану водних ресурсів Закарпаття;
- при плануванні природоохоронних заходів, спрямованих на попередження евтрофікації;
- при розробці регіональних екологічних програм управління водними ресурсами.

Особистий внесок здобувача. Вибір теми дослідження, постановка мети і завдань, а також формулювання висновків проведено із науковим керівником – доц. Глухом О.С. Аналіз та узагальнення літературних джерел, обробка супутникових знімків, розрахунок індексів NDVI, NDWI, Turbidity, TSI у Google Earth Engine, створення карт у QGIS, інтерпретація отриманих результатів здійснені дипломантом особисто.

Апробація результатів дослідження. Основні теоретичні положення, методи та результати дослідження були апробовані шляхом їх публікації у формі тез доповідей на наукових конференціях та наукової статті:

- Заяць Я.Р., Глух О.С. Аналіз динаміки евтрофікації Вільшанського водосховища на основі супутникових даних // Матеріали II Міжнародної науково-практичної конференції «Екологічна безпека Карпатського єврорегіону», Україна, м. Ужгород, 13-15 травня 2025. С. 28 [Електронне видання] ISBN 978-617-8321-79-6
- Глух О.С., Заяць Я.Р., Симканич О.І., Мільович І.-М.І., Шварц Р.Р., Молнар-Бабіля Д.І. Використання даних Google Earth Engine для моніторингу евтрофікаційних процесів у водосховищах Закарпаття // Науковий вісник Ужгородського університету. Серія «Хімія». 2025. №2(54). С. 120-126 DOI: <https://doi.org/10.24144/2414-0260.2025.2.120-126> [33].
- Тези доповіді на III Міжнародній студентсько-аспірантській науково-практичній конференції «Глобальні виклики людства: суспільство, держава, людина», яка відбулася на базі Львівського національного університету імені Івана Франка, 7 листопада 2025 року[34].

Структура та обсяг роботи. Кваліфікаційна робота має загальний обсяг 59 сторінок і складається зі вступу, 3 розділів, висновків, списку використаних джерел (32). Робота містить 6 таблиць та 21 рисунок.

РОЗДІЛ 1. ТЕОРЕТИЧНІ ОСНОВИ СУПУТНИКОВОГО МОНІТОРИНГУ ТРОФІЧНОГО СТАНУ ВОДОЙМ

1.1. Трофічний стан водойм: поняття, класифікація та екологічне значення

Трофічний стан водойми — це один з основних показників, який характеризує її екологічний стан, рівень біологічної продуктивності та інтенсивність біогеохімічних процесів. Коли говоримо про трофічний стан, маємо на увазі, наскільки водне середовище насичене поживними речовинами (переважно сполуками азоту та фосфору), що впливає на розвиток фітопланктону, макрофітів, а також на прозорість, колір і якість води[12,13].

У класичній гідробіології розрізняють три основні рівні трофічності: оліготрофний, мезотрофний та евтрофний.

- **Оліготрофні водойми** характеризуються низьким вмістом біогенних елементів, високою прозорістю, невеликою біомасою фітопланктону та низькими концентраціями хлорофілу а.
- **Мезотрофні водойми** мають помірну кількість поживних речовин і середній рівень біологічної продуктивності.
- **Евтрофні водойми**, навпаки, вражають високою концентрацією біогенних речовин, активним розвитком фітопланктону та водоростей, що призводить до зниження прозорості та дефіциту розчиненого кисню в придонних шарах[14].

Сучасні дослідження використовують індекс трофічного стану (TSI), запропонований К. Карлсоном у 1977 році, для кількісної оцінки рівня трофії. Цей індекс розраховується на основі прозорості води, концентрацій хлорофілу а та загального фосфору, що дозволяє класифікувати водойми за рівнем трофічності. Значення $TSI < 40$ відповідатиме оліготрофному стану, від 40 до 50 — мезотрофному, а понад 50 — евтрофному[15].

Для більш комплексної оцінки рівня трофності водойм на сьогоднішній день досить часто використовують класифікацію трофічного стану (TSI), адаптовану для різних типів водойм і кліматичних зон[16]. Наприклад, було запропонували узагальнену систему для тропічних і субтропічних водосховищ, у якій виділено шість рівнів трофії, позначену на *Табл. 1.1*

Класифікація TSI	TSI Карлсон	TSI Карлсона (модифікація Толедо)	TSI водосховища	TSR _{TSR}
Ультраоліготрофні	< 20	–	< 47	≤ 51,1
Оліготрофні	21 – 41	< 44	47 – 52	51,2 – 53,1
Мезотрофні	41 – 50	44 – 54	52 – 59	53,2 – 55,7
Еутрофні	51 – 60	> 54	59 – 63	55,8 – 58,1
Супертрофні	–	–	63 – 67	58,2 – 59,0
Гіпертрофні	> 61	–	> 67	≥ 59,1

Табл.1.1 Класифікація трофічного стану[16]

Евтрофікація водосховищ є одним із найбільш розповсюджених процесів деградації гідроекосистем, що порушує біологічну рівновагу, викликає цвітіння води, загибель риби, погіршує санітарні характеристики і знижує рекреаційну цінність водойм[17]. Зазвичай підвищення концентрації поживних речовин у штучних водоймах викликане антропогенними чинниками, такими як скидання неочищених або недостатньо очищених стічних вод, ерозія з сільськогосподарських угідь та урбанізація прибережних територій.

Водосховища, на відміну від природних озер, мають особливість: вони функціонують в умовах постійного гідродинамічного навантаження — через коливання рівнів води, замулення і періодичне змішування. Це сприяє перерасподілу поживних речовин у водному шарі та пришвидшує процеси евтрофікації[18].

З огляду на зміни клімату і посилення антропогенного впливу, визначення трофічного стану водойм стає надзвичайно важливим для управління якістю

водних ресурсів. Традиційні гідрохімічні та гідробіологічні методи дають точні результати, але є трудомісткими і дорогими, тому не дозволяють охопити великі території. Відтак, інтеграція дистанційного зондування Землі (ДЗЗ) у процес оцінювання трофічного стану водойм виглядає перспективно, адже дозволяє динамічно аналізувати процеси евтрофікації за допомогою супутникових індексів — NDVI, NDWI, Turbidity та TSI[15,18].

Отже, трофічний стан — це загальний екологічний показник функціонування водної екосистеми, а його оцінка — важлива умова для сталого управління водними ресурсами, особливо в контексті Закарпаття, де водосховища мають значне природоохоронне, енергетичне та соціальне значення.

1.2 Основи дистанційного зондування Землі у водно-екологічному моніторингу

Супутникове дистанційне зондування (ДЗЗ) є сучасною альтернативою традиційним методам моніторингу якості води, пропонуючи значні переваги в економічній ефективності та масштабності досліджень [19,20]. Традиційні підходи, що базуються на відборі проб *in situ* (на місцях), є не лише дорогими, але й трудомісткими та вимагають багато часу [21,22]. ДЗЗ, навпаки, визнано ідеальним рішенням для моніторингу прісноводних систем, оскільки воно дозволяє проводити часті, великомасштабні спостереження без необхідності постійних польових виїздів [20, 22].

Технічно процес ДЗЗ полягає у зборі інформації про об'єкти без прямого фізичного контакту з ними, що у випадку моніторингу вод реалізується через вимірювання їхньої відбитої здатності (яскравості) у різних спектральних діапазонах. Цей підхід довів свою ефективність у вирішенні таких завдань, як виявлення «цвітіння» водоростей, ідентифікація джерел забруднення та відстеження змін стану довкілля в часі [21].

Для того, щоб ефективно отримувати параметри якості води (WQPs) за допомогою оптичного ДЗЗ, необхідно дотриматись трьох ключових умов. По-

перше, потрібен сенсор, вимірювання якого є чутливими до варіацій якості води. По-друге, необхідна точна атмосферна корекція для нівелювання спотворень, спричинених поглинанням та розсіюванням в атмосфері. По-третє, потрібна надійна біо-оптична модель, яка використовується для оцінки якості води на основі отриманого оптичного сигналу [20].

Вимоги до самих супутникових сенсорів є досить високими. Ідеальний сенсор для моніторингу внутрішніх водойм повинен мати п'ять основних характеристик: достатню просторову роздільну здатність для цільової водойми; високу радіометричну чутливість та співвідношення сигнал/шум (SNR) для фіксації слабкого сигналу від води; спектральні канали, чутливі до конкретних параметрів якості води; високу часову роздільну здатність для відстеження динамічних процесів; та конструктивні особливості, як-от механізм нахилу, для мінімізації сонячних відблисків [20]. Сучасні сенсори, зокрема Sentinel-2, є особливо цінними, оскільки мають додаткові спектральні канали (наприклад, червоні крайові та короткохвильові інфрачервоні), що розширюють можливості оцінки [22].

Однією з найбільших технічних проблем є атмосферна корекція (AC). Вода поглинає більшу частину світла, і в результаті близько 90% сигналу, що потрапляє на сенсор, надходить від атмосфери, і лише 10% — безпосередньо від водної товщі. Ця проблема особливо загострюється при моніторингу внутрішніх водойм через високу каламутність води та «ефект суміжності» (сигнал від прилеглих ділянок суші). Наразі не існує єдиного алгоритму AC, який би працював ідеально за всіх умов [20].

Після корекції знімка в дію вступають біо-оптичні моделі, які описують зв'язок між оптичними властивостями та складовими води. Вони поділяються на фізичні (аналітичні) та емпіричні (включно з машинним навчанням). Фізичні моделі, як правило, працюють лише для оптично активних параметрів (хлорофіл-а, розчинена органіка, зважені частки), тоді як емпіричні моделі (включно з моделями машинного навчання) можуть оцінювати також і не-оптично активні

параметри (наприклад, загальну кількість розчинених твердих речовин (TDS) або фосфор), припускаючи їх кореляцію з оптично активними [20].

Моделі машинного навчання (ML) є найпопулярнішим емпіричним підходом, проте вони мають свої обмеження, такі як низька здатність до узагальнення (роботи в нових умовах) та ризик перенавчання [20]. Для побудови таких моделей часто використовують хмарні платформи, як-от Google Earth Engine (GEE), що надає доступ до величезних архівів супутникових даних та інструментів аналізу. Ефективність моделей ML значною мірою залежить від правильного вибору вхідних даних (предикторів), якими можуть бути не лише спектральні канали чи індекси, але й інші параметри, наприклад, температура [21,22].

1.3 Супутникові індекси (NDVI, NDWI, TSI, Turbidity) що характеризують стан гідроекосистеми

Супутниковий моніторинг гідроекосистем базується на використанні спектральних індексів — математичних комбінацій значень відбивної здатності у різних каналах. Ці індекси підсилюють специфічні оптичні властивості води та її компонентів, що дозволяє опосередковано оцінювати біофізичні параметри, які визначають трофічний стан водойми.

NDVI (Нормалізований диференційний вегетаційний індекс) Історично одним із найпоширеніших є індекс NDVI $(\text{NIR} - \text{Red}) / (\text{NIR} + \text{Red})$.

$$\text{NDVI} = \frac{\text{NIR} - \text{Red}}{\text{NIR} + \text{Red}} = \frac{B8 - B4}{B8 + B4}$$

Він широко використовується для оцінки наземної рослинності, корелюючи з біомасою. Проте його застосування для водних об'єктів має обмеження. Дослідження показали, що NDVI демонструє нелінійність над поверхнями, частково вкритими водою, і є чутливим до фонових умов (кольору ґрунту, тіней). Крім того, індекс залежить від просторового масштабу знімка, що робить його неоптимальним інструментом для точного виділення частки водної рослинності [23].

NDWI (Водні індекси) Для точної ідентифікації водних поверхонь МакФітерс (1996) запропонував нормалізований диференційний водний індекс NDWI (Green - NIR) / (Green + NIR). Його ефективність базується на поглинанні водою енергії в NIR-діапазоні. Цей підхід ефективний для картування відкритих водойм[24].

$$NDWI = \frac{Green - NIR}{Green + NIR} = \frac{B3 - B8}{B3 + B8}$$

Однак класичний NDWI часто дає похибки в межах міської забудови. Для вирішення цієї проблеми Сюй (2006) розробив модифікований індекс MNDWI, замінивши канал NIR на середній інфрачервоний (SWIR): (Green - SWIR) / (Green + SWIR). Це дозволило значно посилити контраст між водою та забудовою, ефективно пригнічуючи шум від урбанізованих об'єктів та ґрунту [25].

Turbidity (Індекс каламутності) Каламутність відображає концентрацію зважених речовин (TSM), що впливають на седиментацію та світловий режим. Для каламутних вод ефективними є напіваналітичні алгоритми, що базуються на каналах червоного та ближнього інфрачервоного діапазонів (670–750 нм), які є найбільш чутливими до TSM.

$$Turbidity = \frac{Green}{Red} = \frac{B3}{B4}$$

Такі методи є стійкими та забезпечують узгодженість даних з різних сенсорів [26]. Для екстремально каламутних вод використовуються складніші алгоритми (наприклад, RNS), що комбінують канали Red, NIR та SWIR для коректної оцінки концентрацій [27].

TSI (Індекс трофічного стану) Індекс трофічного стану (TSI) Карлсона є інтегральним показником, що розраховується на основі концентрації хлорофілу-а, прозорості та вмісту фосфору. Сучасні методи дозволяють моделювати ці параметри дистанційно за даними Sentinel-2, використовуючи хмарні платформи типу Google Earth Engine (GEE). Це дозволяє автоматизувати картографування TSI на великих територіях [28].

Формули для TSI[15]:

TSI по прозорості (Secchi depth):

$$TSI(SD) = 60 - 14,41 \cdot \ln(SD)$$

TSI по хлорофілу-а:

$$TSI(CHL) = 30,6 + 9,81 \cdot \ln(Chl)$$

TSI по загальному фосфору (TP):

$$TSI(TP) = 4,15 + 14,42 \cdot \ln(TP)$$

Для складних об'єктів, таких як вузькі затоки водосховищ, перспективним є використання методів машинного навчання (ML). Вони дозволяють виконувати пряму інверсію TSI, інтегруючи спектральні дані з екологічними драйверами (температура, радіація). Такий підхід забезпечує точнішу оцінку трофічного стану в неоднорідних системах [6].

1.4. Узагальнення сучасних наукових підходів до супутникового моніторингу трофічного стану водойм

Аналіз сучасної наукової літератури, присвяченої дистанційному моніторингу якості води (WQ) та трофічного стану, дозволяє виділити декілька ключових тенденцій, які докорінно змінили цю галузь. За останнє десятиліття відбувся стрімкий перехід від поодиноких, локально каліброваних досліджень до розробки глобально масштабованих, автоматизованих та мультисенсорних підходів. Ця еволюція стала можливою завдяки синергії трьох основних факторів: безпрецедентній доступності високоякісних супутникових даних, революції у хмарних обчисленнях та швидкому розвитку алгоритмів машинного навчання.

Сучасна епоха дистанційного зондування внутрішніх вод значною мірою визначається даними з місій Landsat-8/9 (сенсор OLI) та Sentinel-2 (сенсор MSI) [22, 28]. Ці сенсори забезпечують ідеальний баланс просторової роздільної здатності (10-30 м), часової роздільної здатності (5-16 днів) та спектральних можливостей, що є критично важливим для моніторингу невеликих та середніх водойм, таких як водосховища [11, 28]. Landsat-8, зокрема, запропонував значні

покращення порівняно з попередніми поколіннями, зокрема вище співвідношення сигнал/шум (SNR) та нові спектральні канали, що підвищило надійність отримання параметрів якості води [11].

Найважливішою тенденцією стала політика відкритих даних, яка зробила ці величезні архіви безкоштовними для наукової спільноти та громадськості. Це стимулювало фундаментальний зсув у методології: від розробки "локальних" емпіричних моделей, відкаліброваних для одного озера чи дати зйомки, до створення "універсальних" (generic) або "глобальних" алгоритмів [26]. Прикладом такого підходу є розробка напіваналітичних алгоритмів для загальної кількості зважених речовин (TSM), які є мультисенсорними (multi-sensor) і можуть застосовуватися до даних MODIS, MERIS та SeaWiFS з єдиною калібровкою [26]. Цей рух до універсалізації дозволяє проводити моніторинг на національному рівні, наприклад, для всієї мережі озер в рамках Водної рамкової директиви (WFD) в Європі, порівнюючи ефективність різних сенсорів, таких як Landsat та Sentinel-2, для узгодженого моніторингу [28].

