

НАЦІОНАЛЬНА АКАДЕМІЯ НАУК УКРАЇНИ
ДЕРЖАВНА УСТАНОВА «НАУКОВИЙ ЦЕНТР АЕРОКОСМІЧНИХ
ДОСЛІДЖЕНЬ ЗЕМЛІ ІНСТИТУТУ ГЕОЛОГІЧНИХ НАУК
НАЦІОНАЛЬНОЇ АКАДЕМІЇ НАУК УКРАЇНИ»

На правах рукопису

ТОМЧЕНКО ОЛЬГА ВОЛОДИМИРІВНА

УДК 528.8:504.456:(517:556.56) (477-25)

**ОБІГРУНТУВАННЯ МЕТОДІВ СИСТЕМНОГО АНАЛІЗУ СТАНУ ВОДНО-
БОЛОТНИХ УГІДЬ З ВИКОРИСТАННЯМ ДАНИХ ДИСТАНЦІЙНОГО
ЗОНДУВАННЯ ЗЕМЛІ І НАЗЕМНИХ СПОСТЕРЕЖЕНЬ (НА ПРИКЛАДІ
ВЕРХІВ'Я КИЇВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА)**

05.07.12 – Дистанційні аерокосмічні дослідження

Дисертація
на здобуття наукового ступеня
кандидата технічних наук

Науковий керівник:
д.ф.-м.н., професор, член-
кореспондент НАН України,
Федоровський Олександр Дмитрович

Київ – 2015

ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК СКОРОЧЕНЬ.....	4
ВСТУП.....	5
РОЗДІЛ 1 ОСНОВНІ ПЕРЕДУМОВИ ЗАСТОСУВАННЯ МЕТОДІВ СИСТЕМНОГО АНАЛІЗУ, ДАНИХ ДЗЗ ТА НАЗЕМНИХ СПОСТЕРЕЖЕНЬ ДЛЯ ДОСЛІДЖЕННЯ СТАНУ ВОДНО-БОЛОТНИХ УГІДЬ.....	
1.1. Огляд становлення та розвитку досліджень стану ВБУ.....	12
1.2. Загальна характеристика ВБУ Київського водосховища.....	16
1.3. Роль даних ДЗЗ і наземних спостережень при аналізі стану ВБУ.....	21
РОЗДІЛ 2 МЕТОДИЧНЕ ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ДЛЯ АНАЛІЗУ СТАНУ ВОДНО-БОЛОТНИХ УГІДЬ.....	
2.1. Концепція застосування системного моделювання космічного моніторингу під час вирішення задач з оцінки стану ВБУ.....	25
2.2. Методи дешифрування космічних знімків.....	32
2.2.1. Загальні підходи до методів обробки КЗ.....	32
2.2.2. Класифікація КЗ методом нейронних мереж.....	35
2.2.3. Об'єктно-орієнтована класифікація КЗ.....	40
2.3. Методи системного аналізу.....	47
2.3.1. Метод багатокритеріальної оптимізації.....	50
2.3.2. Метод аналізу ієархій.....	52
2.3.3. Метод системної динаміки – адаптивного балансу впливів.....	56
РОЗДІЛ 3 ФОРМУВАННЯ ІНФОРМАТИВНИХ СКЛАДОВИХ ОЦІНКИ СТАНУ ВБУ КІЇВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА ДЛЯ НАЗЕМНОГО І ДИСТАНЦІЙНОГО МОНІТОРИНГУ.....	
3.1. Наземні показники екологічного стану водосховища.....	63
3.2. Показники стану ВБУ отримані за матеріалами ДЗЗ.....	68
3.3. Вибір тестових полігонів та виконання наземних спостережень.....	72
3.4. Вибір та дешифрування КЗ.....	76
РОЗДІЛ 4 РОЗРОБКА УЗАГАЛЬНЕНОГО КРИТЕРІЮ БАГАТО-	

КРИТЕРІАЛЬНОЇ ОПТИМІЗАЦІЇ, ІЕРАРХІЧНОЇ МОДЕЛІ І МОДЕЛІ АДАПТИВНОГО БАЛАНСУ СКЛАДОВИХ ТА ЗДІЙСНЕННЯ АНАЛІЗУ СТАНУ ВОДНО-БОЛОТНИХ УГІДЬ.....	89
4.1. Формування функції приналежності, як узагальненого критерію оцінки якості води методом багатокритеріальної оптимізації.....	89
4.1.1. Апробація узагальненого критерію оцінки якості води на основі матеріалів ДЗЗ на прикладі Київського водосховища.....	89
4.1.2. Верифікація узагальненого критерію оцінки якості води з результатами наземних спостережень.....	93
4.2. Формування ієрархічної моделі та виконання обчислень для оцінки екологічного стану Київського водосховища.....	101
4.2.1. Структурування проблеми і представлення її у вигляді ієрархій.....	101
4.2.2. Експертне попарне порівняння елементів рівнів ієрархічної моделі.....	104
4.2.3. Математична обробка експертних оцінок.....	106
4.2.3.1. Розрахунок локальних пріоритетів елементів ієрархій....	106
4.2.3.2. Перевірка узгодженості оцінок для порівнюваних елементів.....	107
4.2.3.3. Розрахунок глобальних пріоритетів елементів ієрархій...	109
4.3. Формування моделі адаптивного балансу біотопів ВБУ.....	114
4.3.1. Моделювання впливу різних типів біотопів на загальне забруднення води у Київському водосховищі з використання ABC- методу.....	113
4.3.2. Прогнозна оцінка динаміки змін екологічного стану Київського водосховища.....	121
ВИСНОВКИ.....	125
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	127
ДОДАТКИ.....	140

ПЕРЕЛІК СКОРОЧЕНЬ

ДЗЗ	– дистанційне зондування Землі
КЗ	– космічний знімок
ГІС	– географічна інформаційна система
ВБУ	– водно-болотні угіддя
ВВР	– вища водна рослинність
МАІ	– метод аналізу ієрархій
БКО	– багатокритеріальна оптимізація
АБВ	– адаптивний баланс впливів
ШНМ	– штучна нейронна мережа
ООП	– об'єктно-орієнтований підхід
ДГМС	– Державна гідрометеорологічна служба
EUNIS	– European Nature Information System Habitat Classification (загально-європейських класифікацій типів біотопів)

ВСТУП

Актуальність теми. Одним із найбільших техногенних перетворень природи України у минулому столітті було гідротехнічне будівництво у долині Дніпра, в результаті якого на більш ніж 1000 км відрізу на місці заплавних та річкових ландшафтів виникли величезні акваторії водосховищ, площа яких сягали 100 – 200 тис. га. Зарегулювання Дніпра призвело до знищення цілої низки водно-болотних угідь (ВБУ), і знадобилося багато років, щоб на водосховищах сформувалися нові ландшафтні комплекси, що за структурою подібні природним та на сьогодні відіграють важливу роль у підтриманні біорізноманіття на національному та міжнародному рівнях.

Для оптимізації вирішення актуальних завдань щодо раціонального та екологічно обґрунтованого використання водних ресурсів дніпровського каскаду, підтримання належної якості води, збереження умов існування водної та коловодної біоти і підвищення ефективності екологічного моніторингу необхідним є використання сучасних методів отримання та оброблення інформації. Вирішення цих завдань неможливе без використання матеріалів дистанційного зондування Землі (ДЗЗ). Вивчення та оброблення отриманих космічних знімків у поєднанні з окремими контрольними наземними вимірами відображають ретроспективу процесів і дають можливість оцінити динаміку змін, що відбуваються на водоймі, та її сучасний екологічний стан. Тільки на основі систематичної та оперативної інформації можна розробити відповідні рекомендації щодо екологічно обґрунтованого та збалансованого використання як водних, так і природних ресурсів в цілому.