Доступність даних була лише першим кроком; справжньою революцією стала поява хмарних обчислювальних платформ, зокрема Google Earth Engine (GEE) [21, 22]. GEE вирішила фундаментальну логістичну проблему "великих даних" (Big Data) у дистанційному зондуванні: замість того, щоб вимагати від дослідників завантаження, зберігання та обробки терабайтів даних на локальних машинах, GEE надає доступ до всього мульти-петабайтного каталогу даних (включно з повними архівами Landsat та Sentinel-2), які вже пройшли базову обробку (Level-2 Surface Reflectance) [22, 28].

Платформа надає потужний API, що дозволяє обробляти тисячі знімків одночасно безпосередньо "в хмарі" [21]. Це уможливило повну автоматизацію робочих процесів, які раніше були надзвичайно трудомісткими. Дослідники тепер можуть легко реалізовувати скрипти для автоматичної фільтрації хмар, створення безхмарних композитних зображень (наприклад, медіанних за сезон), обчислення будь-яких спектральних індексів та отримання часових рядів і просторової статистики для тисяч водних об'єктів одночасно [21, 22, 28]. Це не

лише прискорило дослідження, але й підвищило їх відтворюваність та масштабованість, що є критично важливим для оперативного моніторингу.

Для перетворення супутникових даних на показники якості води (Chl-a, SDD, TP, TSM) наукова спільнота використовує три основні типи алгоритмів:

Емпіричні моделі. Базуються на прямих статистичних регресіях (лінійних або логарифмічних), що пов'язують польові вимірювання *in situ* зі значеннями супутникових каналів або індексів [11, 28]. Кінцевою метою багатьох таких моделей є розрахунок класичного індексу трофічного стану (TSI) Карлсона [15, 11, 28].

Напіваналітичні моделі. Є фізично обґрунтованими, оскільки базуються на властивих оптичних властивостях компонентів води (поглинання та розсіювання). Вони дозволяють розділити сумарний сигнал на внески окремих складових. Яскравим прикладом є універсальний алгоритм Nechad et al. [26] для оцінки каламутності (TSM), який демонструє високу надійність незалежно від типу сенсора.

Машинне навчання (ML). Найсучасніший підхід для оптично складних внутрішніх водойм, де прості регресії не працюють через змішування сигналів (Chl-a, TSM, CDOM). Алгоритми Random Forest (RF), SVM [22] та нейронні мережі (напр., BP-NN) [6, 29] здатні моделювати складні нелінійні зв'язки [6, 20] та виконувати пряму інверсію TSI, минаючи розрахунок окремих компонентів [6, 11, 29].

Щодо спектральних індексів, кожен із них має свою нішу та обмеження:

- NDVI є ефективним для наземної вегетації, але ненадійним для оцінки водної рослинності через нелінійність і чутливість до фонових умов (каламутності) [23].
- Класичний NDWI [24] ефективно виділяє воду, проте часто дає хибні спрацювання в межах міської забудови.
- Модифікований MNDWI вирішує цю проблему шляхом залучення SWIR-каналу, що значно підвищує точність картування водних об'єктів [25].

Напіваналітичні моделі, як-от для TSM [26], є значно надійнішими за прості індекси, оскільки вони фізично обґрунтовані. Проте, моделі машинного

навчання демонструють найвищу ефективність в оптично складних водах [20]. Дослідження Salas et al. [22] при порівнянні RF та SVM для оцінки TDS (загального вмісту розчинених твердих речовин) виявило, що Random Forest (RF) показав вищу точність (до 88%) та стабільність. Ще одним кроком вперед є об'єднання мультиджерельних даних (multi-source data fusion). Так, у дослідженні Shi et al. [6] було доведено, що точність моделі BP-NN для оцінки TSI у вузьких затоках водосховища значно зростає, якщо до спектральних каналів Landsat додати інші екологічні драйвери — температуру води та сонячну радіацію, які безпосередньо впливають на біологічну продуктивність.

Незважаючи на значний технологічний прогрес, низка фундаментальних проблем залишається невирішеною. Найбільшим викликом у моніторингу внутрішніх водойм є атмосферна корекція (AC) [20]. Внутрішні водойми, особливо евтрофні та каламутні, належать до оптично складних вод ("Case 2 waters"). Стандартні алгоритми AC, розроблені для відкритого океану, базуються на припущенні про "чорну воду" (нульове відбиття) у ближньому інфрачервоному (NIR) діапазоні. Це припущення повністю хибне для каламутних водойм, де зважені частки та водорості сильно відбивають у NIR-спектрі [27]. Це створює невизначеність: неможливо точно виміряти сигнал від води, не знаючи параметрів атмосфери, і неможливо визначити параметри атмосфери, не знаючи внеску води [20, 27].

Дослідження Markogianni et al. [28] наочно продемонструвало, що вибір методу AC (наприклад, DOS1 порівняно з LaSRC/Sen2Cor, вбудованими в GEE) є критично важливим фактором, що безпосередньо впливає на точність кінцевих WQ-моделей та розрахунків TSI. Для вирішення цієї проблеми розробляються спеціалізовані алгоритми, які використовують канали у короткохвильовому інфрачервоному діапазоні (SWIR), де відбиття води є дійсно близьким до нуля навіть у дуже каламутних умовах [27]. Іншими суттєвими обмеженнями є оптична складність самої води, де сигнали від хлорофілу-а, неорганічних зважених часток (TSM/SPM) та кольорової розчиненої органічної речовини

(CDOM) накладаються один на одного [20], а також проблема змішаних пікселів (mixed pixels) на межі "вода-суша" [23].

Висновки та обґрунтування методів дослідження

Проведений огляд літератури дозволяє сформулювати чітке обґрунтування методології, обраної для даної дипломної роботи, яка відповідає найсучаснішим науковим підходам.

Обґрунтування вибору платформи та даних: Дослідження спрямоване на моніторинг дев'яти водосховищ Закарпаття — це регіональне завдання, що вимагає обробки великої кількості знімків у часі та просторі. Використання хмарної платформи Google Earth Engine (GEE) є найбільш раціональним та сучасним підходом, що забезпечує необхідну автоматизацію та обчислювальну потужність [21, 22, 28]. Вибір даних Sentinel-2 (а також Landsat) є оптимальним через високу просторову роздільну здатність (10 м), що критично для відносно невеликих та вузьких водосховищ регіону.

Обґрунтування вибору індексів: Обрані для розрахунку індекси є фундаментальними та широко валідованими в науковій спільноті для вирішення конкретних завдань:

NDVI та NDWI: Є базовою потребою для точного маскуванню суші та виділення чистої водної поверхні (water masking), що є першим кроком будь-якого гідроекологічного аналізу [23, 24, 25].

Turbidity (Індекс каламутності): Оцінка каламутності (як еквівалент TSM) є ключовим компонентом оцінки якості води. Для цього будуть використані напіваналітичні підходи, валідовані у світовій практиці (наприклад, за принципами, викладеними Nechad et al. [26]), які є стійкими та придатними для мультисенсорного аналізу.

TSI (Індекс трофічного стану): Це головний інтегральний показник, що відповідає меті дипломної роботи. Його розрахунок базується на класичній методології Carlson [15], компоненти якої (Chl-a, SDD, TP) можуть бути успішно змодельовані за супутниковими даними [11,28]. Сучасні дослідження

підтверджують можливість прямого розрахунку TSI з супутникових даних, навіть у складних об'єктах, як-от затоки водосховищ, за допомогою ML-підходів [6]. Таким чином, обрана в даній роботі методологія (використання GEE для розрахунку індексів NDVI, NDWI, Turbidity та TSI за даними Sentinel-2) є науково обґрунтованою, спирається на передові світові практики [21, 22, 28] та є оптимальною для вирішення поставлених завдань моніторингу водосховищ Закарпаття.

1.5 Загальна характеристика водосховищ Закарпаття

Дослідження охоплює дев'ять водосховищ різного типу й масштабу, розташованих у різних фізико-географічних районах Закарпаття [29]. Вибір саме цих об'єктів зумовлений їх поширеністю, доступністю супутникових даних, а також екологічною значущістю кожного з водосховищ у відповідному басейні. Частина з них виконує виключно меліоративні та протипаводкові функції (Горбок, Андріївське), інші використовуються для риборозведення та водопостачання (Боронява, Виноградівське) і одне (Вільшанське) використовується в гідроенергетиці рис.2 .

Табл.1.2 Основні дані по водосховищах з об'ємом води 1 млн. м³ [35]

Водосховища	Річки	Місце знаходження (село, район)	Площа водозбору, км ²	Площа дзеркала при МПГ, га	Об'єм води, млн. м ³ при МПГ	Споруди гідровузла	Основне призначення
Теребле-Ріцьке	Теребля	Вільшани, Хустський	438	155	23,4	Бетонна водозливна гребля, дериваційний тунель, напірний водовід, ГЕС	Гідроенергетика
Горбок	Роман-Поток	Горбок, Іршавський	50,4	246	7,4	Глуха земляна гребля, донний водовипуск, боковий автоматичний водоскид	Трансформація паводків на меліоративній системі, рибне господарство, зрошення земель
Бабічка	Бабічка	Залуж, Мукачівський	36,6	170	5,77	»	»
Мочила	Мочила	Пістрялове, Мукачівський	23	156	3,95	Глуха земляна гребля, донний водовипуск	»
Форнош	канал Форнош	Ліскове, Мукачівський	24	285	5,2	»	»
Сальва № 1	Сальва	м. Виноградів	23	132	1,38	Земляна гребля, контурна дамба, шахтний водовипуск	Трансформація паводків, рибне господарство
Боронява	Боронява	Боронява, Хустський	13,6	89	1,75	»	»
Андріївське	Стара	Андріївці, Ужгородський	86,3	62	1,35	Глуха земляна гребля, шахтний водовипуск	»
Бобовищенське	Полуй	Бобовище, Мукачівський	13,2	31	1,59	Глуха земляна гребля, шахтний водовипуск, автоматичний трубчастий боковий водоскид	Трансформація паводків, зрошення земель

Основні морфометричні та гідрографічні характеристики досліджених водосховищ отримано на основі офіційних довідкових матеріалів та узагальнених даних з відкритих джерел. До таких характеристик належать: площа водозбору, площа водного дзеркала, об'єм води при нормальному підпірному рівні, тип гідротехнічних споруд, а також функціональне призначення. Географічні координати кожного водосховища уточнено за допомогою картографічних сервісів (Google Maps та OpenStreetMap), що дозволило коректно окреслити межі полігонів у середовищі Google Earth Engine для подальшого аналізу.

Досліджувані об'єкти суттєво відрізняються за розмірами: від малих ставків площею менше 1,5 млн м³ до відносно великих водосховищ, таких як Вільшанське (об'єм 23,4 млн м³). Така різноманітність дає змогу оцінити ефективність супутникових індексів для водойм різних типів та масштабів, а також сформуванати порівняльну характеристику трофічного стану дев'яти водосховищ місцезнаходження яких позначено на рис 2.1.



Рис. 1.1 Місцезнаходження досліджуваних водосховищ

Для подальшого аналізу було також уніфіковано просторові межі кожного водосховища та виконано попередню оцінку стану прилеглих територій, оскільки наявність сільськогосподарських угідь, урбанізованих ділянок або лісових масивів може значною мірою впливати на інтенсивність надходження біогенних речовин у водойми та, відповідно, на їхній трофічний статус[30].

РОЗДІЛ 2. МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ

2.1. Дані та програмне забезпечення, використані у дослідженні

Для виконання супутникового моніторингу трофічного стану дев'яти водосховищ Закарпатської області у роботі використано багатоспектральні космічні знімки, цифрові картографічні дані, а також ряд спеціалізованих програмних засобів для обробки, аналізу та візуалізації просторової інформації. Основним джерелом дистанційних даних стали супутникові системи з відкритим доступом, що забезпечують високу частоту повторного сканування та достатню просторову роздільність для аналізу малих і середніх водойм регіону.

Основою даного дослідження є супутникові знімки Sentinel-2 Multispectral Instrument (MSI) — космічної системи Європейського космічного агентства, призначеної для високоточних спостережень земної поверхні у 13 спектральних каналах видимого, ближнього та короткохвильового інфрачервоного діапазонів[31]. У роботі застосовано продукт Sentinel-2 Level-2A, що містить уже виконану атмосферну корекцію за алгоритмом Sen2Cor. Це дозволяє без додаткової попередньої обробки використовувати відбиття поверхні у спектральних каналах для розрахунку індексів, що є стандартним підходом у сучасних дослідженнях якості води та трофічного стану водойм [20,21,26].

Дані Sentinel-2 забезпечують просторову роздільність 10, 20 та 60 метрів і мають повторюваність спостережень близько п'яти діб завдяки констеляції супутників Sentinel-2A та Sentinel-2B. Для аналізу стану водних екосистем у цьому дослідженні були використані найбільш інформативні спектральні смуги: B3 (зелений діапазон) для NDWI та індикаторів каламутності; B4 (червоний діапазон) для NDVI, NDCI та Turbidity; B5 (red-edge) для визначення хлорофілу-а; B8 (NIR) для NDVI та NDWI; а також SWIR-канали B11 і B12, які застосовувалися під час уточнення водних масок.

Для кожного з дев'яти водосховищ Закарпатської області були відібрані знімки за літній сезон (червень–серпень) за 2019–2025 роки. Обмеження за хмарністю (< 10%) дозволило зменшити вплив атмосферних оптичних

спотворень і забезпечити коректну порівнянність між роками. Таке сезонне вікно вибрано з огляду на максимальний розвиток водоростей та найвищу чутливість індексів до трофічного стану.

Для окреслення меж водосховищ та уточнення геопросторових об'єктів були використані кілька додаткових джерел: OpenStreetMap (OSM) — для отримання базових контурів населених пунктів та водних систем; Google Earth Pro — для верифікації геометрії водойм, звірки контурів зі знімками високої роздільності та формування об'єктів полігонального типу. Координати водосховищ також були зібрані вручну у форматі GPS-точок, що дозволило створити точні маски водойм у подальшому аналізі на платформі Google Earth Engine.

Обробка супутникових даних, розрахунок індексів та побудова часових рядів виконувалися переважно у Google Earth Engine (GEE). Платформа використовувалася для отримання колекцій Sentinel-2 Level-2A, обчислення NDVI, NDWI, Turbidity та побудови моделі TSI на основі концентрації хлорофілу-а. GEE дозволила розрахувати середні значення параметрів у масці води ($NDWI > 0.1$), автоматизувати обробку даних за 2019–2025 роки та уникнути необхідності локального зберігання великої кількості растрових файлів, що відповідає сучасній практиці супутникових екологічних досліджень [20,22,28]

Для створення картографічних матеріалів, оформлення тематичних карт та візуалізації результатів використовувалася геоінформаційна система QGIS (версія 3.36.3). У QGIS здійснювалося формування карт для розділів 2 та 3, побудова легенд, масштабних ліній, маркерів та допоміжних геопросторових елементів. Таким чином, програмне забезпечення відіграло роль інструмента для фінального картографічного оформлення результатів.

Для статистичного аналізу отриманих показників застосовувалися MS Excel, який використовувалися для розрахунку середніх значень, варіаційних характеристик, побудови графіків сезонних змін індексів та структурування вихідних таблиць.

Google Earth Pro додатково слугував інструментом для перевірки відповідності контурів водосховищ супутниковим знімкам Sentinel-2 та отримання окремих ілюстрацій місцевості.

2.2. Методика обробки супутникових даних

Обробка даних дистанційного зондування Землі (ДЗЗ) виконувалася на базі хмарної платформи Google Earth Engine (GEE). Це дозволило автоматизувати аналіз великих масивів часових рядів (2019–2025 рр.) та уникнути необхідності завантаження значних обсягів «сирих» даних. Картографічна візуалізація та фінальне оформлення карт здійснювалися у середовищі QGIS.

Для моніторингу водосховищ використовувалася колекція знімків Sentinel-2 MSI рівня обробки Level-2A (продукт COPERNICUS/S2_SR), які пройшли атмосферну корекцію та містять значення поверхневого відбиття (Surface Reflectance). На рис. 2.2 зображена Блок-схема алгоритму обробки супутникових



Рис. 2.2 Блок-схема алгоритму обробки супутникових даних Sentinel-2 у середовищі Google Earth Engine.

даних Sentinel-2 у середовищі Google Earth Engine.

2.3.1. Відбір та попередня обробка знімків Sentinel-2

Моніторинг екологічного стану водосховищ здійснювався на основі даних супутників Sentinel-2A та Sentinel-2B (місія Copernicus), оснащених мультиспектральним інструментом MSI (MultiSpectral Instrument). Використовувався продукт рівня обробки Level-2A (COPERNICUS/S2_SR), який вже містить дані поверхневого відбиття (Surface Reflectance), що пройшли атмосферну корекцію.

Алгоритм відбору знімків у середовищі GEE включав наступні етапи:

1. Просторова фільтрація: Вибірка обмежувалася векторними геометричними контурами (geometry) досліджуваних об'єктів (Вільшанське, Бобовищенське водосховища та ін.), що дозволило сфокусувати аналіз виключно на цільових територіях.
2. Часова фільтрація: Для аналізу обирався літній період (з 1 червня по 31 серпня) для кожного року досліджуваного інтервалу (2019–2025 рр.). Цей період є найбільш репрезентативним для оцінки трофічного стану, оскільки відповідає піку біологічної активності фітопланктону, максимальним температурам води та найнижчому рівню води (межені), що сприяє процесам евтрофікації.
3. Фільтрація хмарності: Для забезпечення точності спектральних розрахунків використовувався фільтр за метаданими CLOUDY_PIXEL_PERCENTAGE. До обробки допускалися лише сцени, де відсоток хмарного покриття становив менше 10%, що мінімізувало атмосферні перешкоди.
4. Створення композитних зображень: Для отримання єдиного цілісного зображення за сезон, вільного від артефактів, тіней від хмар та випадкових шумів, застосовувався метод медіанного усереднення (median()) для кожного пікселя в часовому стеку. Це дозволило отримати найбільш типові спектральні характеристики водної поверхні за літній сезон.

2.3.2. ГІС-аналіз водної поверхні та прибережної зони

Критично важливим етапом обробки є точне виділення акваторії водосховищ для уникнення впливу спектральних сигналів суші (берегової рослинності, ґрунтів) на статистику якості води. Для автоматичного оконтурення акваторії використовувався Нормалізований диференційний водний індекс (NDWI — Normalized Difference Water Index). Розрахунок виконувався за формулою Макфітерса:

$$NDWI = \frac{Green - NIR}{Green + NIR} = \frac{B3 - B8}{B3 + B8}$$

де:

- Green (B3) — відбивна здатність у зеленому діапазоні спектра (560 нм);
- NIR (B8) — відбивна здатність у ближньому інфрачервоному діапазоні (842 нм).

Для створення бінарної маски води (waterMask) використовувався пороговий метод: пікселі зі значенням $NDWI > 0.1$ класифікувалися як вода. Ця маска застосовувалася до всіх подальших розрахунків показників якості води, що дозволило автоматично виключити вплив берегової лінії навіть при зміні рівня води у водосховищах.

На основі спектральних каналів Sentinel-2 було розраховано ключові індикатори, що характеризують оптичні та біологічні властивості водного середовища.

1. Індекс каламутності (Turbidity) Каламутність води є індикатором вмісту зважених часток (як мінеральних наносів, так і органічної речовини). Для її оцінки використовувався спектральний індекс, що базується на відношенні відбиття у зеленому та червоному діапазонах. Зростання цього показника свідчить про збільшення розсіювання світла зваженими речовинами:

$$Turbidity = \frac{Green}{Red} = \frac{B3}{B4}$$

2. Індекс трофічного стану (TSI)

Для комплексної оцінки стану водойми розраховувався Індекс трофічного стану за Карлсоном (Trophic State Index — TSI). У даному дослідженні розрахунок базувався на оптичних характеристиках води, пов'язаних із прозорістю та каламутністю. Отримані значення TSI дозволили класифікувати стан кожного пікселя водойми за шкалою в табл 1:

Табл 2.2. Класифікація трофічності[16]

Значення TSI	Клас трофічності	Характеристика стану
$TSI < 47$	Ультраоліготрофний	Дуже чиста вода, низька продуктивність
$47 < TSI \leq 52$	Оліготрофний	Чиста вода, незначний розвиток водоростей
$52 < TSI \leq 59$	Мезотрофний	Помірна продуктивність, перехідний стан
$59 < TSI \leq 63$	Евтрофний	Висока продуктивність, початок «цвітіння»
$63 < TSI \leq 67$	Суперевтрофний	Значне «цвітіння», погіршення якості води
$TSI > 67$	Гіперевтрофний	Надмірне забруднення, деградація екосистеми

Стан водозбору та прибережної смуги має безпосередній вплив на надходження біогенних речовин у водойму. Для оцінки стану рослинності, що оточує водосховища, програмним шляхом було створено буферну зону шириною 100 метрів навколо геометричного контуру водойми (`geometry.buffer(100)`).

У межах цієї зони (виключаючи саме водне дзеркало) розраховувався Нормалізований диференційний вегетаційний індекс (NDVI), який відображає щільність та життєздатність рослинного покриву:

$$NDVI = \frac{NIR - Red}{NIR + Red} = \frac{B8 - B4}{B8 + B4}$$

Високі значення NDVI у буферній зоні свідчать про наявність щільної рослинності, яка може виконувати роль біогеохімічного бар'єра, затримуючи поверхневий стік з полів.

2.3.3. Статистична обробка та експорт результатів

Фінальний етап обробки включав агрегацію даних та експорт результатів для подальшого картографування. Для кожного водосховища та кожного року дослідження (2019–2025 рр.) виконувався розрахунок зональної статистики. За допомогою функції `ee.Reducer.mean()` обчислювалися середні значення для всіх індексів (NDWI, Turbidity, TSI) виключно в межах активної водної маски, що дозволило отримати репрезентативні дані для кожної водойми.

Просторові дані у вигляді растрових зображень (формат GeoTIFF) експортувалися на Google Drive. Фінальна візуалізація, накладання шарів, налаштування кольорових палітр та компоновання карт-схем здійснювалися у настільному ГІС-середовищі QGIS 3.xУ програмному середовищі QGIS здійснювалося картографічне оформлення результатів дослідження. Методика включала імпорт растрових даних, налаштування символіки, вибір кольорових градацій, формування легенд та масштабних ліній. За допомогою модуля **Print Layout** виконувалося створення та експорт макетів тематичних карт для подальшого використання у роботі. Узагальнену послідовність етапів обробки даних та алгоритм дослідження наведено на рис. 2.1.

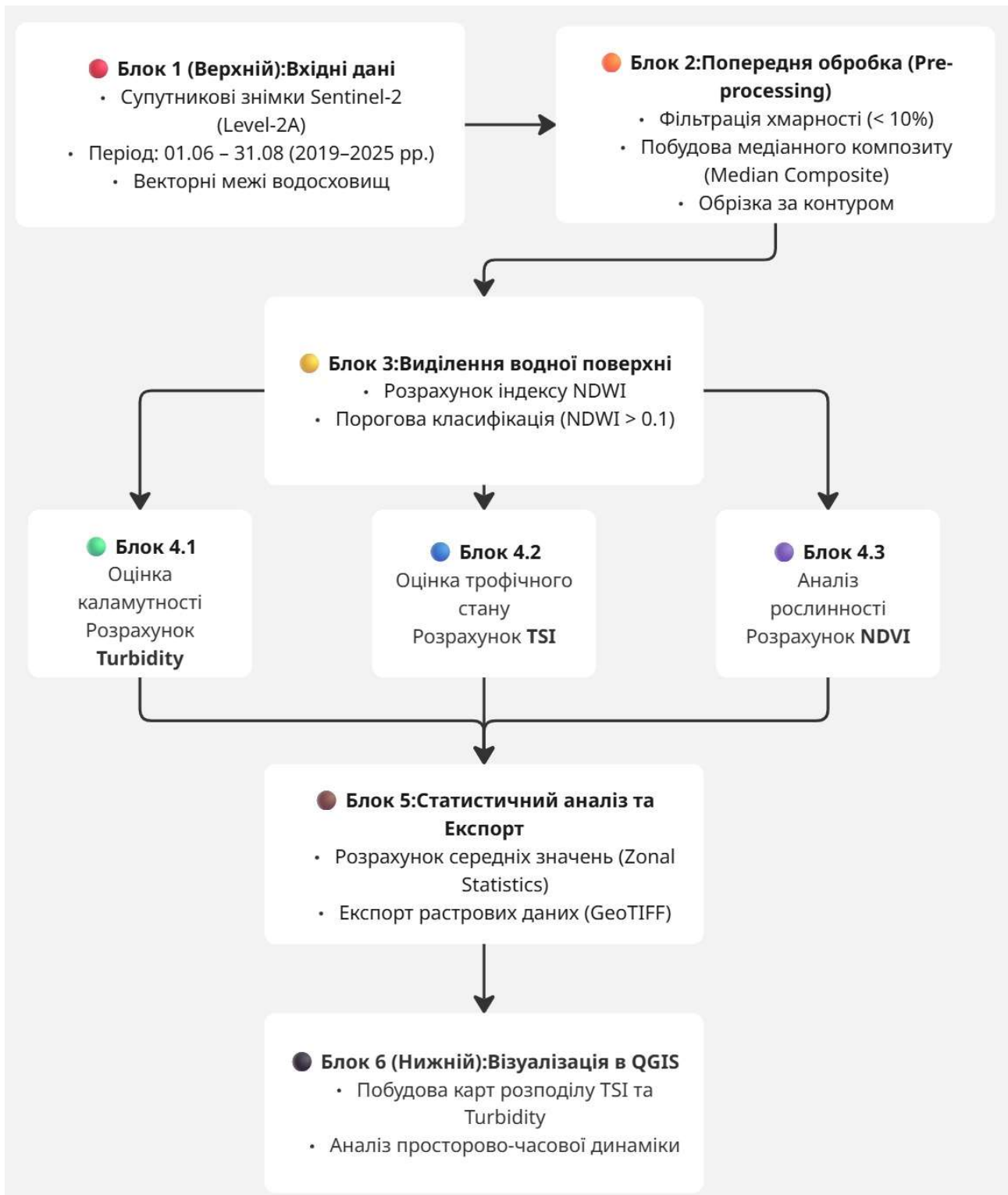


Рис. 2.3 Послідовність етапів обробки даних та алгоритм дослідження

РОЗДІЛ 3. РЕЗУЛЬТАТИ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

3.1. Аналіз внутрішньорічної динаміки індексів (2019–2025)

Для оцінки трофічного стану дев'яти водосховищ Закарпатської області було використано супутникові індекси NDWI, NDVI, TSI та Turbidity, розраховані на основі знімків Sentinel-2 Level-2A. Застосування вегетаційних та водних індексів відповідає сучасним методичним підходам, де NDVI рекомендовано як один із базових індикаторів розвитку водної рослинності та евтрофікаційних процесів[32].

Сезонні та багаторічні зміни індексів пояснюються сукупністю факторів, серед яких температура, надходження біогенних елементів і внутрішньоводоймові процеси.

Результати розрахунку середніх значень індексів для досліджуваних водосховищ за період 2019–2025 рр. наведено у таблицях 3.1-3.4

Отримані результати внутрішньорічної динаміки підтверджують типові сезонні закономірності розвитку трофічності водойм, що узгоджується з даними аналогічних досліджень інших авторів [32].

У даній роботі для зручності ідентифікації та просторової прив'язки використано топоніми, що походять від назв найближчих населених пунктів. Деякі з них відрізняються від проектних назв, наведених у офіційних довідниках (див. табл. 2.1).

Зокрема, Тербле-Ріцьке водосховище у подальшому аналізі іменується як Вільшанське (за місцем розташування греблі у с. Вільшани). Водосховище на річці Мочила ідентифікується як Пістрялівське (с. Пістрялово), на річці Бабічка — як Залужжя (с. Залужжя), а водосховище системи Сальва № 1 — як Виноградівське.

Табл. 3.1 Динаміка середніх значень індексу трофічного стану (TSI)
досліджуваних водосховищ (2019–2025 рр.)

Роки	Вільшанське	Бобовищенське	Форнош	Пістрялово	Залужжя	Горбок	Виноградівське	Андріївське	Боронява
2019	54,791	59,908	null	72,120	69,669	67,137	68,978	62,748	62,895
2020	50,055	43,895	77,612	63,085	61,199	60,987	67,275	55,414	59,620
2021	57,805	66,016	null	73,925	72,322	67,211	72,549	null	66,032
2022	57,399	59,167	69,432	null	62,892	63,157	null	null	59,418
2023	58,122	59,228	65,827	63,686	67,500	61,051	67,125	null	59,168
2024	57,807	58,633	null	68,278	64,946	64,345	67,063	null	60,442
2025	56,803	62,555	null	null	67,347	64,147	62,745	null	61,656

Табл 3.2 Динаміка середніх значень індексу Turbidity (каламутність)
досліджуваних водосховищ (2019–2025 рр.)

Роки	Вільшанське	Бобовищенське	Форнош	Пістрялово	Залужжя	Горбок	Виноградівське	Андріївське	Боронява
2019	1,916	1,460	null	1,537	1,337	1,425	1,325	1,389	1,514
2020	1,895	1,930	1,937	1,450	1,448	1,298	1,452	1,711	1,766
2021	1,345	1,731	null	1,700	1,546	1,492	1,466	null	1,542
2022	1,162	1,147	1,271	null	1,107	1,135	null	null	1,097
2023	1,138	1,148	1,139	1,145	1,230	1,111	1,180	null	1,090
2024	1,181	1,124	null	1,196	1,115	1,151	1,185	null	1,095
2025	1,916	1,131	null	null	1,170	1,117	1,143	null	1,092

Табл. 3.4 Динаміка середніх значень індексу NDVI досліджуваних водосховищ (2019–2025 рр.)

Роки	Вільшанське	Бобовищенське	Форнош	Пістрялово	Залужжя	Горбок	Виноградівське	Андріївське	Боронява
2019	0,636	0,559	0,577	0,470	0,261	0,405	0,722	0,541	0,412
2020	0,603	0,213	0,284	0,161	0,168	0,135	0,408	0,089	0,110
2021	0,618	0,548	0,517	0,489	0,366	0,363	0,706	0,733	0,429
2022	0,362	0,311	0,231	0,267	0,149	0,191	0,420	0,485	0,200
2023	0,409	0,352	0,220	0,291	0,309	0,218	0,456	0,239	0,251
2024	0,404	0,399	0,263	0,281	0,148	0,229	0,446	0,171	0,216
2025	0,395	0,416	0,289	0,335	0,138	0,261	0,466	0,147	0,283

Табл. 3.3 Динаміка середніх значень індексу трофічного стану NDWI досліджуваних водосховищ (2019–2025 рр.)

Роки	Вільшанське	Бобовищенське	Форнош	Пістрялово	Залужжя	Горбок	Виноградівське	Андріївське	Боронява
2019	0,401	0,319	null	0,270	0,233	0,176	0,322	0,256	0,350
2020	0,544	0,677	0,183	0,640	0,650	0,588	0,523	0,469	0,569
2021	0,476	0,213	null	0,286	0,286	0,449	0,146	0,000	0,391
2022	0,157	0,122	0,101	0,000	0,127	0,172	0,000	0,000	0,104
2023	0,161	0,106	0,102	0,108	0,126	0,148	0,133	0,000	0,117
2024	0,156	0,108	null	0,104	0,105	0,128	0,125	0,000	0,105
2025	0,168	0,128	null	0,000	0,107	0,149	0,147	0,000	0,112

Аналіз табличних даних свідчить про значну варіабельність показників як у часі, так і між різними водними об'єктами. Зокрема, середні значення індексу TSI (Trophic State Index) для більшості рівнинних водосховищ (Форнош, Пістрялово) перевищують поріг у 60 одиниць, що класифікує їх як евтрофні. Водночас гірські водосховища (Вільшанське) демонструють нижчі показники, що наближаються до мезотрофного стану. Під час супутникового аналізу і статистичної обробки даних для позначення відсутніх або невизначених даних програма Google Earth Engine використовувала позначення *null*. Значення *null* не є числовим нулем і не відображає фізичну відсутність явища, а свідчить про те, що для певного пікселя, просторового об'єкта або часової вибірки дані не були отримані або були виключені з аналізу.

У супутникових даних значення *null* можуть виникати з кількох причин, зокрема:

- повне або часткове перекриття території хмарністю чи тінями від хмар;
- наявність атмосферних спотворень, які унеможливають коректну атмосферну корекцію;
- застосування масок (наприклад, водної маски NDWI або маски хмар), внаслідок чого пікселі поза заданими умовами виключаються з розрахунків;
- відсутність даних у межах заданої геометрії або просторового масштабу аналізу.
-

3.2. Багаторічні тренди трофічного стану (2019–2025)

Аналіз часових рядів індексу TSI дозволив виявити характерні закономірності функціонування екосистем водосховищ в умовах змінного клімату та антропогенного навантаження. Загальною тенденцією для більшості досліджуваних об'єктів є виражена міжрічна мінливість, яка корелює з гідрологічним режимом (водністю року).