Під час розв'язання задач комплексної оцінки стану водно-болотних угідь на основі інформації ДЗЗ та наземних спостережень актуальним є використання системного підходу, сучасних методів моделювання, оцінки та прогнозу складних систем, можливостей сучасних інформаційних і комп'ютерних технологій.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами. Роботу виконано згідно з планами наукових досліджень ДУ «Науковий Центр

аерокосмічних досліджень Землі ІГН НАН України» у рамках таких науково-дослідних тем: «Розроблення методів та моделей, що розширяють функціональні можливості космічного геомоніторингу, на основі системних принципів аналізу і моделювання взаємозв'язаних просторових, спектральних та часових інформативних ознак об'єктів» (Державний реєстраційний номер роботи 0113U000096); «Розробка системної методології розвитку та підвищення ефективності космічного геомоніторингу для вирішення задач природокористування при зростанні об'єму виконуваних тематичних задач та удосконаленні космічних систем дистанційного зондування Землі» (Державний реєстраційний номер роботи 0108U000052).

Мета і задачі дослідження.

Метою дослідження є удосконалення методичного забезпечення космічного геомоніторингу стану водно-болотних угідь на основі комплексування даних дистанційного зондування Землі та наземних спостережень шляхом розроблення відповідних математичних моделей системного аналізу й формування узагальнюючих критеріїв (на прикладі верхів'я Київського водосховища).

Досягнення поставленої мети вимагало розв'язання таких задач:

- дешифрування космічних знімків, і на основі отриманої інформації розпізнавання структури ВБУ, визначення її інформативних ознак;
- удосконалення методики багатокритеріальної оптимізації шляхом формування комплексного критерію оцінки якості води для потреб водоспоживання;
- розроблення ієрархічної моделі для експертної оцінки стану ВБУ, моделювання й порівняння трьох напрямків використання ресурсів водосховища (підтримання біотичного різноманіття, господарчого водозабезпечення та виробництва гідроелектроенергії);
- формування математичної моделі адаптивного балансу впливів складових ВБУ на загальне забруднення води;
- апробація та верифікація обґрутованих методів, моделей і критеріїв.

Об'єкт дослідження – методичне забезпечення космічного геомоніторингу водних об'єктів.

Предмет дослідження – методи та моделі оцінки стану водно-болотних угідь Київського водосховища на основі ГІС/ДЗЗ-технологій із використанням космічної інформації та матеріалів наземних спостережень.

Методи дослідження. Для розв'язання поставлених задач використано геоінформаційні системи та матеріали дистанційного зондування Землі (ГІС/ДЗЗ-технології). Відповідно до сформульованої мети роботи застосувалися такі методи дослідження:

- структурно-текстурний аналіз космічних знімків (КЗ) та комп'ютерне моделювання (для виокремлення структурних одиниць ВБУ Київського водосховища – основних типів біотопів та їх класифікація);
- метод багатокритеріальної оптимізації (для оцінки якості води та встановлення її взаємозв'язку зі структурою ВБУ);
- метод аналізу ієрархій (для виокремлення та оцінки екосистемних послуг водосховища);
- метод адаптивного балансу впливів (для прогнозування та моделювання впливу структурних одиниць ВБУ на якість води Київського водосховища).

Вибір методів дослідження забезпечив достовірність отриманих результатів і висновків.

Наукова новизна отриманих результатів полягає в тому, що автором:

Вперше:

- для оцінки стану водно-болотних угідь використано адаптовані методи системного аналізу, а саме: метод багатокритеріальної оптимізації, метод аналізу ієрархій, метод адаптивного балансу впливів;
- розроблено ієрархічну модель структури ВБУ для експертної оцінки водогосподарсько-екологічного значення водосховища: підтримання біотичного різноманіття, господарчого водозабезпечення та виробництва гідроелектроенергії;

Удосконалено:

– методику багатокритеріальної оптимізації шляхом формування комплексного критерію оцінки якості води Київського водосховища на основі даних ДЗЗ;

– модель адаптивного балансу впливів шляхом урахування впливу складових водно-болотних угідь на загальне забруднення води.

Набули подальшого розвитку:

– методичні підходи щодо вивчення закономірностей формування ландшафтних комплексів великих рівнинних водосховищ з використанням даних ДЗЗ.

Практичне значення отриманих результатів. Удосконалено методи та розроблено математичні моделі, що можуть бути використані як інструмент прийняття управлінських рішень в області галузевого використання водних об'єктів штучного походження та в комплексному оцінюванні наслідків антропогенних впливів на довкілля, що забезпечує можливість відповідним службам своєчасно реагувати на ситуативні наслідки.

Аналіз і класифікацію структурних одиниць – типів біотопів – ВБУ Київського водосховища, а також розроблений комплекс методів оцінки екологічного стану водойм було впроваджено в регіональному ландшафтному парку (РЛП) «Міжрічинський» за програмою «Літопис природи РЛП Міжрічинський» у 2012 – 2013 роках для оцінки екологічного стану території парку (Додаток А)

Особистий внесок здобувача. Всі наукові положення, винесені на захист, отримано та обґрунтовано особисто автором. Дисертантом особисто проаналізовано та узагальнено існуючі наукові підходи в галузі оцінювання стану ВБУ методами ДЗЗ. В основу дисертації покладено матеріали власних досліджень – дані тематичного дешифрування 17 КЗ за період з 1985 до 2015 рр. (загальною площею 10285 км²) та дані польових досліджень 2012 – 2013 рр. у межах тестових полігонів (виконано 3 маршрути довжиною 81 км), що були самостійно оброблені та систематизовані. У процесі виконання дисертаційної роботи автором зібрано і проведено аналіз наявних даних наземних спостережень Державної гідрометеорологічної служби (ДГМС) стану Київського водосховища за період з 1989 до 2014 рр. в межах

існуючих трьох гідропостів ДГМС, що знаходяться в районі м. Чорнобиль, с. Страхолісся та с. Нові Петрівці.

Представлена дисертаційна робота є самостійним науковим дослідженням, основні результати якого викладено в роботах [1 – 20]. Ієрархічну модель для експертної оцінки стану ВБУ, моделювання і порівняння напрямків використання екосистемних послуг Київського водосховища розроблено автором самостійно й опубліковано в роботах [3, 5, 16]. В опублікованих зі співавторами наукових працях конкретний внесок здобувача полягав у проведенні чисельних розрахунків та інтерпретації результатів – дешифрування космічних знімків [1, 8, 9, 10, 19]. Автором розглянуто особливості дешифрування основних типів біотопів водно-болотних угідь та їх класифікація у працях [7, 12, 13, 14, 18, 20], а також адаптовано використання методу багатокритеріальної оптимізації для оцінки якості води шляхом встановлення взаємозв'язку між показниками, що мають позитивний і негативний вплив на стан водойми [2, 11, 17]. Здійснено апробацію моделі адаптивного балансу впливів складових ВБУ на якість води, виконано розрахунки моделювання та прогнозу стану ВБУ [4]. Проведено численні розрахунки та інтерпретацію результатів аналізу матеріалів наземних спостережень, знайдено кореляційні зв'язки між гідрохімічними показниками стану водосховища та змінами структури ВБУ, отриманими за матеріалами ДЗЗ [6, 15].