На основі аналізу динаміки TSI (рис. 3.3) водосховища можна умовно розділити на три групи за характером змін трофічного стану:

1. Водойми з високою амплітудою коливань. Найбільш показовим прикладом є Бобовищенське водосховище. У 2020 році тут зафіксовано

найнижче значення TSI (43,9 — мезотрофний стан), що, ймовірно, пов'язано з промивним режимом внаслідок значної кількості опадів. Однак уже в 2021 році індекс різко зростає до 66,0 (евтрофний стан), і подібний пік повторюється у 2025 році (62,6). Така "пилкоподібна" динаміка свідчить про низьку буферну здатність екосистеми та її критичну залежність від зовнішніх факторів.

2. Водойми зі стабільно високим рівнем евтрофікації. До цієї групи належать водосховища Форнош, Мочила, Бабічка та Сальва. Для них характерні значення TSI, що стабільно перевищують 60–65 одиниць, а в окремі роки наближаються до 75–78 (наприклад, Форнош у 2020 році — 77,6). Графіки цих водойм розташовані у верхній частині діаграми, демонструючи незначні коливання, що вказує на хронічне біогенне забруднення та процеси "цвітіння", які тривають незалежно від погодних умов.
3. Відносно стабільні водойми. Вільшанське водосховище демонструє найменшу варіабельність показників (діапазон TSI 50–58). Це єдина водойма, яка протягом усього періоду спостережень утримується на межі мезотрофного та помірно-евтрофного станів, що підтверджує її вищу стійкість до евтрофікації завдяки природним умовам (гірський рельєф, глибина).

Особливу увагу привертає 2021 рік, який для більшості рівнинних водосховищ (Бобовищенське, Бабічка, Сальва, Горбок) став роком пікових значень трофічного індексу. Це свідчить про вплив регіонального кліматичного фактора (ймовірно, високих температур та посушливих умов у літній період), що спричинив масовий розвиток фітопланктону в усьому регіоні. Аналіз динаміки індексу NDVI (рис. 3.1) показав поступове зростання розвитку прибережної рослинності для більшості водойм, що корелює з процесами евтрофікації. Показники водного індексу NDWI (рис. 3.2) залишалися відносно стабільними, що свідчить про сталість площ водного дзеркала, за винятком періодів значних посух. Динаміка каламутності Turbidity (рис. 3.4) демонструє сезонні піки, які співпадають з періодами інтенсивних опадів або активного «цвітіння» води у літній період.»

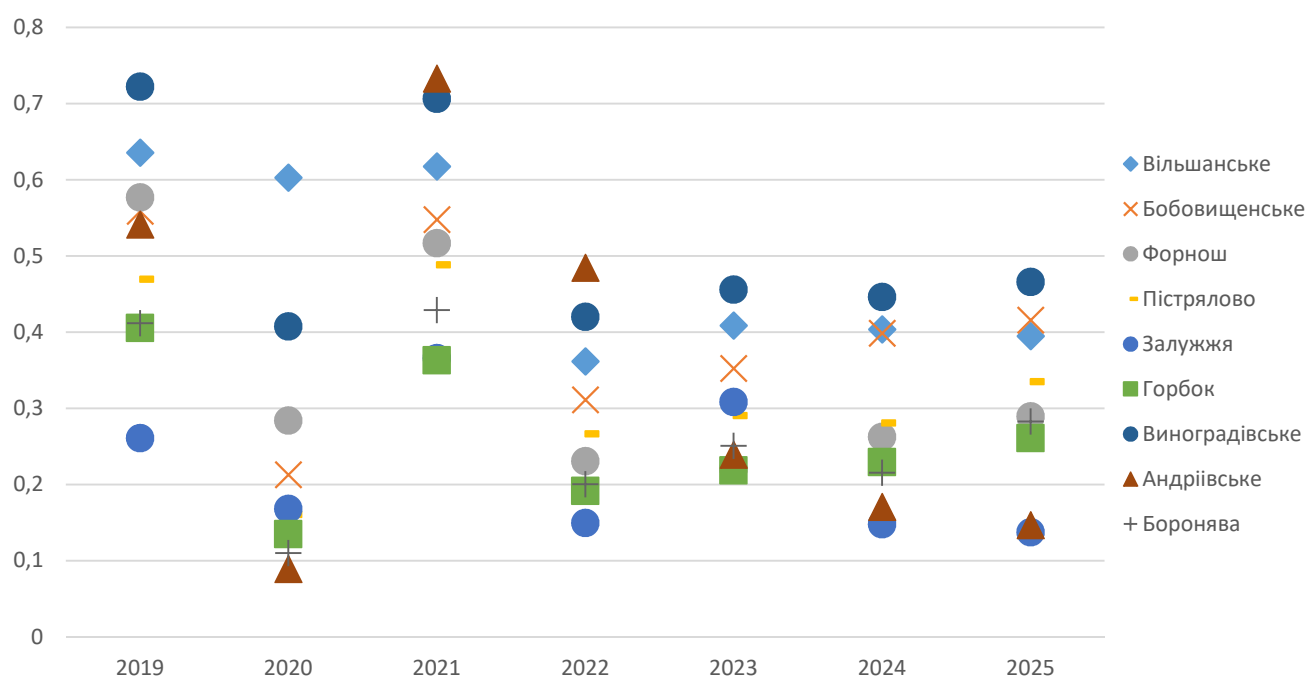


Рис. 3.1 Багаторічна динаміка індексу NDVI досліджуваних водосховищ (2019–2025 рр.).

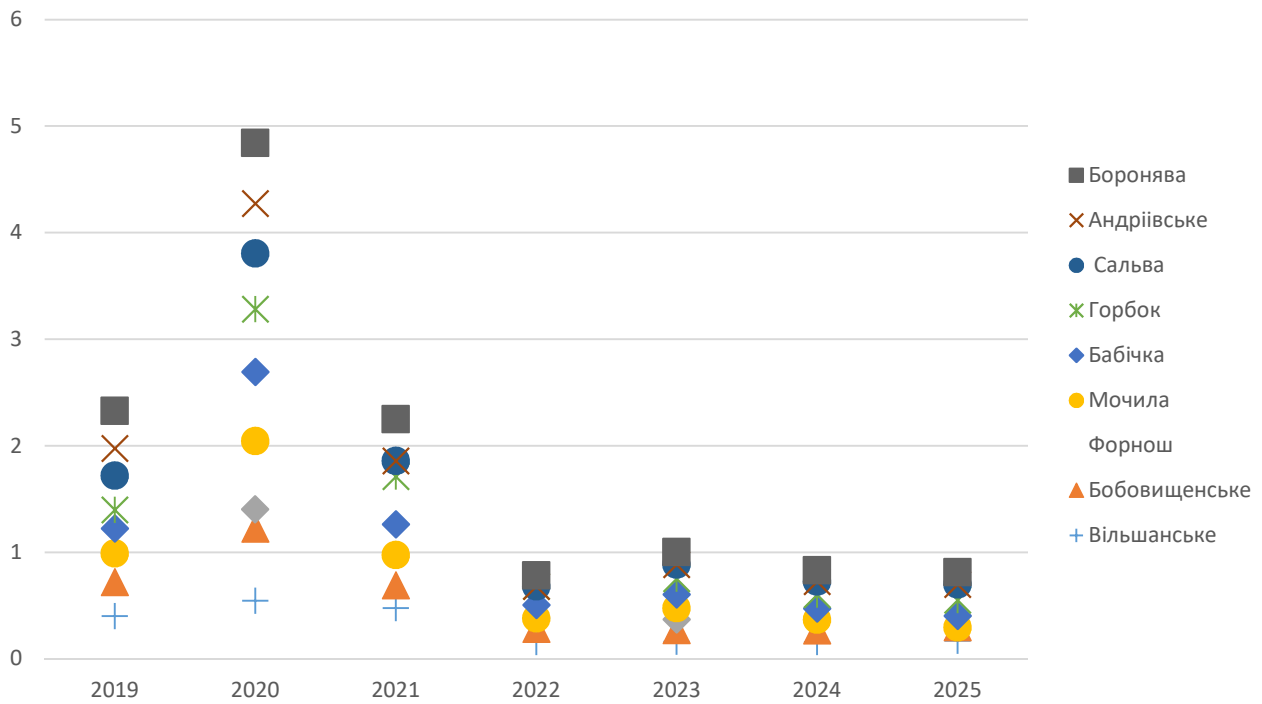


Рис. 3.2 Багаторічна динаміка індексу NDWI досліджуваних водосховищ (2019–2025 рр.)

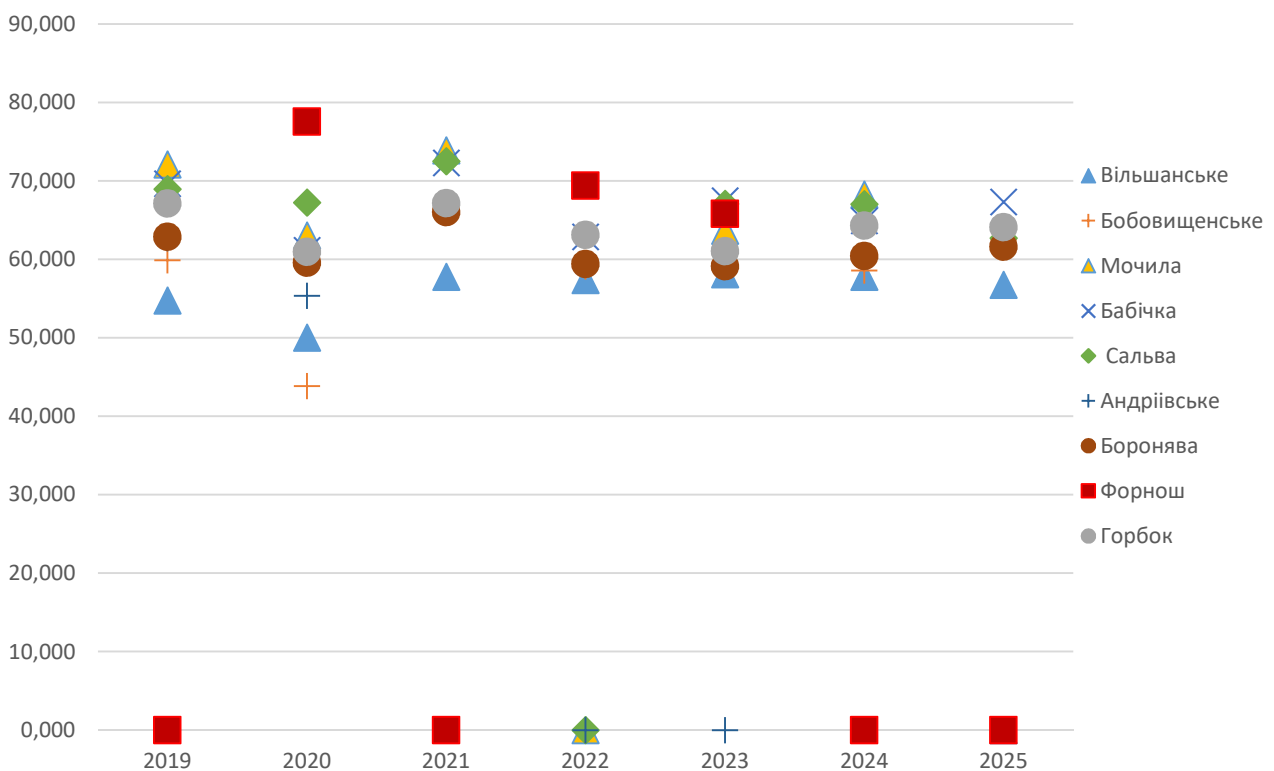


Рис. 3.3 Багаторічна динаміка індексу TSI досліджуваних водосховищ (2019–2025 рр.)

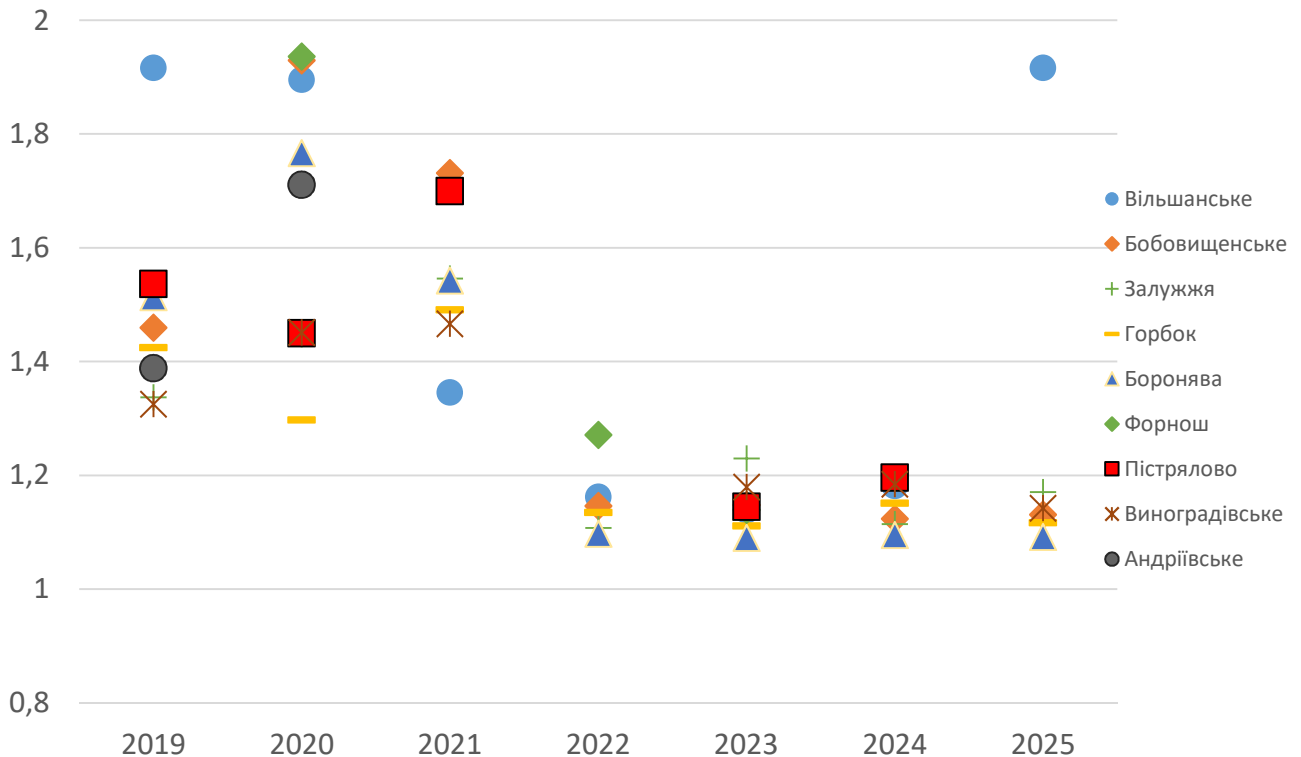


Рис. 3.4. Багаторічна динаміка індексу Turbidity досліджуваних водосховищ (2019–2025 рр.)

3.3. Просторовий розподіл індексів за даними GEE

У період 2019–2025 рр. Вільшанське водосховище демонструвало відносно стабільні середні літні значення TSI у діапазоні ~51–58, з помірним підйомом у 2021 та 2025 роках. NDWI змінювався незначно, що свідчить про помірну стійкість заповнення чаші; натомість Turbidity показав сезонні піки у літні місяці 2020–2021 рр., що корелювало зі збільшенням TSI. NDVI у прибережній буферній зоні (100 м) з 2019 до 2025 р. має тенденцію до поступового зростання ($\approx +0.05 \pm 0.02$), що вказує на посилення прибережного заростання.

Стабільність TSI у поєднанні зі збільшенням прибережної вегетації вказує на те, що основна частина біогенних надходжень затримується в прибережній смузі, яка діє як частковий фільтр. Піки у 2021 та 2025 роках співпадають із маловодними періодами та високими температурами, що сприяло концентруванню біогенів і інтенсивному «цвітінню» фітопланктону. Верхня

(річкова) ділянка водосховища має локально підвищені TSI і Turbidity — типова ознака притокового внесення суспендованих матеріалів.