Апробація результатів дисертації. Основні теоретичні та методичні положення, висновки й попередні результати дисертаційного дослідження було представлено, обговорено та отримано схвалення на: IV науково-практичній конференції «Моніторинг навколошнього природного середовища: науково-методичне, нормативне, технічне і програмне забезпечення» (АР Крим, м. Коктебель 21 – 25 вересня 2009 р.); V міжнародній науково-практичній конференції «Проблеми природокористування, сталого розвитку та техногенної безпеки регіонів» (м. Дніпропетровськ, 6 – 9 жовтня 2009 р.); III науково-практичній конференції «Водні ресурси, проблеми раціонального використання, охорони і відтворення» (м. Коктебель, АР Крим, 21 – 25 червня 2010 р.);

XII міжнародній конференції «Геоінформатика 2013» – теоретичні і прикладні аспекти (м. Київ, 13 – 16 травня 2013 р.); III міжнародний науково-практичний конференції «Проблеми, методи та засоби дослідження Світового океану» (м. Запоріжжя, 13 – 14 травня 2013 р.); II міжнародний науково-практичний конференції «Моніторинг навколошнього середовища» (м. Брест, Республіка Білорусь, 25 – 27 вересня 2013 р.); XI Всеросійській відкритій конференції «Сучасні проблеми дистанційного зондування Землі із космосу» (м. Москва, ІКД РАН, 11 – 15 жовтня 2013 р.); III міжнародному науково-практичному круглому столі «Екологія водно-болотних угідь і торфовищ» (м. Київ, 3 лютого 2014 р.); II міжнародний науково-практичний конференції, присвяченій Всесвітньому дню води «Вода і енергія» (м. Київ, 21 березня 2014 р.); IV міжнародній конференції «Аерокосмічні спостереження в інтересах сталого розвитку та безпеки GEO-UA 2014», (м. Київ, 26 – 30 травня 2014 р.); XIV українській конференції з космічних досліджень (м. Ужгород, 8 – 12 вересня 2014 р.); науково-практичному семінарі, присвяченому Всесвітньому Дню Водно-болотних угідь «Управління водно-болотними угіддями в умовах природно-заповідних територій» (с. Отрохи, Козелецький р-н., Чернігівська обл., 30 січня – 1 лютого 2015 р.).

Публікації. За темою дисертації опубліковано 20 робіт, у тому числі у виданнях, внесених до Переліку наукових фахових видань України з технічних наук – 6 (з яких: 2 – виконано одноосібно, 1 – включена до переліку наукових видань Східноєвропейського центру фундаментальних досліджень ЕЕСФР, 3 – виконано у співавторстві); 1 патент; 2 публікації – в інших журналах та виданнях України; 11 – у збірниках матеріалів і тез доповідей вітчизняних та закордонних конференцій та семінарів.

Структура і обсяг дисертації. Дисертація складається зі вступу, чотирьох розділів, висновків, списку використаних джерел та додатків. Робота містить 159 сторінок, із них 126 сторінок основного тексту, 37 рисунків, 16 таблиць, список використаних джерел з 114 найменувань на 13 сторінках та 14 додатків на 20 сторінках.

Розд. 1 присвячено теоретико-методичному аналізу наукової літератури, визначено особливості сучасного стану ВБУ Київського водосховища та сформульовано задачі дисертаційної роботи. Зокрема, розглянуто роль аерокосмічних методів та наземних спостережень у дослідженнях ВБУ. Окреслено коло тематичних задач гідроекологічних досліджень з використанням матеріалів ДЗЗ. У розд. 2 викладено методичні основи обробки даних ДЗЗ та обґрунтовано вибір методів системного аналізу та системної динаміки для оцінки і прогнозу стану ВБУ на основі дистанційних аерокосмічних досліджень та наземних спостережень. Сформовано концептуальну модель застосування системного моделювання та космічного моніторингу під час вирішення задач оцінки стану ВБУ, що відображає основні етапи застосування системного моделювання та детально розглядаються у відповідних розділах даної роботи. Розглянуто основні методи дешифрування космічних знімків. Обґрунтовано, що для отримання максимально коректних карт розподілу біотопів доречно компонувати різні методи класифікації, так для середньої просторової розрізненості (КЗ Landsat) – штучні нейронні мережі, а для високої просторової розрізненості (КЗ QuickBird) – об'єктно-орієнтований підхід. Викладено теоретичні основи методів системного аналізу, що використовувалися в роботі: багатокритеріальної оптимізації, аналізу ієархій та адаптивного балансу впливів. Розділ 3 присвячено пошуку інформативних ознак і критеріїв оцінок стану ВБУ для наземного та дистанційного моніторингу, опису вибору дослідників ділянок і здійснення наземних спостережень. Розд. 4 роботи присвячено розробці системних моделей та регіональній адаптації й апробації удосконалених системних методів для дослідження стану ВБУ на основі даних ДЗЗ та наземних спостережень. Для оцінки якості води для потреб водоспоживання та встановлення її взаємозв'язку із структурою біотопів ВБУ – багатокритеріальна оптимізація; для формування експертних оцінок ступеня важливості екосистемних послуг водосховища – метод аналізу ієархій; для системного моделювання впливу різних типів біотопів на загальне забруднення води та прогнозування стану ВБУ – метод адаптивного балансу впливів.

РОЗДІЛ 1

ОСНОВНІ ПЕРЕДУМОВИ ЗАСТОСУВАННЯ МЕТОДІВ СИСТЕМНОГО АНАЛІЗУ, ДАНИХ ДЗЗ ТА НАЗЕМНИХ СПОСТЕРЕЖЕНЬ ДЛЯ ДОСЛІДЖЕННЯ СТАНУ ВОДНО-БОЛОТНИХ УГІДЬ

1.1. Огляд становлення та розвитку досліджень стану ВБУ

Питання, дослідження становлення рослинного комплексу дніпровських водосховищ загалом, і Київського зокрема, займався ряд вітчизняних гідроботаніків. Найвідомішими працями з цього напряму є роботи К. К. Зерова [21] та І. Л. Корелякової [22], їх роботи присвячені першим стадіям формування як фіталі, так і ландшафтних комплексів водосховищ в умовах ще не стабілізованого гідробіологічного та гідрологічного режимів. Ці роботи, хоча і носять більш широкий теоретичний характер, не охоплюють ряду питань, пов'язаних зі структурою та динамікою рослинного покриву.

У 80-90-х роках минуло століття з'являються праці Клокова В. М., Карпової Г. А., Мальцева В. І., Дьяченко Т. М., Зуб Л. М. [23, 24] в яких розглядаються процеси та закономірності формування рослинного покриву на сучасному етапі, коли гідрологічний та гідробіологічні режими водойми можна розглядати як ті, що стабілізувалися. Головним висновком таких робіт є те, що рослинний покрив водосховищ та сьогодні можна розглядати як такий, що склався, а водними рослинами освоєні всі доступні гідротопи.

Водосховища – специфічний тип водойм. Особливості їх формування обумовлює достатньо складна морфологічна будова затопленого ложа, в тому числі мілководь, де за певних умов формуються специфічні рослинні комплекси. На думку К. А. Кокіна та І. Л. Корелякової, ВВР є основним компонентом біоценозів мілководь, що має важливе значення в гідробіологічному режимі, біотичному балансі, процесах формування якості води [25, 26]. ВВР має вагоме значення в очищенні води від промислових і побутових забруднень [27–30]. Угруповання водних макрофітів захищають береги від розмивання, регулюють

розвиток водоростей, що викликають цвітіння води [31]. До заростей ВВР, як правило, приурочені місце існування особливо цінних видів риб [32]. Тут відбувається не тільки нерест риб, але і відгодівля і нагул молоді [33–34]. За даними П. Г. Сухойвана [35], в межах мілководних зон рівнинних водосховищ відтворюється близько 90% загальних рибних ресурсів. Зарослі ділянки є місцями гніздування багатьох водоплавних і болотних птахів, а також місце існуванням цінних хутрових ссавців. На думку ряду авторів, зокрема Катанської [36] та І. Л. Корелякової, величезні запаси рослинності, наявні в багатьох водосховищах, можуть з успіхом використовуватися в сільському господарстві. Актуальне також використання водних макрофітів як індикаторів під час експлуатації гідрооб'єктів [37].

В останнє десятиліття вченими-гідроботаніками Мальцевим В. І. та Зуб Л. М. піднімається питання про роль водних рослин у формуванні ландшафтної структури водосховищ та процесів ландшафтоперетворень, які там відбуваються. Наголошується, що у верхів'ях дніпровських водосховищ склалися умови для проходження процесів, подібних до дельтоутворення в понизових ділянках Дніпра [38–39]. І якщо спершу ці висновки були зроблені на основі багаторічних натурних спостережень, то із можливістю використання засобів ДЗЗ вони набули широкого поширення в науковій практиці.

Сьогодні існують роботи, присвячені загальним питанням трансформації ландшафтних комплексів дніпровських водосховищ та ролі у даному процесі рослинності [40], оцінки динаміки формування гідроморфних ландшафтів та їх господарського використання [7–10, 41], а також проблемам антропогенного впливу [42–43].

Щодо оцінки сучасного стану ландшафтних комплексів Київського водосховища методами ДЗЗ, то серед перших робіт можна назвати роботу «Оценка экологического состояния водоемов с использованием космической информации», присвячену спробі класифікувати на КЗ угруповання вищих водних рослин (Федоровський О. Д., Сіренко Л. Я., Звенигородський Е. Л., Іванова І. Ю., Суханов К. Ю., Якимчук В. Г.).

З 2010 року з'являється ряд публікацій, присвячених підходам щодо класифікації прибережних повітряно-водних рослин на мілководдях водосховища та оцінці їх динаміки за останні 20–25 років [44, 45]. Але ці дослідження в основному ґрунтувалися на не достатньо сучасних методах дешифрування КЗ, тому містили похибку в отриманих результатах.

Значний внесок у розвиток методів обробки та тематичної інтерпретації КЗ для оцінки якості поверхневих вод зробили такі вчені, як Бутенко О. С., Березіна С. І. та інші. Видані чисельні наукові монографії, де висвітлено можливості застосування ГІС/ДЗЗ-технологій для здійснення моніторингу водних об'єктів, зокрема Красовського Г. Я., Анпілової Е. С., Довгого С. О., Радчук В. В. Але ці роботи не відображали динаміку процесів, що досліджувалися, а були більш спрямованими на створення ГІС сучасного стану водойм. Отож виникла необхідність комплексно дослідити як динаміку та сучасний стан водосховищ басейну Дніпра (на прикладі Київського водосховища) з використанням найбільш сучасних методів розпізнавання КЗ.

Окрім цього, сучасні напрямки підвищення ефективності використання ГІС/ДЗЗ-технологій для вирішення завдань оцінки ВБУ передбачають не лише отримання інформації про об'єкт досліджень (дистанційної та наземної), але й самі дослідження, спрямовані на отримання повних уявлень про об'єкт і супутні процеси на основі характеристик, що обчислювалися. Цим було обумовлено необхідність створення якісно нових системних методів використання космічної інформації ДЗЗ, що підвищать ефективність вирішення завдань природокористування на основі комплексних досліджень геосистеми.

Використанню системних методів у природокористуванні під час вирішення різних тематичних задач присвячено багато робіт відділу системного аналізу ЦАКДЗ (Федоровський О. Д., Артюшенко М. В., Якимчук В. Г., Суханов К. Ю., Підгородецька Л. В., Соколовська А. В.).

Особливістю дисертаційної роботи є представлення природного середовища, що досліджувалося, а саме ВБУ, як складної екосистеми, яка складається з генетично об'єднаних і взаємозалежних геологічних, геофізичних, біологічних

процесів і природних ландшафтів. Розглядаючи навколошнє середовище як ієрархічну сукупність структурних утворень, об'єднаних певними природними процесами й антропогенними факторами, що знаходяться у взаємообумовленому зв'язку, можливо отримати якісні й кількісні уявлення про характер і властивості процесів, що досліджувалися, що не виявляються традиційними методами.

Отже, для дослідження ВБУ доцільно застосовувати системних підхід і математичний апарат системного аналізу, а саме – системне моделювання, що використовується для обґрунтування і вибору найбільш раціональних методів побудови математичних моделей складних систем і моделювати процеси, що в них відбуваються. Це забезпечить розвиток функціональних можливостей космічного геомоніторингу і сприятиме новому науково-методичному рівню розв'язання задач природокористування та екологічного стану навколошнього середовища. Створення на цій основі нових системних методик дозволить значно розширити функціональні можливості космічного геомоніторингу й підвищити ефективність вирішення задач оцінки стану ВБУ.

1.2. Загальна характеристика ВБУ Київського водосховища

ВБУ Дніпровського екологічного коридору включають верхню ділянку Київського водосховища (Дніпровський, Приш'ятський відроги, Тетерівська затока), суміжні акваторії водосховища, прибережні заболочені ділянки та ділянки першої надзаплавної тераси Дніпра. Територія з півдня обмежена лінією о. Тетерівський – с. Лошакова Гута; вздовж лівого берега межа проходить через села Косачівка, Тужар, Василівка Гута, Дніпрове; з півночі – обмежена кордоном з Білоруссю, селами Теремці, Ладижичі, Паришів; із заходу – селами Іванівка, Плитовище, Опачичі, Страхолісся, Горностаївка, Богдані (рис. 1.1).

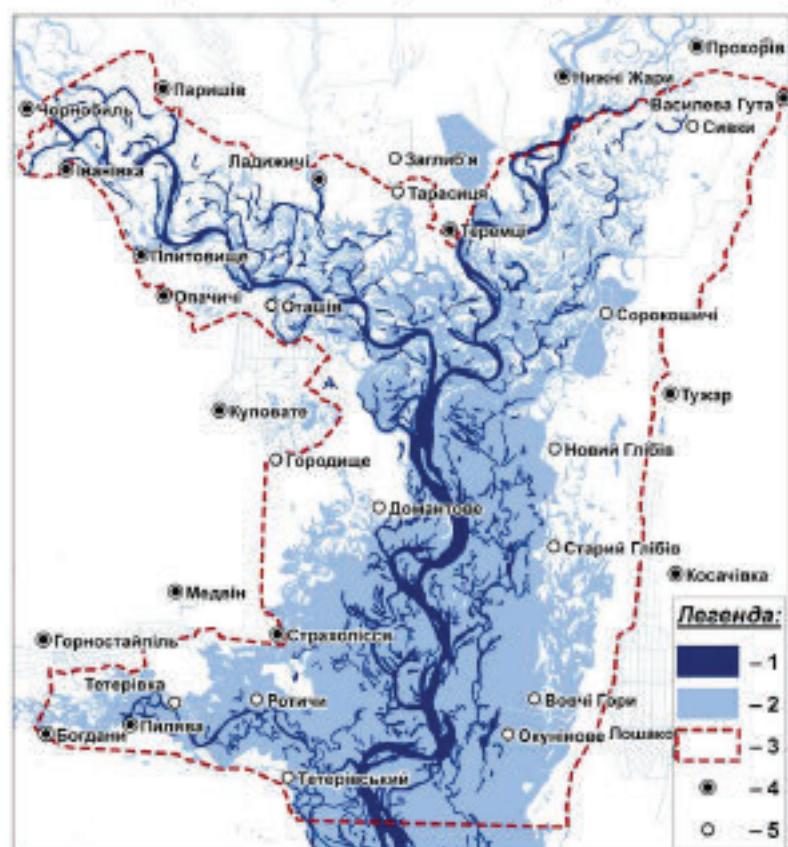


Рисунок 1.1 – Територія дослідження – ВБУ верхів'я Київського водосховища (1 – р. Дніпро (станом на 1943 рік); 2 – Київське водосховище (станом на 1992 рік); 3 – межі території дослідження; 4 – існуючі населені пункти; 5 – населені пункти, затоплені під час створення водосховища у 1964–1966 роках.)