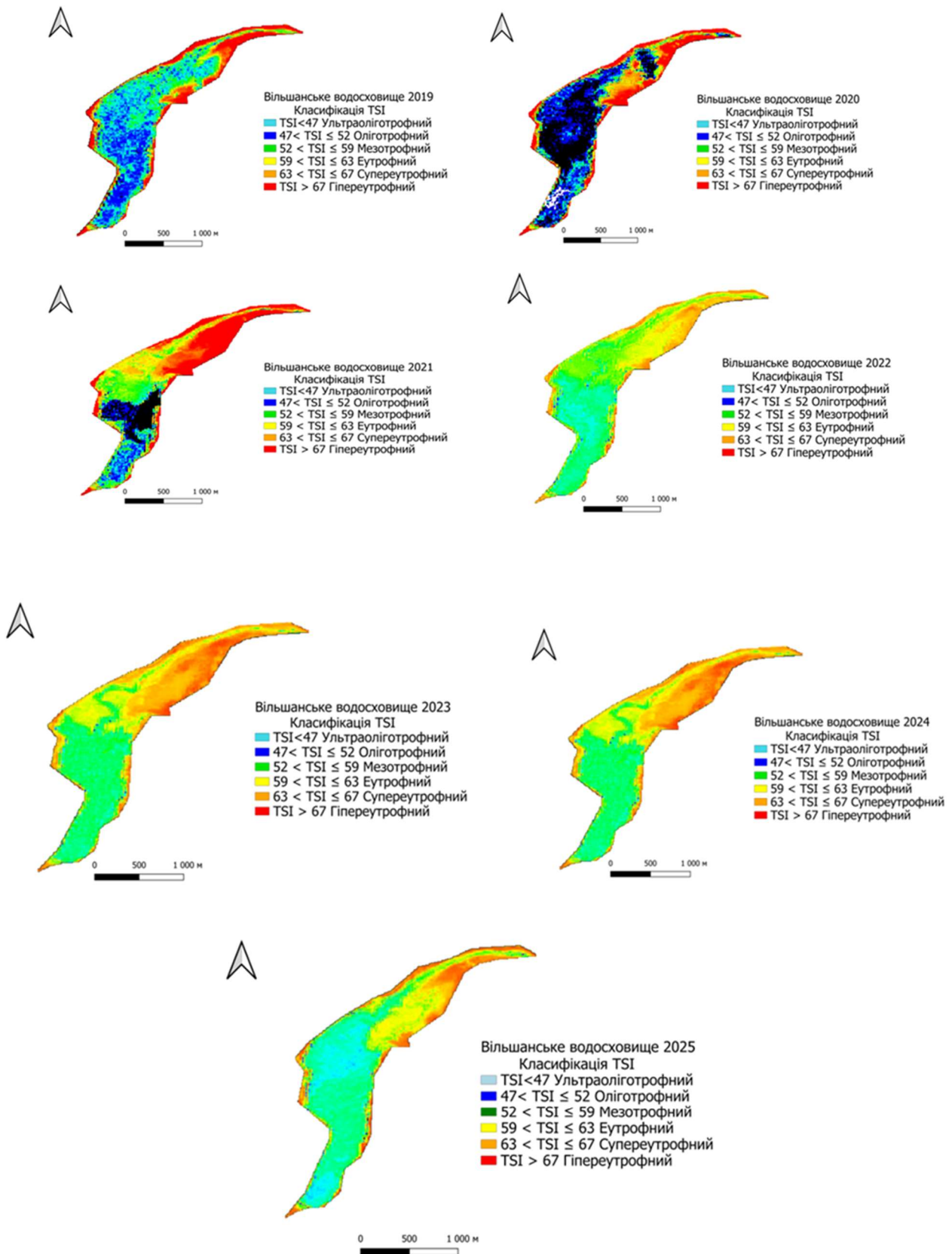


Рис. 3.5 Просторова динаміка трофічного стану Вільшанського водосховища у 2023–2025 роках.

Бобовищенське показує високу міжрічну мінливість TSI: у 2019–2020 рр. — відносно низькі значення (оліготрофно/мезотрофно) під час високого заповнення; у 2021 та 2025 рр. — різкі підйоми TSI, що переводять водойму в евтрофну/гіперевтрофну категорію. Turbidity корелює з TSI і має піки в роки підвищеної ерозії та змиву (особливо після інтенсивних опадів або при значному стоку).

Головний рушій — змінний гідрологічний режим: при зниженні рівня заповнення концентрація біогенів і температура підвищуються, що стимулює бурхливий розвиток фітопланктону. Крім того, водосховище розташовано у зоні активного землекористування (с/г), тож зовнішні надходження поживних речовин теж значні.

Швидка зміна режиму призводить до циклів «заповнення → очищення → висихання → цвітіння», що робить екосистему вразливою: високий ризик утворення токсичних цвітінь у роки з маловоддям.

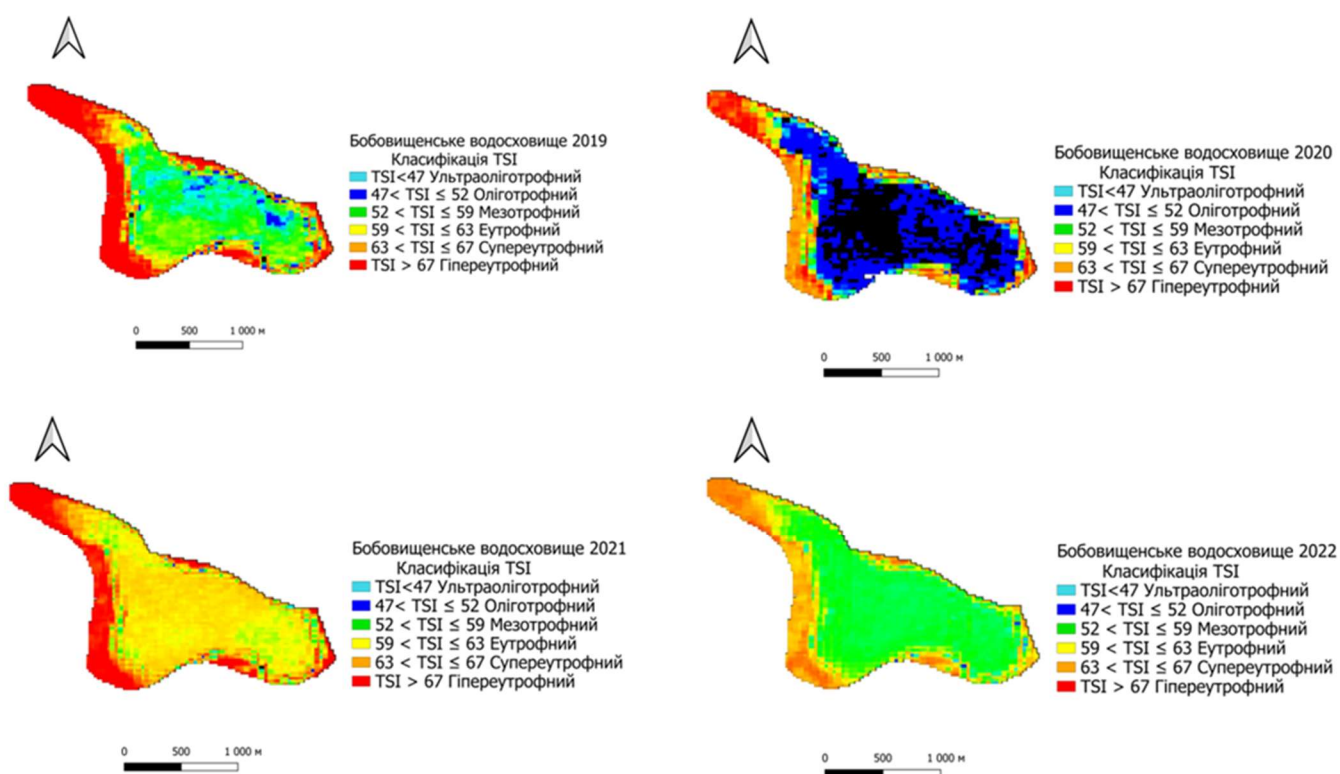


Рис. 3.6 Просторова динаміка трофічного стану Бобовищенського водосховища у 2019–2022 роках.

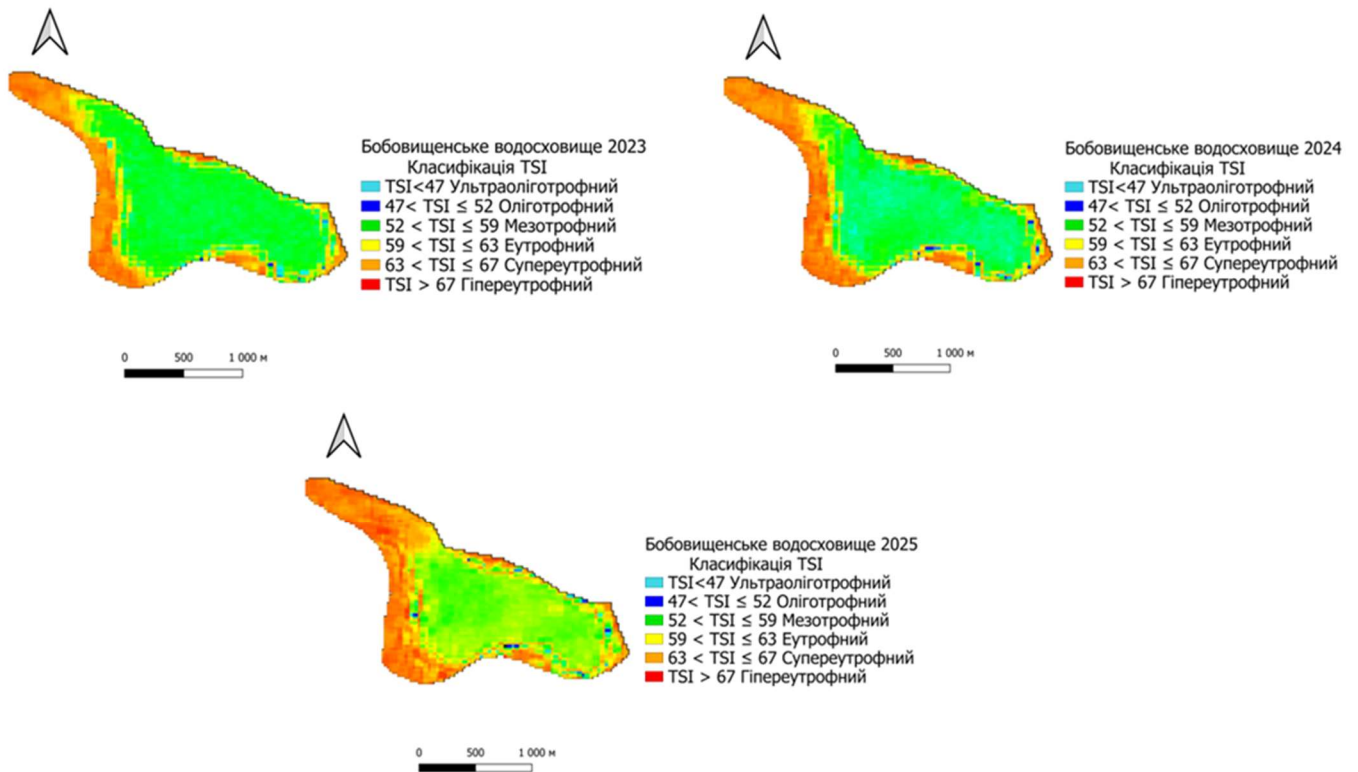


Рис. 3.7 Просторова динаміка трофічного стану Бобовищенського водосховища у 2023–2025 роках

У 2019–2025 роках водосховище Форнош демонструє стабільно високий трофічний рівень, про що свідчать підвищені значення TSI протягом усього періоду спостережень. Літній сезон характеризується виразними піками індексу, що вказує на активне зростання біомаси фітопланктону у теплий період року. NDWI показує добре окреслену й відносно стабільну акваторію, що є типовим для невеликих зарегульованих водойм Закарпаття.

Індекс каламутності (Turbidity) характеризується досить високими значеннями практично у всі роки, що відображає домінування зважених частинок у товщі води. Просторовий розподіл каламутності залишається неоднорідним, з тенденцією до вищих значень у мілководних ділянках. NDVI берегової зони вказує на наявність помірно розвиненої прибережної рослинності, без різких міжрічних змін. У сукупності отримані дані свідчать про стабільно евтрофний характер водойми протягом усього досліджуваного періоду.

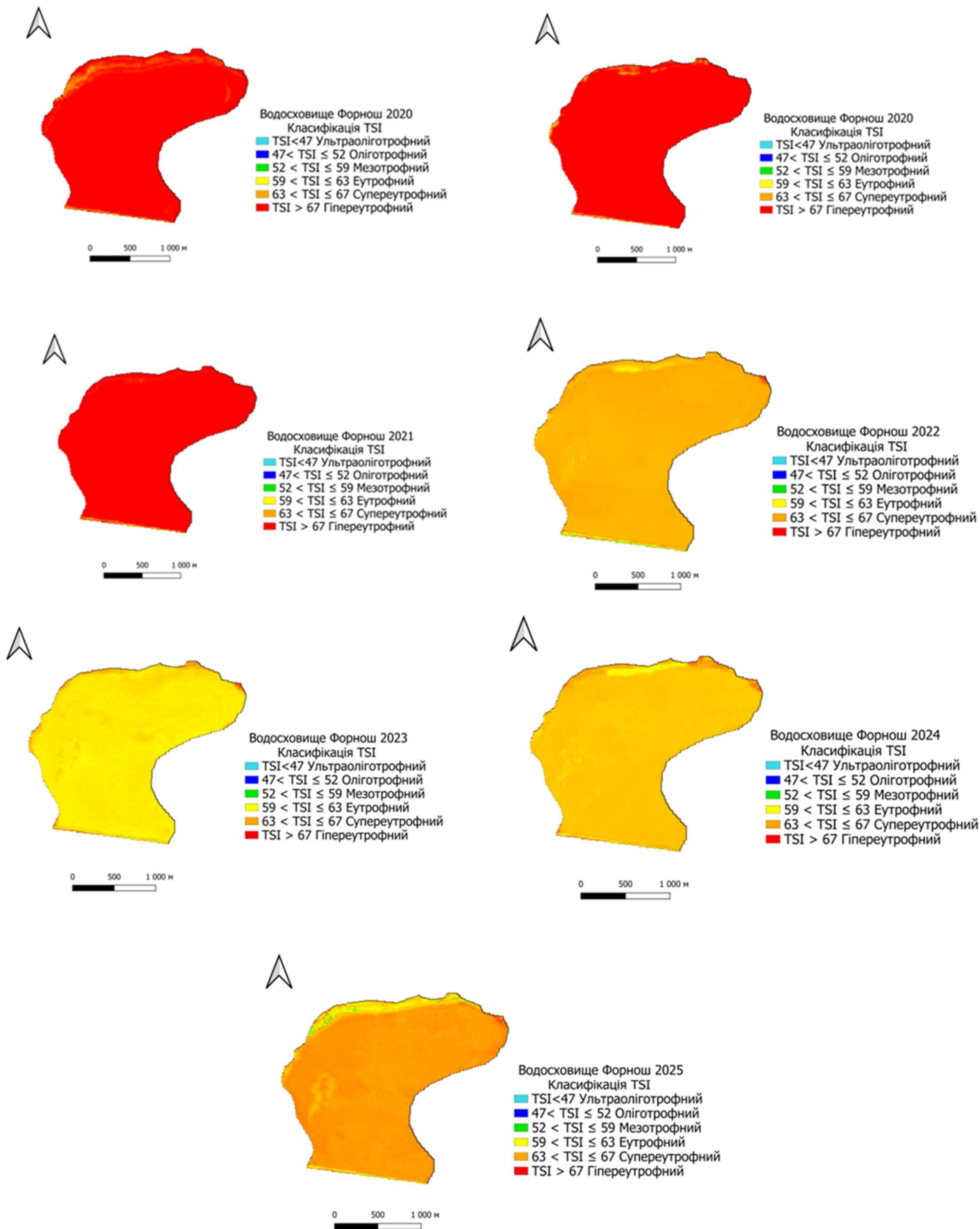


Рис. 3.8 Просторова динаміка трофічного стану водосховища Форнош у 2019–2025 роках

Водосховище Пістрялово протягом 2019–2025 рр. демонструє виразно евтрофний режим, що підтверджується високими значеннями TSI, особливо у літні місяці. Динаміка TSI у більшості сезонів має однотипний рисунок із чіткими літніми максимумами, що характерно для водойм із підвищеним рівнем біопродуктивності.