Київське водосховище є одним із шести водосховищ дніпровського каскаду та належить до водних об'єктів загальнодержавного значення (стаття 5 Водного

Географічні координати:

верхня точка за течією Дніпра:
51°15'N, 30°33'E;

нижня точка за течією Дніпра:
51°01'N, 30°04'E.

Висота над рівнем моря:
найвища точка – 110 м;
найнижча – 98 м.

Площа території дослідження: 605 км², із загальної площині Київського водосховища 922 км².

кодексу України). Київське водосховище введено в експлуатацію у 1964 році. Споруджено греблею Київської ГЕС на Дніпрі на території Київської і Чернігівської областей України та Гомельської області Білорусі. Площа у разі НПР становить 92,2 тис. га, об'єм – 3,73 куб. км та довжина – 110 км. Найбільша ширина водосховища – 12 км, середня глибина – 4,1 м. Рівень водосховища під час його сезонного регулювання стоку коливається у межах 1,5 м. Створено для розвитку водопостачання та іригації, енергетики, водного транспорту, рибальства, рекреаційних цілей. Водосховище наповнюється повеневими водами весною, із спрацюванням рівнів води в осінньо-зимові місяці для вирівнювання різких коливань стоку річки [40].

Фізико-географічна характеристика. Згідно фізико-географічного районування України (1985), угіддя розташовано на території природної області Київського Полісся, Поліської (мішанолісової) провінції, на сході Поліської низовини. Вони виникли під час заповнення Київського водосховища (1966 р.), коли були затоплені ділянки заплав річок Дніпра, Прип'яті, Тетерева та частково борові тераси Дніпра та Тетерева. Сучасні береги водосховища в межах Прип'ятського та Дніпровського відрогів та у верхній частині Тетерівської затоки – заплавні; правий берег нижче Тетерівської затоки та лівий берег водосховища до греблі представлено схилами другої тераси. Праві береги водосховища дещо підвищені, ліві – низькі, пологі, тому лівобережжя більш заболочене. Правобережні піщані схили надзаплавної тераси Дніпра зазнають постійного впливу водосховища, тут відбуваються процеси переформування берегів. Ландшафт суходолу переважно надзаплавно-терасовий.

Верхів'я Київського водосховища характеризуються значними площами мілководь, оскільки затоплення заплави Дніпра тут було незначним (загалом, 40 % площи водосховища займають мілководдя, переважна більшість яких зосереджена саме в межах даних ВБУ). Глибоководні ділянки приурочені до затоплених русел річок та заплавних водойм, глибина води у фарватері становить 5–7 м. На найвищих ділянках ВБУ сформувалися масиви островів та півостровів різного розміру та форми (незатоплені ділянки заплави). Дніпровський та

Прип'ятський відроги відносяться до річкового району водосховища, тут переважають річкові умови та біотопи; гідрологічний режим території характеризується вираженою весняною повінню, під час якої численні острови вкриваються водою майже повністю. Тетерівська затока утворилася на місці повністю затопленої гирлової ділянки р. Тетерів та її заплави, тут збереглися два великі острови – останці другої тераси – та багато невеличкіх. Суміжні з відрогами та затокою акваторії відносяться до водосховищно-річкового району, у якому вплив повені та течії обмежені. Характерне переважання мілководь, наявність великих піщаних островів, вкритих борами, та значна кількість невеличкіх островів. Гідрологічний режим верхньої частини водосховища у період повені (квітень–травень) наближується до річкового. У цей час затоплюються великі за площею території у Дніпровському та Прип'ятському відрогах. Із настанням літньої межени (кінець червня–липень) проточність водосховища різко падає та встановлюється режим, наблизений до озерного. Для водосховища характерне щорічне «цвітіння» води синьозеленими водоростями. Нестача кисню у воді взимку часто призводить до задухи риби та інших гідробіонтів. Температура води влітку +20–24 °С. Льодостав переважно з середини грудня до кінця березня, товщина льоду до 80 см. Водообмін у водосховищі відбувається 8–15 разів на рік, коливання рівня протягом року становить в середньому 1,5 м.

Переважають мулисті та мулисто-піщані донні відклади, на заболочених ділянках – болотні, торфувато-болотні ґрунти. На півдні є ділянки першої надзаплавної тераси Дніпра, сформованої піщаними відкладами, під луками формуються дернові та дерново-підзолисті ґрунти. Клімат території помірно-континентальний, річна кількість опадів 530–570 мм, середньорічна температура січня – 6 °С, липня +19 °С. Створення Київського водосховища площею 922 км² і довжиною понад 100 км підвищило вплив водної поверхні Дніпра на навколишні території. У цьому районі зменшилася сума опадів, швидкість вітру підвищилася на 50–70%, висота хвиль зросла, досягаючи в окремих випадках 2,5–3 м.

Будівництво Київського водосховища спричинило руйнацію природних річкових комплексів та виникнення абсолютно нової екосистеми. Це, в свою чергу, сприяло ряду перетворень, спрямованих на стабілізацію гідрологічного, гідрохімічного та гідробіологічного режимів створеної водойми. Велике значення у трансформації значних за площами мілководних масивів, що сформувалися у Київському водосховищі, мають угруповання ВВР, зокрема гігро- та гідрофітів.

Характеристика рослинної біоти

Рослинний покрив Київського водосховища за період існування водойми (1966–2014 рр.) зазнав ряд змін, що зводяться до трьох стадій (етапів) заростання [за: 42, 43]:

- відмирання ксерофітної та мезофітної лучної рослинності, що зазнала затоплення, в перші роки існування водойми на фоні масового розвитку моноугруповань гідрофітів-експлерентів у новостворених біотопах;
- перерозподіл екологічних ниш та розселення на мілководних ділянках водосховища повітряно-водної (гелофітної) та гідрофітної рослинності, ускладнення структури фітоценозів;
- освоєння усіх доступних мілководних біотопів угрупованнями макрофітів, поступове збільшення видового багатства та ценотичного різноманіття ВВР.

На сучасному етапі формування Київського водосховища в умовах встановленого режиму експлуатації та сформованого гідробіологічного режиму, на мілководдях водойми склався специфічний "водосховищний" тип заростей, що характеризуються яскраво вираженою ландшафтною диференціацією зарослих акваторій [46, 47]. ВВР є основним компонентом біоценозів мілководь, який, зазвичай, безпосередньо впливає на гідробіологічний режим водойми, біотичний баланс та процеси формування якості води [48]. Вивчаючи перебудову видової та ценотичної структури рослинного покриву водойми, перерозподіл домінантів чи площ, зайнятих певними угрупованнями макрофітів можна дослідити подальші зміни як біотичної структури аквальних біотопів, так і зміну основних показників якості середовища, зокрема гідрохімічного режиму. Через мілководність домінуючим для аквальної частини цих ВБУ є комплекс водної та прибережно-

водної рослинності. Основні масиви заростей розташовані у Дніпровському та Прип'ятському відрогах, Тетерівській затоці, а також на акваторії верхньої частини водосховища, в районі злиття відрогів. Головним компонентом заростання є види повітряно-водних рослин. Найвищі ділянки мілководь зайнято болотними угрупованнями очерету звичайного з видами болотного різnotрав'я. На обводнених мілководдях розвинуті водні угруповання рогозів вузьколистого та широколистого, а також очерету. Зазвичай їх оточують зарости низькотравних повітряно-водних рослин (іжачої голівки прямої та зринувшої, стрілолисту стрілолистого). Велике значення у складанні рослинного покриву ВБУ мають зарости лепешняку великого, зосереджені, здебільшого, у відрогах. Серед зануреної водної рослинності домінують угруповання рдесників гребінчастого, пронизанолистого, блискучого, водопериці колосистої, на заболочених місцях міжстрівних мілководь – кущир залуреного. Значно поширені зарости рослин з плаваючими листками: водяного горіха плаваючого, глечиків жовтих, латаття сніжно-білого.

Типи господарювання: гідроенергетика, водний транспорт, водопостачання та водорегулювання, рекреація, рибальство комерційне та аматорське, лісове господарство, мисливство, природоохоронна діяльність.

Об'єкти природно-заповідного фонду: частина території включена до Регіонального ландшафтного парку «Міжрічинський», загальнозоологічного заказнику загальнодержавного значення «Чорнобильський спеціальний».

Отже, верхів'я Київського водосховища є одним із найбільших в Українському Поліссі місць концентрації водо-плавних птахів, багато видів яких охороняються на національному та міжнародному рівнях. Загальна чисельність мігруючих птахів може сягати 100–150 тис. особин. Тут знаходяться величезні масиви заростей рослин, що занесені до Додатку І Бернської конвенції та Зеленої книги України. ВБУ є важливими для нересту та нагулу молоді багатьох видів риб. Внаслідок цьому, ВБУ відповідає Рамсарським критеріям (2, 5, 8). Угіддя важливе для збереження видового різноманіття та кількісного багатства птахів, тому входить до складу IBA територій України.

1.3. Роль даних ДЗЗ і наземних спостережень при аналізі стану ВБУ

Методи, що використовуються в екологічному моніторингу ВБУ для отримання даних щодо стану природного середовища та антропогенні джерела впливу, поділяються на три групи – фізико-хімічні та біо-хімічні вимірювання, біоіндикаторні методи і методи ДЗЗ.

Фізико-хімічні методи становлять основу отримання даних щодо хімічного складу і фізичних властивостей природних середовищ, природних об'єктів, а також щодо антропогенних джерел впливу на них. В основі цих методів лежить послідовність операцій – <відбір проб (зразків) – аналітичні вимірювання>. Залежно від організації цього циклу фізико-хімічні методи поділяються на методи прямого визначення змінних в точці спостереження і на методи, засновані на взяття проб (зразків) в точці спостереження з подальшим їх аналізом в лабораторних умовах. В екологічному моніторингу досліджуються проби (зразки) п'яти основних типів: повітря, води, ґрунтів, відкладів і біоти [49].

Біоіндикаторні методи є різновидом індикаційного підходу, суть якого полягає у визначенні стану однієї системи станом інших систем, більш доступних для дослідження та вимірювання. Системи, що досліджуються носять назву індикаторів. У біоіндикаційних методах в якості індикаторів використовуються організми або групи організмів, які акумулюють шкідливі речовини або реагують на їх присутність проявами змін своїх життєвих функцій. Застосування біоіндикаторів в екологічному моніторингу ВБУ відкриває широкі можливості для отримання комплексної оцінки навколошнього природного середовища. У той час біоіндикатори не завжди можуть відтворювати всі властивості забруднюючих речовин, так як їх реакція в значній мірі визначається й іншими чинниками навколошнього середовища. З цих причин в екологічному моніторингу біоіндикацію слід застосовувати в комплексі з фізико-хімічними та іншими методами.

Дослідження водних ресурсів Землі в даний час важко уявити без використання супутникових методів і технологій. За допомогою КЗ можна

визначити стан поверхневих вод і оцінити екологічний стан води. Основними перевагами КЗ є: одночасність охоплення значної площини акваторії, безперервність інформаційного змісту знімка для кожної точки зображення, висока періодичність реєстрації стану водних мас і прибережних територій.

Методи дистанційного зондування Землі ґрунтуються на результатах вимірювань випроміненого або відбитого електромагнітного випромінювання земною поверхнею, включаючи всі розташовані на ній природні, природно-техногенні та інші об'єкти. Такі дослідження включають виділення однорідних за спектральними характеристиками ділянок місцевості, виявлення розташованих на земній поверхні об'єктів, встановлення стану об'єктів за низкою параметрів, зміни яких проявляються у змінах їх емісійної або альбедної здібності.

Застосування аерокосмічних знімків значно розширює можливості здійснення гідроекологічних, природоохоронних і водогосподарських робіт [20]. Розроблені методологічні підходи, програми і відповідні алгоритми опрацювання матеріалів ДЗЗ дозволяють:

- здійснювати інвентаризацію водойм та водотоків, водогосподарських, зрошувальних і зволожувальних меліоративних систем та гідротехнічних споруд, у т.ч. отримувати різномасштабні карти ландшафтів водозaborів та оцінювати ступінь їх антропогенного порушення;
- відслідковувати сингенетичні та екзогенні зміни рослинного покриву, трансформацію ландшафтів;
- визначати біологічну продуктивність водойм, оцінювати біоресурси (запаси фітомаси макрофітів, ступінь розвитку угруповань зоо- і фітопланктону, площа нерестовищ, місце нагулу риб та кормівлі водоплавної птиці тощо);
- виявляти антропогенно спровоковані та природні зміни водної маси (природне та антропогенне евтрофування, зміну прозорості води, загальної мінералізації, наявність суспензій тощо);
- контролювати утворення ділянок теплового забруднення водних об'єктів і виявляти ділянки порушених санітарних зон в районах водозaborів;

- виконувати контроль гідрографічної мережі та споруд на заплавних і призаплавних ділянках, особливо в районах великих міст та в зонах великомасштабного гідротехнічного будівництва;
- визначати інтенсивність і масштаби процесів ерозії і абразії берегів, реєструвати переформування русел річок і відмілин, заростання гирлових зон та заболочування прилеглих територій;
- оцінювати об'єми та прогнозувати наслідки господарчого впливу на водні об'єкти та їх водозбори (у т.ч. і рекреації);
- відслідковувати шкідливі впливи вод (підтоплення, засолення, катастрофічні паводки) та оцінювати збитки; здійснювати моніторинг та моделювання (в т.ч. з урахуванням гіdraulіки) процесів затоплення територій під час повеней за тривимірним моделям рельєфу;
- здійснювати моніторинг водного та льодового режимів водойм, спостерігати за процесами сніготанення в цілях прогнозування стоку, виконувати контроль льодової обстановки при проходженні паводку на річках;
- оцінювати стан водоохоронних територій, природоохоронних об'єктів та дотримання положень чинного законодавства, регулюючого взаємовідносини людини і природи (положення Водного, Лісового, Земельного Кодексів України);
- здійснювати екологічний моніторинг на базі ГІС-технологій;
- реалізовувати побудову та аналіз гідрологічно коректних цифрових моделей рельєфу (ЦМР).