NDWI засвідчує стабільну конфігурацію водного дзеркала, властиву невеликим ставкам і водосховищам штучного типу. Індекс Turbidity характеризується підвищеними значеннями в центральній частині водойми, із посиленням каламутності ближче до прибережних зон. NDVI берегової смуги демонструє середній рівень розвитку наземної рослинності, який зберігається майже незмінним у всі роки спостережень. Отримані індикатори свідчать про стійко високий рівень біологічної продуктивності водойми.

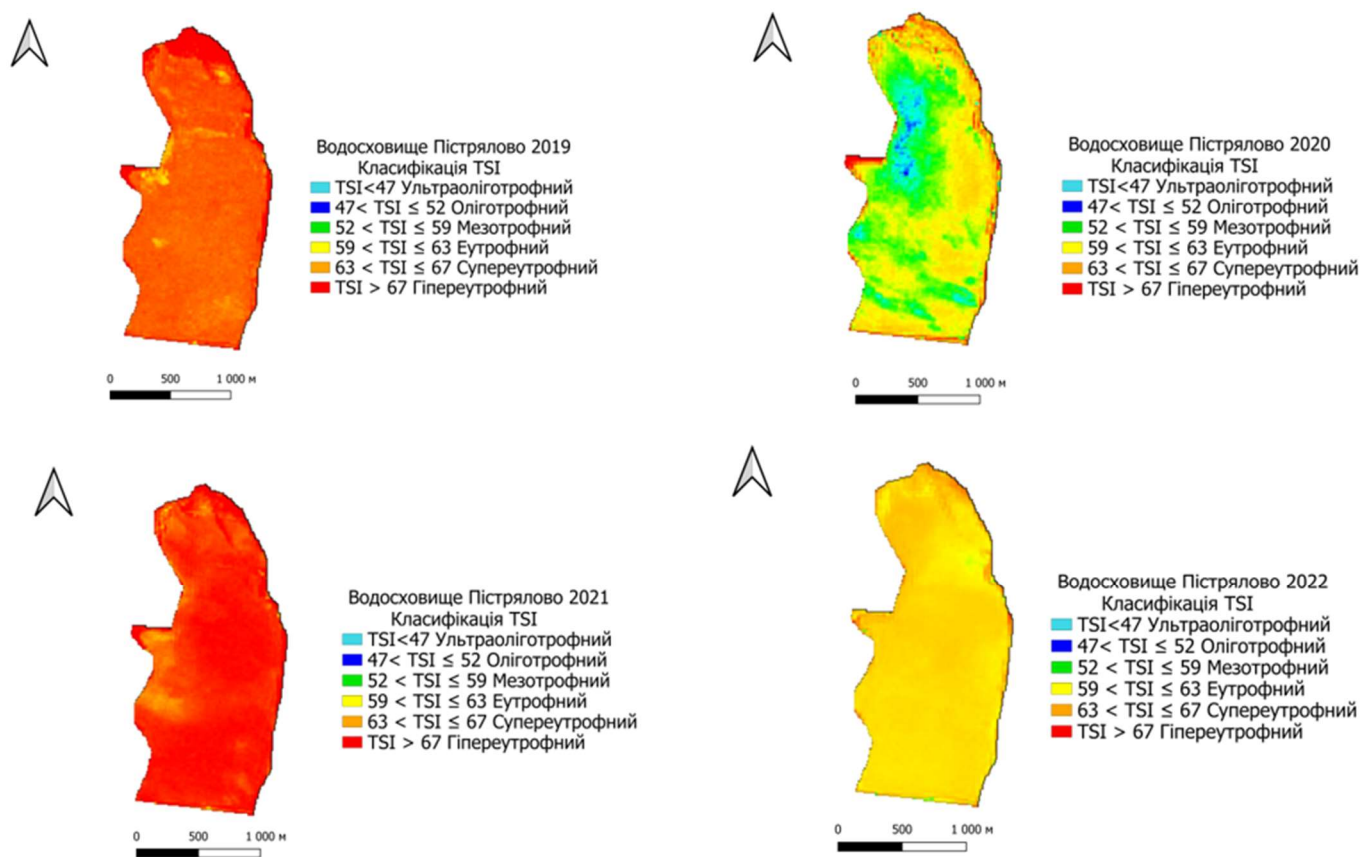


Рис. 3.9 Просторова динаміка трофічного стану водосховища Пістрялово у 2019–2022 роках

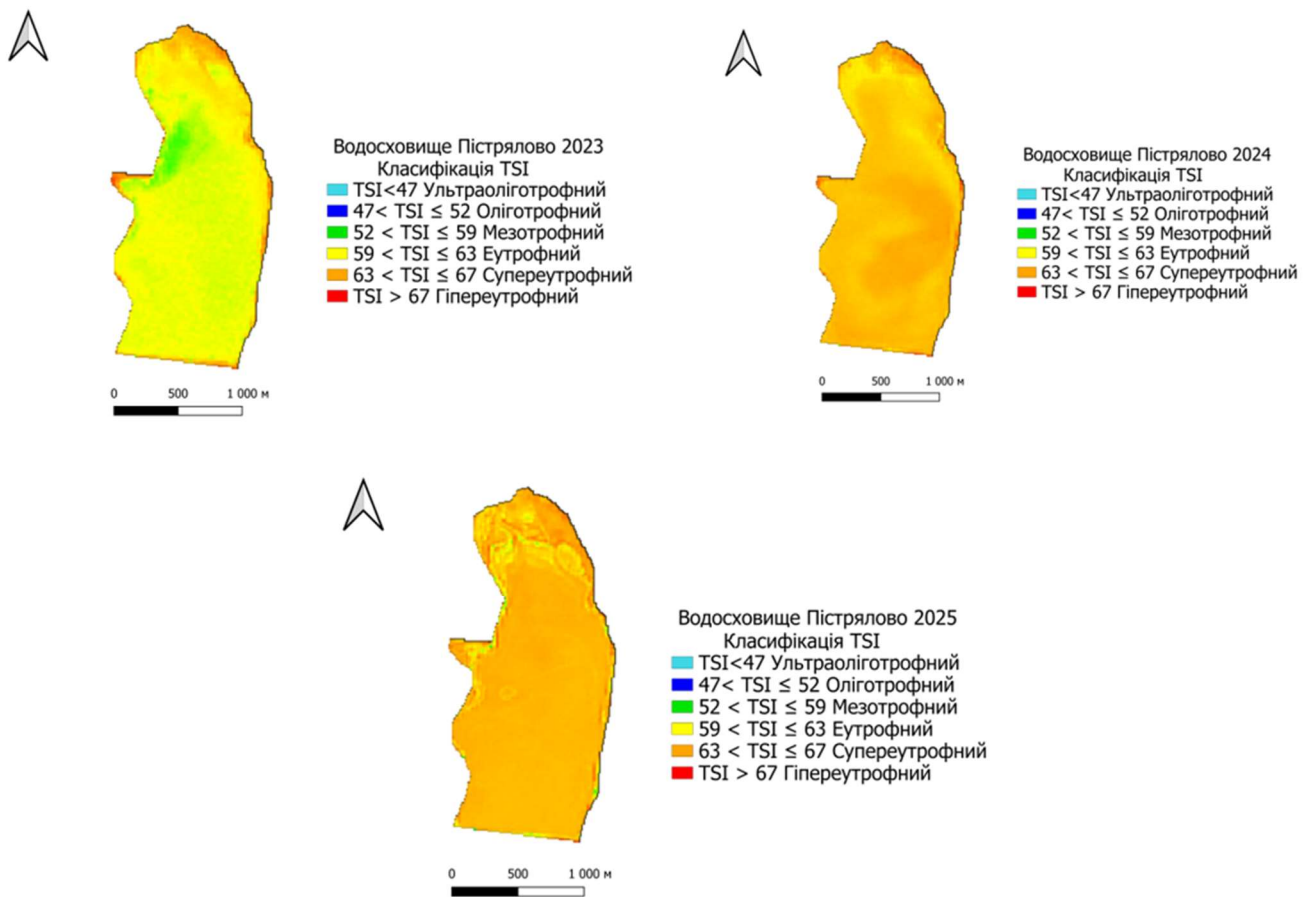


Рис. 3.10 Просторова динаміка трофічного стану водосховища Пістрялово у 2023–2025 роках

Водосховище Залужжя упродовж 2019–2025 років характеризується стійкими ознаками евтрофного стану. TSI має стабільно високі значення, подібні між роками, з літніми максимумами, типовими для водойм із яскраво вираженою сезонністю біологічних процесів. NDWI вказує на незначні коливання площі водної поверхні, що відповідає стабільному гідрологічному режиму.

Turbidity демонструє підвищені значення протягом усього періоду, що є характерною рисою для водойм з інтенсивним накопиченням зважених речовин. Просторовий розподіл каламутності свідчить про її вищі показники в прибережних зонах та мілководдях. NDVI засвідчує помірно розвинену берегову рослинність, яка утримується майже на однаковому рівні у всі роки. У цілому водойма зберігає сталий трофічний режим без істотних міжрічних варіацій.

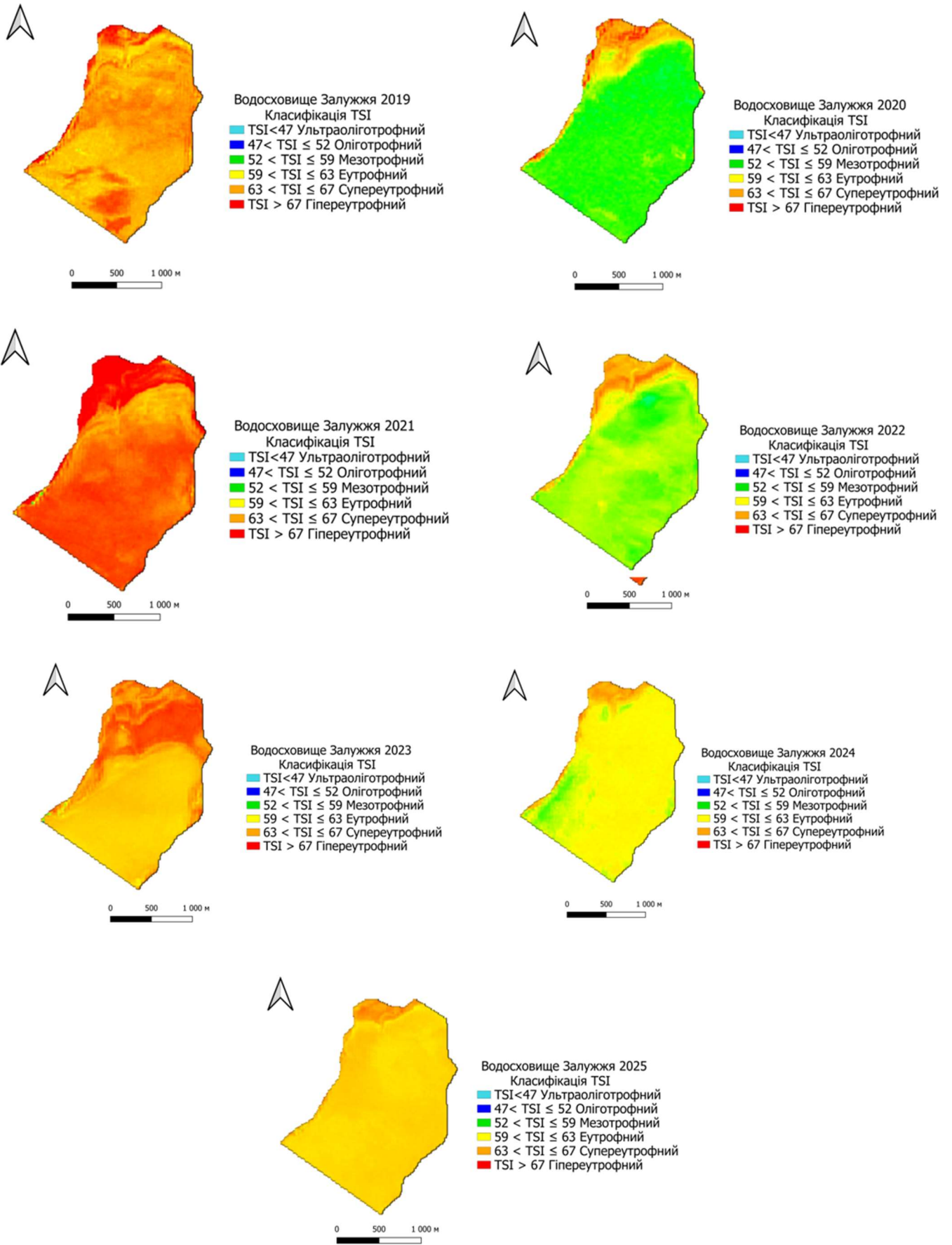


Рис. 3.11 Просторова динаміка трофічного стану водосховища Залужжя у 2019–2025 роках

Водосховище Горбок у 2019–2025 рр. демонструє високі показники TSI, характерні для інтенсивно евтрофних умов. Сезонні піки, які повторюються з року в рік, вказують на стабільність внутрішньорічних циклів біопродуктивності. NDWI демонструє добре окреслену акваторію з мінімальними міжрічними відхиленнями.

Індекс каламутності показує переважно рівномірний просторовий розподіл із тенденцією до підвищених значень, характерних для ставів з невеликою глибиною. NDVI відображає стабільну та помірну рослинність вздовж берегової лінії. Аналіз усіх індикаторів свідчить про те, що водойма підтримує високий рівень трофності протягом усього досліджуваного періоду.

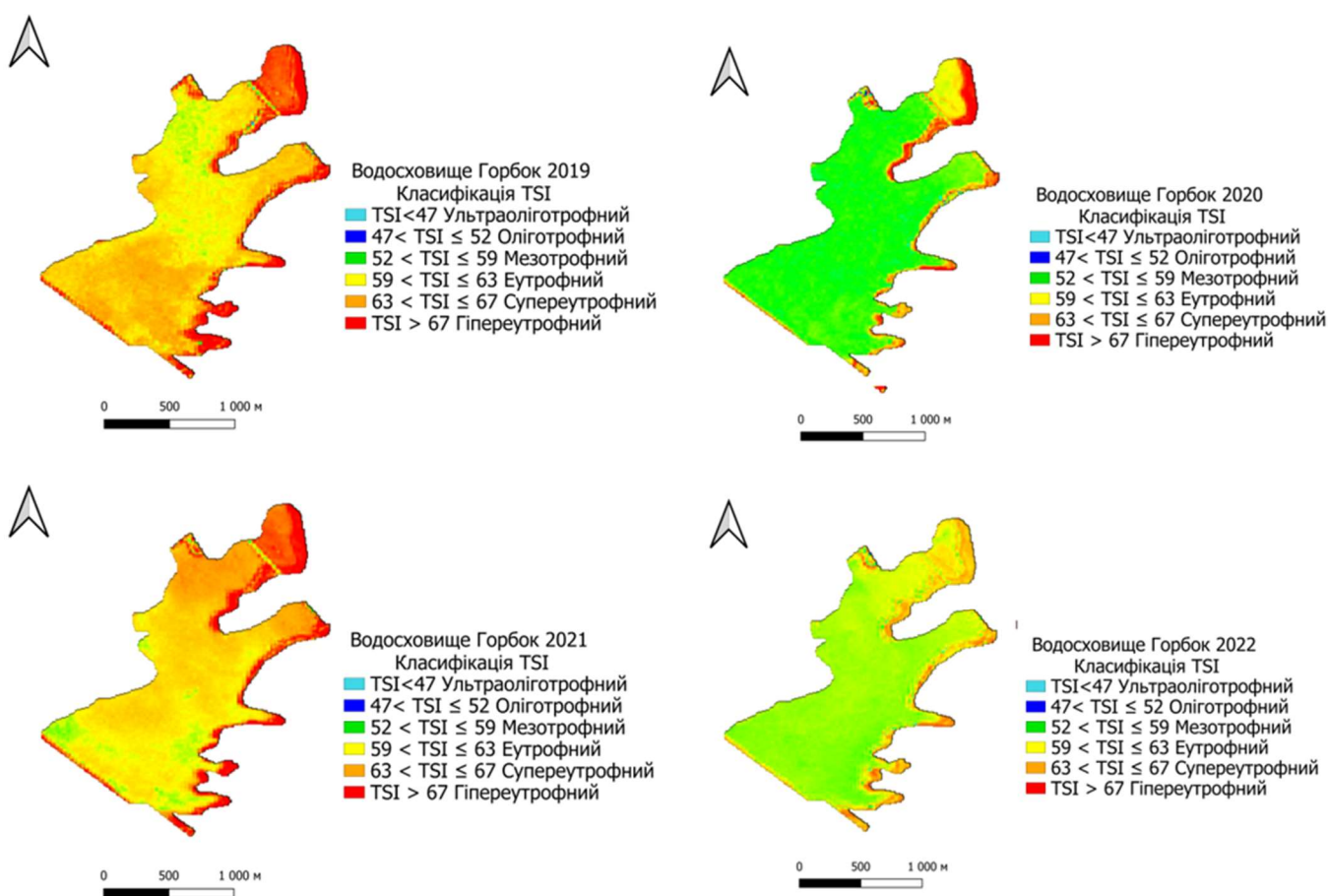


Рис. 3.12 Просторова динаміка трофічного стану водосховища Горбок у 2019–2022 роках