Отже, в умовах загострення екологічної кризи внаслідок посилення впливу антропогенних факторів та гідротехнічного будівництва 1931–1976 років на водні об'єкти, разом із труднощами фінансування фундаментальних та прикладних проектів, постає оптимізаційна проблема зниження собівартості моніторингових екологічних досліджень в комплексі з підвищенням їх природоохоронної ефективності, разом з цим використання методів ДЗЗ дозволить значно скоротити фінансові витрати та здійснити дослідження на великих територіях.

Висновки до розділу 1:

1. Застосування системного підходу та математичного апарату системного аналізу ретроспективних матеріалів аерокосмічних спостережень для дослідження ВБУ дозволить глибше та ширше пізнати механізми функціонування водно-болотних екосистем Київського водосховища на відмінну від попередніх наземних досліджень.

2. Існування Київського водосховища протягом останніх 50 років супроводжувалося стабілізацією гідрологічного, гідрохімічного та гідробіологічного режимів та формуванням цілої низки нових природних територіальних комплексів, що характеризуються сьогодні унікальним біотичним різноманіттям і надзвичайно високим ресурсним потенціалом. Територія ВБУ Київського водосховища розглядається як одне із ядер Дніпровського екологічного коридору – найбільшого в Україні національного меридіального екокоридорів і має велике екологічне значення як місця перебування двох третин усіх видів рослинного та тваринного світу басейну р.Дніпро, ділянка продукування біомаси та кисню, природні акумулятори вологи та природна гідросистема формування води високої якості.

3. Використання методів ДЗЗ сприятиме значному скороченню фінансових витрат на великих територіях дослідження.

РОЗДІЛ 2

МЕТОДИЧНЕ ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ДЛЯ АНАЛІЗУ СТАНУ ВОДНО-БОЛОТНИХ УГІДЬ

2.1. Концепція застосування системного моделювання космічного моніторингу під час вирішенні задач з оцінки стану ВБУ

Методологія системного моделювання і використання наземної та космічної інформації, сприяє створенню ГІС та виконанню на їх основі операцій контролю та управління водно-господарським комплексом в рамках еколого-економічного моніторингу Дніпровського каскаду.

Основою нашого дослідження є системний підхід до оцінки параметрів об'єкту дослідження шляхом аналізу даних ДЗЗ з 1985 до 2015 р. на основі результатів класифікації ВБУ за типами біотопів, які інтегрально відображають ситуацію, що формується у водоймі під впливом тих чи інших факторів. До цього системний аналіз сприяє обґрутувати та обирати найбільш раціональні математичні моделі складних систем і моделювати природні та техногенні процеси вирішуючи такі задачі, як оцінка та прогноз розвитку екологічного стану території ВБУ Київського водосховища. В свою чергу системний підхід – це сукупність методів і моделей для прийняття рішень на основі всебічного аналізу та моделювання взаємозв'язку складових процесів у складній системі, включаючи: екологічні, природоохоронні та економічні підсистеми в умовах великої кількості інформації різної фізичної природи.

Концептуальна модель складної системи (в нашому випадку ВБУ) – спрощене схематичне відображення сутності реальної системи, що може бути розкладена на визначену кількість частин (декомпозиція системи), зі збереженням до цього зв'язків, що забезпечують їх взаємодію. У результаті цього складна система набуває вигляду багаторівневої конструкції взаємозв'язаних елементів, що об'єднуються в підсистеми різних рівнів.

Концептуальна модель стану ВБУ Київського водосховища відображає основні етапи застосування системного аналізу стану території з використанням даних ДЗЗ і наземних спостережень (рис. 2.1).

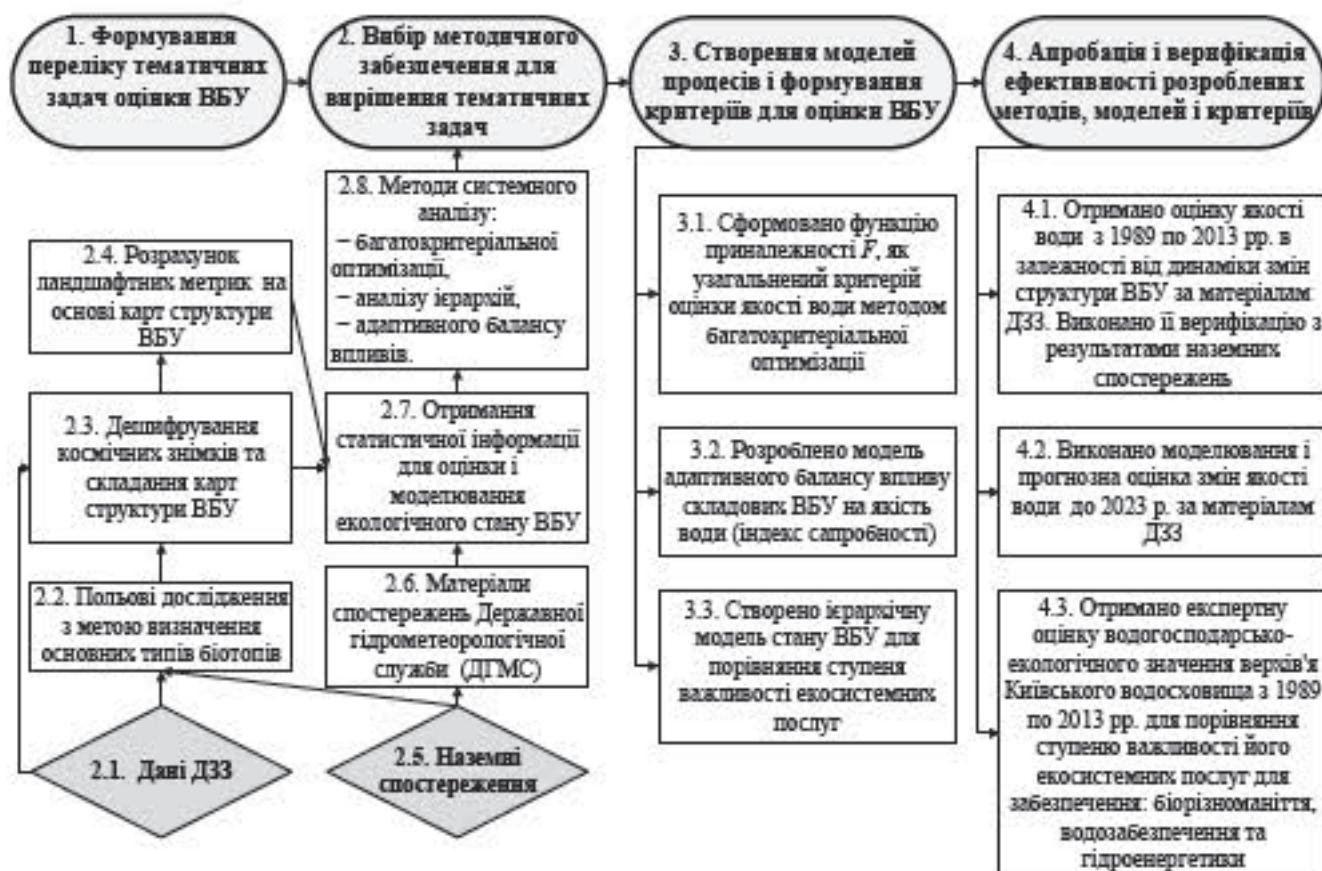


Рисунок 2.1 – Концептуальна модель обґрунтування методів системного аналізу оцінки ВБУ Київського водосховища на основі даних ДЗЗ та наземних спостережень

Дослідження розглядається як рух зліва направо від формування переліку тематичних задач оцінки ВБУ до апробації і верифікації розроблених методів, моделей і критеріїв. Модулі, що пов’язані з виконанням цих завдань розташовані нижче головних блоків, практична реалізація яких буде більш детально описана у відповідних частинах даної дисертації.