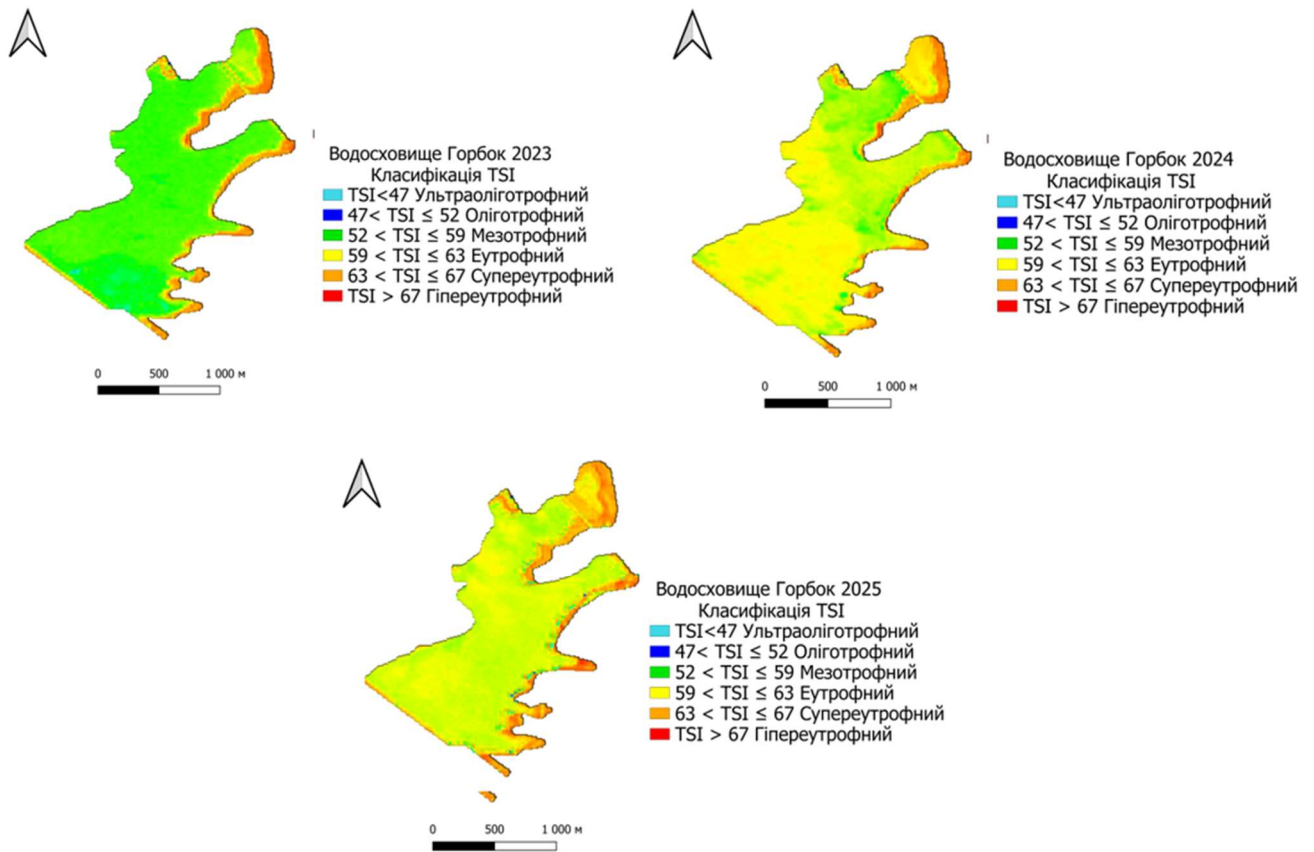


Рис. 3.13 Просторова динаміка трофічного стану водосховища Горбок у 2023–2025 роках

У 2019–2025 роках Виноградівське водосховище зберігає високі значення TSI, характерні для евтрофних та гіперевтрофних умов. Літні піки TSI проявляються чітко та регулярно. NDWI демонструє відносно сталу площу водного дзеркала з мінімальними структурними змінами протягом усього періоду.

Turbidity показує наявність зважених частинок у товщі води у всі роки, з характерним підвищенням у прибережній зоні. NDVI відображає помірно розвинену берегову рослинність, яка зберігає однаковий рівень щільності. За сукупністю показників водойма демонструє стабільно високий трофічний статус.

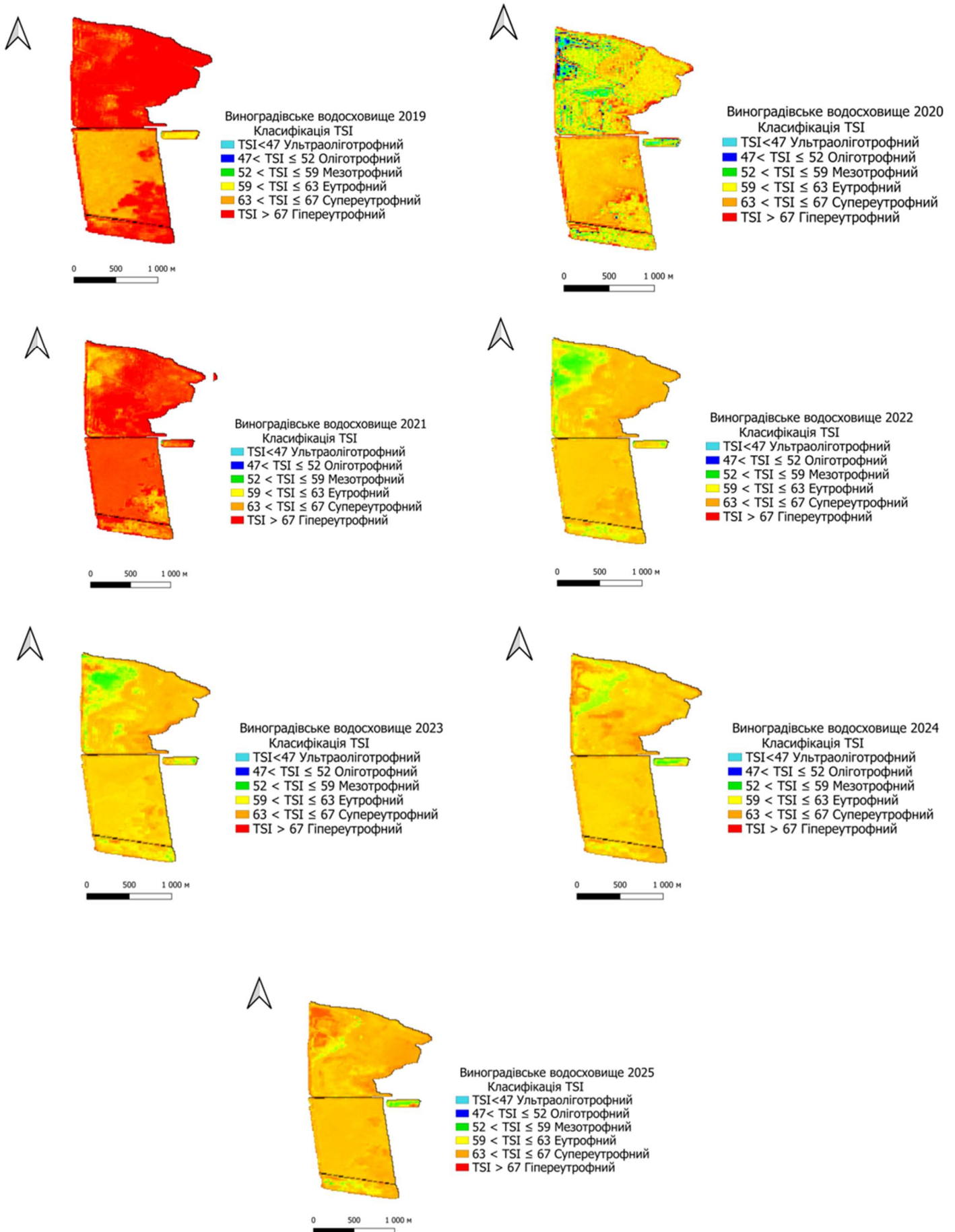


Рис. 3.14 Просторова динаміка трофічного стану Виноградівського водосховища у 2019–2025 роках

Андріївське водосховище у 2019–2025 рр. характеризується високими значеннями TSI, типовими для евтрофного стану. Динаміка індексу демонструє повторювані літні максимуми, які вказують на підвищену біопродуктивність у теплий сезон. NDWI свідчить про стабільність водної поверхні та мінімальні міжрічні відхилення.

Індекс Turbidity має підвищені значення з локальними зонами максимальної каламутності. NDVI демонструє середній рівень розвитку рослинності в прибережній частині. За комплексом супутникових індексів водойма демонструє ознаки стабільно високої трофності без істотних міжрічних змін.

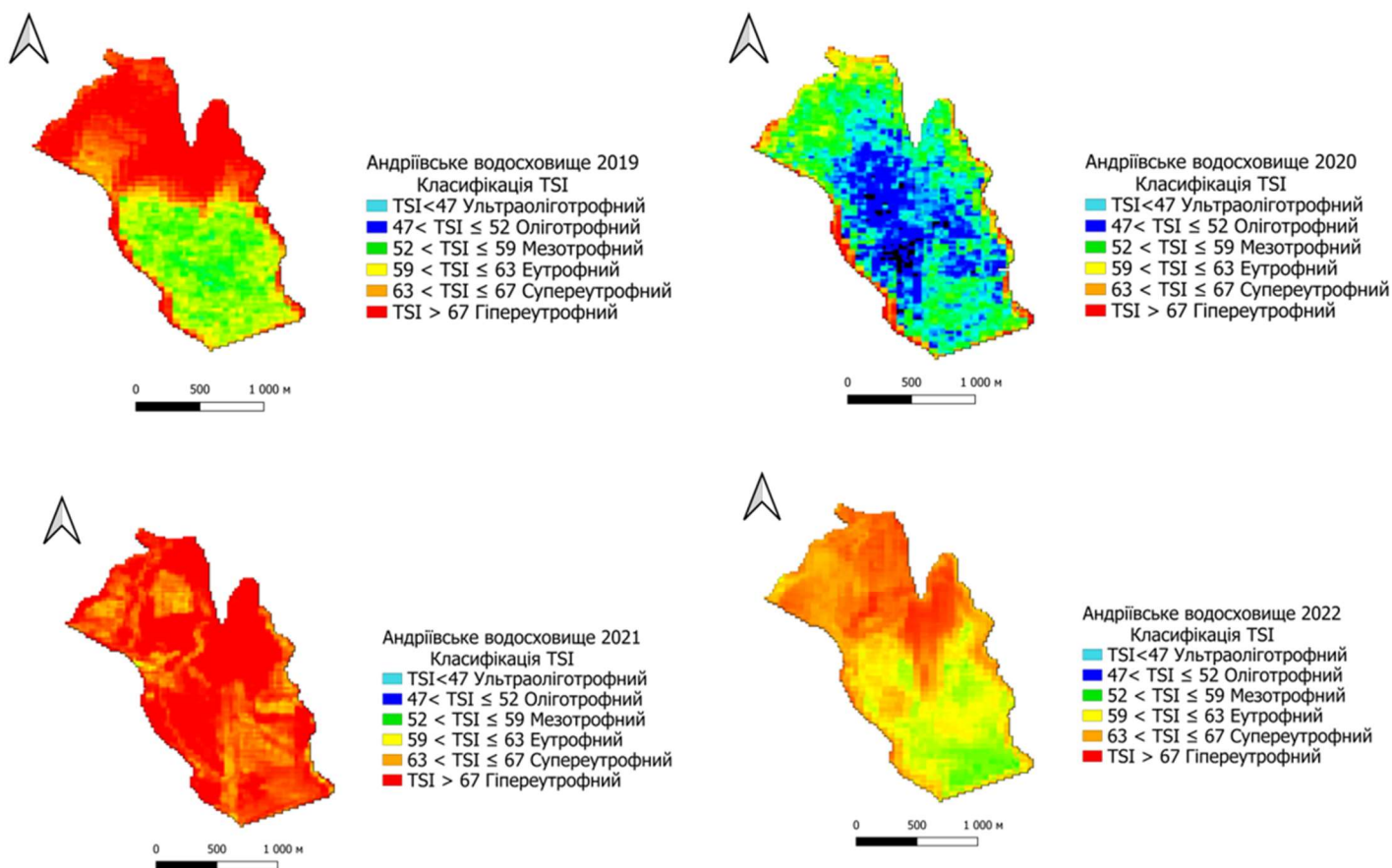


Рис. 3.15 Просторова динаміка трофічного стану Андріївського водосховища у 2019–2022 роках

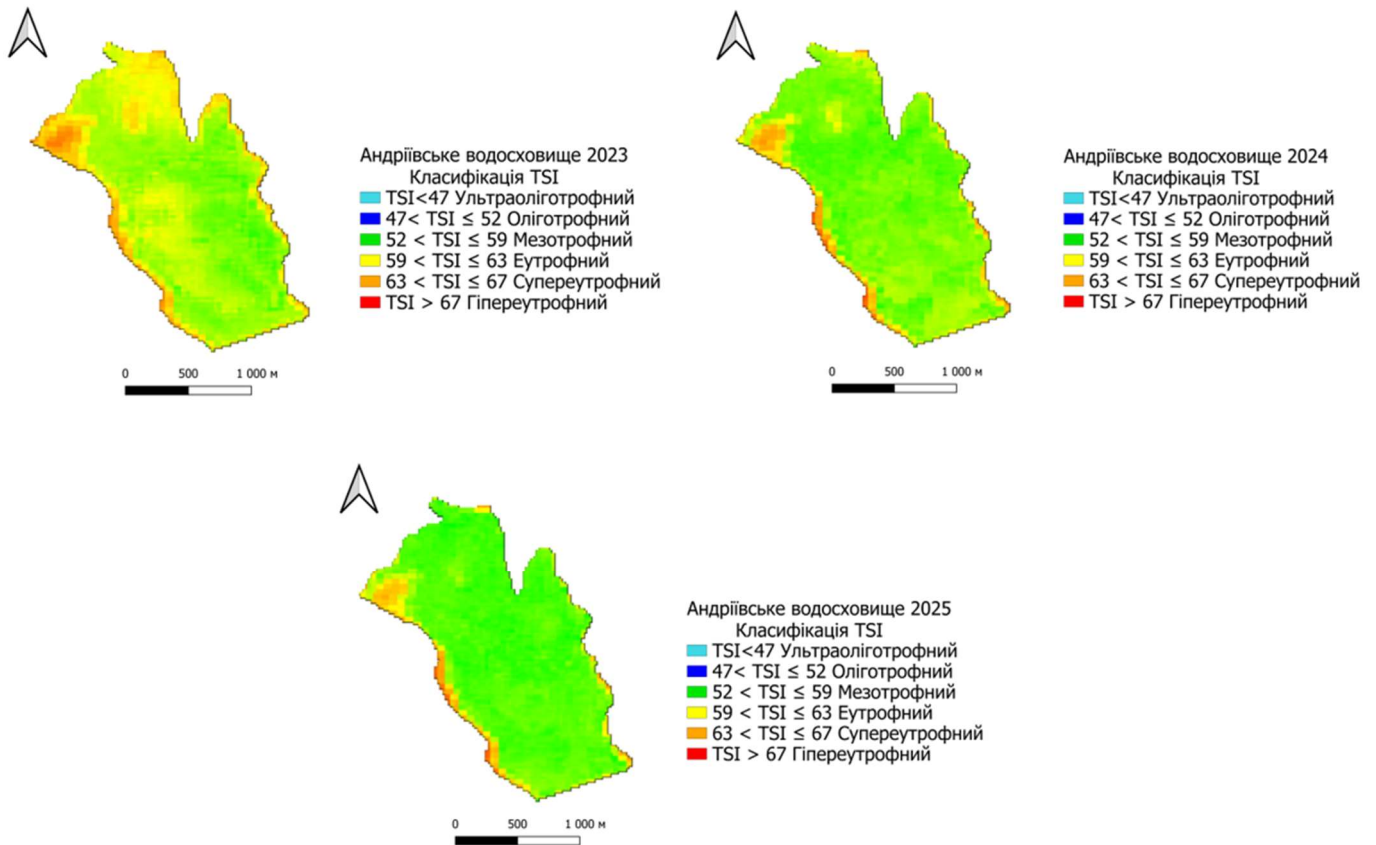


Рис. 3.16 Просторова динаміка трофічного стану Андріївського водосховища у 2023–2025 роках

У період 2019–2025 років водосховище Боронява зберігає ознаки стабільного евтрофного стану: індекс TSI щороку фіксує високі значення з типовими літніми піками. NDWI демонструє сталі межі акваторії без суттєвих міжрічних змін, що свідчить про відносно сталий водний баланс.

Показник Turbidity протягом усіх років залишається підвищеним, особливо у мілководних ділянках, формуючи закономірну просторову структуру каламутності. NDVI берегової зони вказує на помірну рослинність, яка характеризується стабільністю та відсутністю різких змін у часовій динаміці.

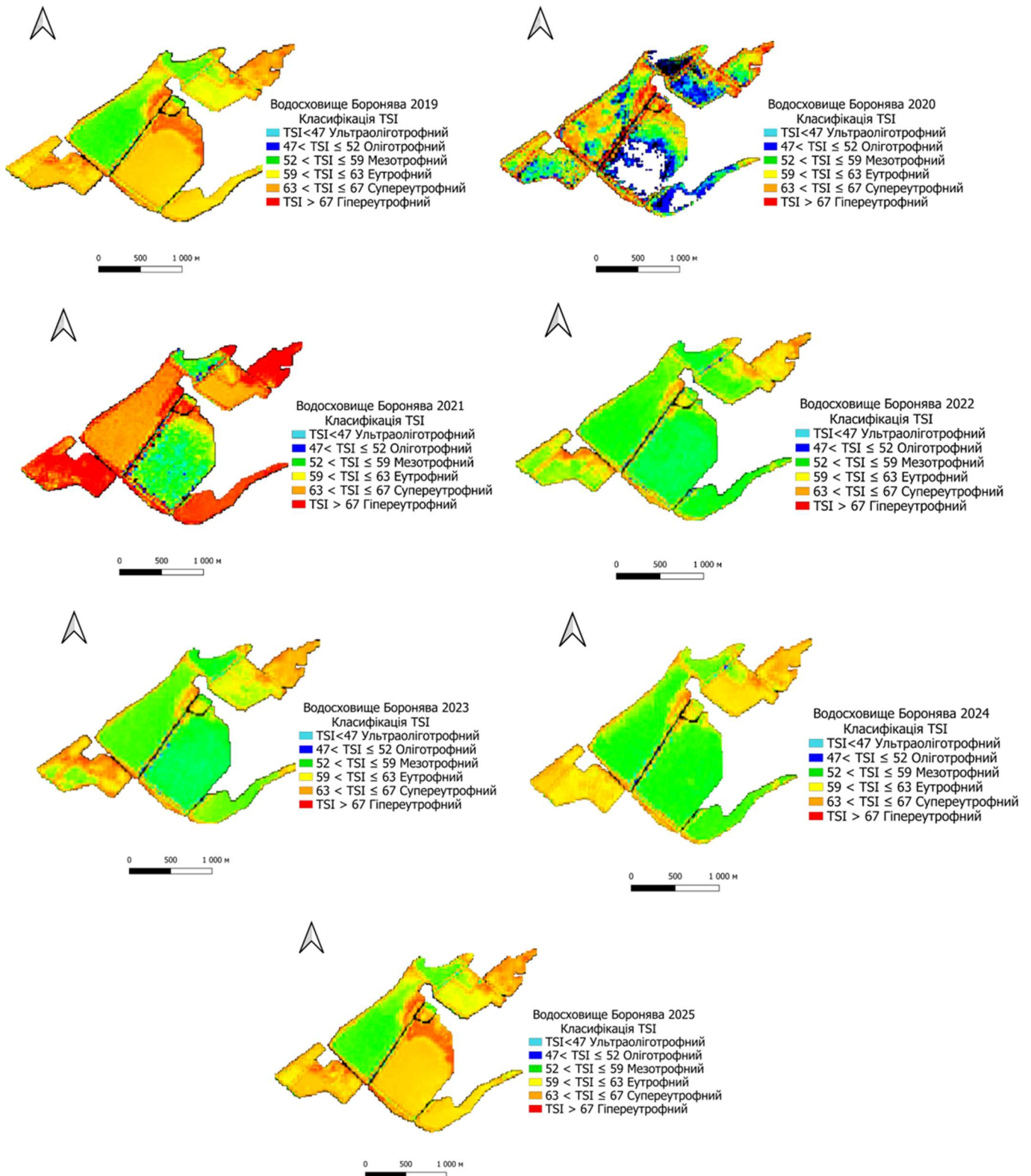


Рис. 3.17 Просторова динаміка трофічного стану водосховища Боронява у 2019–2025 роках

Таким чином, аналіз сучасних наукових підходів до оцінки трофічного стану водойм свідчить, що супутникове дистанційне зондування Землі є

ефективним інструментом для комплексного екологічного моніторингу водних екосистем. Поєднання оптичних супутникових даних із спектральними індексами, такими як NDVI, NDWI, Turbidity та TSI, дозволяє оперативно та об'єктивно оцінювати рівень трофічності, просторову неоднорідність водного середовища та динаміку евтрофікаційних процесів.

На відміну від традиційних польових методів, супутникові технології забезпечують регулярність спостережень, просторову репрезентативність і можливість аналізу багаторічних тенденцій, що є особливо важливим для водосховищ як динамічних і антропогенно трансформованих гідроекосистем. Сучасні хмарні платформи обробки даних, зокрема Google Earth Engine, значно розширюють можливості автоматизації розрахунків і підвищують відтворюваність результатів.

Отже, використання супутникових індексів для оцінки трофічного стану водойм є науково обґрунтованим та методично доцільним підходом, який може бути успішно застосований для регіонального моніторингу водосховищ Закарпаття. Отримані теоретичні положення слугують надійною основою для вибору методів і алгоритмів дослідження, реалізованих у наступних розділах роботи.

ВИСНОВКИ

1. Внутрішньорічна динаміка індексів виявила чітко виражені сезонні закономірності. У більшості водосховищ максимальні значення індексу трофічного стану (TSI) та індексу каламутності (Turbidity) спостерігалися у літній період (липень–серпень). Значення TSI в цей час зростали до 65–77, що відповідає евтрофному та гіперевтрофному стану водойм. Весняно-осінні періоди характеризувалися зниженням значень TSI до 45–58, що свідчить про зменшення біологічної продуктивності гідроекосистем.
2. Багаторічний аналіз за 2019–2025 рр. засвідчив загальну тенденцію до помірною зростання трофічності у шести водосховищах. Зокрема, мінімальні середньорічні значення TSI становили близько 43,9 у 2020 році, тоді як максимальні значення досягали 77,6 у 2020–2021 роках. Найчутливішими до змін виявилися водосховища з інтенсивним антропогенним навантаженням у межах водозборів. Водночас окремі водосховища характеризувалися відносно стабільними значеннями індексів, що свідчить про стійкий гідрологічний режим.
3. Просторовий аналіз супутникових індексів показав, що підвищені значення Turbidity та TSI зосереджуються переважно в зонах впадіння річок і на мілководних ділянках, де значення TSI локально перевищують 70 одиниць. Це підтверджує домінуючу роль водозбору та прибережних процесів у формуванні трофічного стану. Індекс NDWI відобразив значні міжрічні коливання берегової лінії та водності водойм, що безпосередньо впливає на інтенсивність біогеохімічних процесів.
4. Порівняльний аналіз між водосховищами виявив суттєву просторову неоднорідність трофічного стану. Водосховища з більшою площею дзеркала води характеризуються нижчою варіабельністю індексу TSI (у межах 5–8 одиниць), тоді як малі та вузькі водосховища демонструють значно більші сезонні коливання — до 15–20 одиниць, що зумовлено впливом поверхневого стоку та локальних чинників.

5. Практична цінність отриманих результатів полягає у можливості інтеграції супутникових індексів у систему регіонального моніторингу водних ресурсів. Отримані кількісні оцінки можуть бути використані для своєчасного виявлення процесів евтрофікації, оптимізації гідроекологічного нагляду та обґрунтування управлінських рішень щодо використання водних ресурсів і прибережних територій.
6. Таким чином, застосування супутникового моніторингу забезпечило репрезентативну, об'єктивну та просторово деталізовану оцінку трофічного стану водосховищ Закарпатської області. Запропонована методологія може бути адаптована та використана для інших регіонів України у межах державної системи моніторингу поверхневих вод.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Клименко М. О., Прищепя А. М., Вознюк Н. М. *Моніторинг довкілля* : підручник. Київ : Академія, 2006. 360 с.
2. *Водний кодекс України* : Закон України від 06.06.1995 № 213/95-ВР. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/213/95-вр> (дата звернення: 25.11.2025).
3. Alegria C., Albuquerque T. Remote Sensing for Water Quality Monitoring: A Study Case for the Marateca Reservoir, Portugal. *Preprints*. 2023. 202304.0056. URL: <https://www.preprints.org/manuscript/202304.0056/v1>.
4. Mohamed H. M., El-Khayat H. M., Ali M. M. Trophic state and potential productivity assessment for aquatic systems. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2023. Vol. 195(6). P. 793. URL: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10661-023-11504-2>.
5. ДСТУ 4808:2007. *Джерела централізованого питного водопостачання. Гігієнічні та екологічні вимоги до якості води і правила вибирання*. [Чинний від 2009-01-01]. Київ : Держспоживстандарт України, 2007. 36 с.
6. Gorelick N., Hancher M., Dixon M. et al. Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sensing of Environment*. 2017. Vol. 202. P. 18–27.
7. Zhu S., Mao J. A Machine Learning Approach for Estimating the Trophic State of Urban Waters Based on Remote Sensing and In-situ Data. *Remote Sensing*. 2021. Vol. 13(13). P. 2498. URL: <https://www.mdpi.com/2072-4292/13/13/2498>.
8. Власова О. В., Корнієць В. А., Корнієць М. В. Оцінка сучасного екологічного стану Фастівського водосховища за наземними та супутниковими даними. *Меліорація і водне господарство*. 2024. № 1(137). С. 63–72. URL: <https://mivg.iwpim.com.ua/index.php/mivg/article/view/399>.
9. Директива 2000/60/ЄС Європейського Парламенту та Ради «Про встановлення рамок діяльності Співтовариства в галузі водної політики» від 23.10.2000 р. *Офіційний вісник Європейського Союзу*. 2000. L 327.

10. Liu Y. et al. A satellite-based hybrid model for trophic state evaluation in inland waters across China. *Environmental Research*. 2023. Vol. 225. Article 115509. URL: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.115509>.
11. Hu M. et al. Remote estimation of Trophic State Index for inland waters using Landsat-8 OLI imagery. *Remote Sensing*. 2021. Vol. 13. № 10. P. 1988. URL: <https://doi.org/10.3390/rs13101988>.
12. Хільчевський В. К. *Гідрохімія океанів і морів, поверхневих і підземних вод суши* : підручник. Київ : ВПЦ «Київський університет», 2014. 415 с.
13. Wetzel R. G. *Limnology: Lake and River Ecosystems*. 3rd ed. San Diego : Academic Press, 2001. 1006 p.
14. Vollenweider R. A. *Advances in Defining Critical Loading Levels for Phosphorus in Lakes Eutrophication*. Paris : OECD, 1976. 36 p.
15. Carlson R. E. A Trophic State Index for Lakes. *Limnology and Oceanography*. 1977. Vol. 22. No. 2. P. 361–369.
16. Pomari J., Kane D., Nogueira M. G. Application of multiple-use indices to assess reservoirs water quality and the use of plankton community data for biomonitoring purposes. *International Journal of Hydrology*. 2018. Vol. 2(2). P. 168–179. DOI: 10.15406/ijh.2018.02.00065.
17. Smith V. H., Tilman G. D., Nekola J. C. Eutrophication: Impacts of Excess Nutrient Inputs on Freshwater, Marine, and Terrestrial Ecosystems. *Environmental Pollution*. 1999. Vol. 100(1–3). P. 179–196.
18. Mohamed H. M. et al. Trophic state and potential productivity assessment for Qaroun Lake using spatial techniques. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2023. Vol. 195. Article number: 987. URL: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10661-023-11495-8>.
19. Томченко О. В., Хижняк А. В. Використання даних дистанційного зондування Землі для моніторингу екологічного стану водних об'єктів. *Екологічна безпека та природокористування*. 2021. Вип. 3 (39). С. 85–94.
20. Ansari M. et al. Retrieving Inland Water Quality Parameters via Satellite Remote Sensing: Sensor Evaluation, Atmospheric Correction, and Machine Learning

- Approaches. *Remote Sensing*. 2025. Vol. 17(10). Article 1734. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs17101734>.
21. Das S. et al. A Novel Approach for Ex Situ Water Quality Monitoring Using the Google Earth Engine and Spectral Indices in Chilika Lake, Odisha, India. *ISPRS International Journal of Geo-Information*. 2024. Vol. 13(11). Article 381. DOI: <https://doi.org/10.3390/ijgi13110381>.
22. Salas E. A. L. et al. Integration of Google Earth Engine, Sentinel-2 Images, and Machine Learning for Temporal Mapping of Total Dissolved Solids in River Systems. *Scientific Reports*. 2025. Vol. 15. Article 27555. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-025-29345-1>.
23. Jiang Z. et al. Analysis of NDVI and scaled difference vegetation index (SDVI) retrievals of vegetation fraction. *Remote Sensing of Environment*. 2006. Vol. 101. P. 366–378.
24. McFeeters S. K. Using the Normalized Difference Water Index (NDWI) within a Geographic Information System to Detect Swimming Pools for Mosquito Abatement: A Practical Approach. *Remote Sensing*. 2013. Vol. 5(7). P. 3544–3561.
25. 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(14). P. 3025–3033.
26. Nechad B., Ruddick K. G., Park Y. Calibration and validation of a generic multisensor algorithm for mapping of total suspended matter in turbid waters. *Remote Sensing of Environment*. 2010. Vol. 114. P. 854–866.
27. Gossn J. I., Ruddick K. G., Dogliotti A. I. Atmospheric Correction of OLCI Imagery over Extremely Turbid Waters Based on the Red, NIR and 1016 nm Bands and a New Baseline Residual Technique. *Remote Sensing*. 2019. Vol. 11(3). Article 220.
28. Markogianni V. et al. Comparative Analysis of Trophic Status Assessment Using Different Sensors and Atmospheric Correction Methods in Greece's WFD Lake Network. *Remote Sensing*. 2025. Vol. 17(11). Article 1822.
29. *Водний фонд України: Штучні водойми — водосховища і ставки : довідник / за ред. В. К. Хільчевського, В. В. Гребеня. Київ : Інтерпрес, 2014. 164 с.*

30. *Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Закарпатській області за 2023 рік*. Ужгород : Департамент екології та природних ресурсів Закарпатської ОДА, 2024. 215 с.
31. Drusch M. et al. Sentinel-2: ESA's optical high-resolution mission for GMES operational services. *Remote Sensing of Environment*. 2012. Vol. 120. P. 25–36.
32. Коваль О.В. *Евтрофікація Кортеліського водосховища* : бакалаврська робота. – Луцьк : Волинський національний університет імені Лесі Українки, 2025. – 54 с.
33. Глух О.С., Заяць Я.Р., Симканич О.І., Мільович І.-М.І., Шварц Р.Р., Молнар-Бабіля Д.І. Використання даних Google Earth Engine для моніторингу евтрофікаційних процесів у водосховищах Закарпаття // Науковий вісник Ужгородського університету. Серія «Хімія». 2025. №2(54). С. 120-126 DOI: <https://doi.org/10.24144/2414-0260.2025.2.120-126>
34. Глобальні виклики людства: суспільство, держава, людина : збірник матеріалів III Міжнародної студентсько-аспірантської науково-практичної конференції (Львів, 7 листопада 2025 р.). – Львів, 2025. – С. 286–296. doi.org/10.24144/2414-0260.2025.2.120-126
35. Водні ресурси. Використання водних багатств [Електронний ресурс]. – *Регіональний інформаційний центр «Карпати»*. – Режим доступу: <https://carpaty.net/?p=31144>