Основними етапами складання концептуальної моделі є:

- аналіз вхідної інформації;
- декомпозиція та формування структури оцінки стану ВБУ;
- опис підсистем моделі, прямих і зворотних зв’язків стану ВБУ;
- вибір параметрів і змінних стану ВБУ.

Перейдемо до опису складових концептуальної схеми.

Формування переліку тематичних задач оцінки стану ВБУ

У зв'язку зі зростаючими масштабами антропогенного впливу на природу підвищується актуальність здійснення об'єктивного екологічного моніторингу. У даному випадку використання методів системного аналізу оцінки стану ВБУ на основі даних ДЗЗ і наземних спостережень значно розширює можливості здійснення гідроекологічних, природоохоронних і водогосподарських робіт. Розроблені методологічні підходи та відповідні алгоритми сприяють:

- *відслідковуванню сингенетичних та екзогенних змін рослинного покриву, трансформації ландшафтів;

- *визначенням біологічної продуктивності водойм, оцінюванню біоресурсів (запасів фітомаси макрофітів, ступеню розвитку угруповань зоо- і фітопланктону, площа нерестилищ, місць нагулу риб та кормівлі водоплавної птиці тощо);

- *виявленню антропогенно спровокованих і природних змін водної маси (природного та антропогенного евтрофування, змін прозорості води, загальної мінералізації, наявності суспензій тощо);

- *здійснюванню екологічного моніторингу на базі ПС/ДЗЗ-технологій;

- *оцінюванню стану водоохоронних територій, природоохоронних об'єктів та дотриманню положень чинного законодавства, регулюючого взаємовідносини людини і природи (положення Водного, Лісового, Земельного Кодексів України).

Вибір методичного забезпечення для вирішення тематичних задач враховує: з одного боку – науково-прикладні програми ДЗЗ, тематичні задачі та їх характеристики (інформативні ознаки), а з іншого боку – вхідну інформацію та її параметри. Таким чином на основі матеріалів ДЗЗ і наземних спостережень, сучасних та архівних даних попередніх досліджень отримано комплексну статистичну інформацію щодо стану ВБУ.

Космічна інформація ДЗЗ є основним джерелом інформації використаним у ході дослідження аналізу стану біотопів території водосховища. Дослідження водних ресурсів Землі наразі важко уявити без використання супутникових методів і технологій. Основними перевагами використання КЗ є: одночасне

охоплення значної площі акваторії/території та певного часового проміжку, безперервність інформаційного змісту знімка для кожної точки зображення, висока періодичність реєстрації даних аналізу (наприклад, стану водних мас, прибережних територій). Для аналізу стану ВБУ використовуються багатоспектральні знімки КА Landsat 5,7,8 з 1985 до 2015 рік зроблені в літній період кінця червня – початку вересня – періоду максимального розвитку угрупувань ВВР. Однак, визначення багатьох характеристик (наприклад, кількісного та якісного складу завислих і забруднюючих речовин у воді, видового різноманіття окремих гідробіонтів, деталізація структури фіто- та зооугруповань, особливо занурених у товщу води) недоступні засобам космічної інформації і неможливі без наземних досліджень.

КЗ, отримані в різних спектральних діапазонах, виконують роль реальної картографічної основи, що забезпечує екстраполяцію відомостей, отриманих в результаті наземних і підсупутниковых спостережень. Такий підхід у разі використанні інтегральних інформативних показників відкриває нові можливості для виявлення загальних тенденцій змін, що відбуваються в екосистемах, може скласти основу комплексного моніторингу водойм і їх водозборів на якісно новому рівні та слугувати базою розробки екологічно дружніх методів господарювання.

Польові дослідження і визначення типів біотопів ґрунтуються на основі дослідження тестових ділянок ВБУ та складається з декількох етапів. Камеральне передпольове дешифрування передбачає досконале попереднє вивчення основних характеристик і властивостей природних об'єктів і процесів стану ВБУ шляхом аналізу результатів попередніх досліджень, збору додаткового картографічного та фактичного матеріалу. У результаті виконання цього етапу завчасно здобуваються дані щодо ландшафтних особливостей дослідної місцевості шляхом попереднього візуального розпізнавання КЗ. На стадії передпольового дешифрування виявляють ступінь відкритості території, розробляють найбільш раціональні маршрути польових робіт. Разом з тим камеральне дешифрування не може забезпечити вичерпну повноту, достовірність отриманої інформації. Ці питання

вирішуються на стадії польового дешифрування на основі тестових ділянок, що здійснюється безпосередньо на місцевості шляхом зіставлення матеріалів попереднього розпізнавання КЗ з натурою.

Тестові ділянки являються основною ланкою в системі отримання інформації щодо параметрів стану природних об'єктів і явищ, а також методів інтерпретації аерокосмічної інформації. На них здійснюється найбільш повний комплекс наземних досліджень. Тим самим тестові ділянки виконують функцію основної дослідницької поверхні, з якої поступає наземна інформація щодо стану об'єктів і явищ і являються елементами експлуатаційно-інформаційними одиниць, основною метою яких являється отримання первинної галузевої інформації.

Рішення щодо вибору еталонної ділянки приймається після аеровізуального обстеження території дослідження і на основі аналізу матеріалів ДЗЗ тих ділянок, що являють інтерес для поставленого завдання, а також після попередніх польових спостережень. На даному етапі відбираються конкретні об'єкти досліджень, оцінюється їх фотометрична однорідність і розмежовуються складні об'єкти на однорідні складові.

Дешифрування космічних знімків та складання карт біотопів ВБУ. В ході дослідження розроблено процедуру тематичної обробки супутниковых даних результатом якої є карти біотопів ВБУ Київського водосховища (рис. 2.2). Так для класифікації різних типів об'єктів, представлених КЗ середньої просторової розрізненості (КЗ Landsat), було використано піксельно-орієнтовану класифікацію методом штучних нейронних мережах. Розпізнавання здійснювалося з використанням моделі нейронної мережі багатошаровий перцептрон (MLP), в якій вхідними ознаками були дані спектральних каналів, а також значення нормалізованого вегетаційного (NDVI) (рис. 2.2. в) та водного індексів (NWI) (рис. 2.2. г). В якості дешифрувальних ознак використовувалися спектральні характеристики відбивальних поверхонь виділених класів отримані на основі еталонних ділянок завірених в ході польового дешифрування.

Алгоритм класифікації складається з таких етапів: 1) створення «області інтересу» для 7 типів об'єктів: листяні та хвойні ліси; заплавні луки; ВВР;

гелофітна та гідрофітна; відкрита водна поверхня; піщані масиви; 2) здійснення аналізу параметрів кожного класу, внесення зміни, створення навчальних вибірок; 3) здійснення класифікації зображення з отриманням підсумкового тематичного раству біотопів надфітоценотичного рівня на території верхів'я Київського водосховища [12].

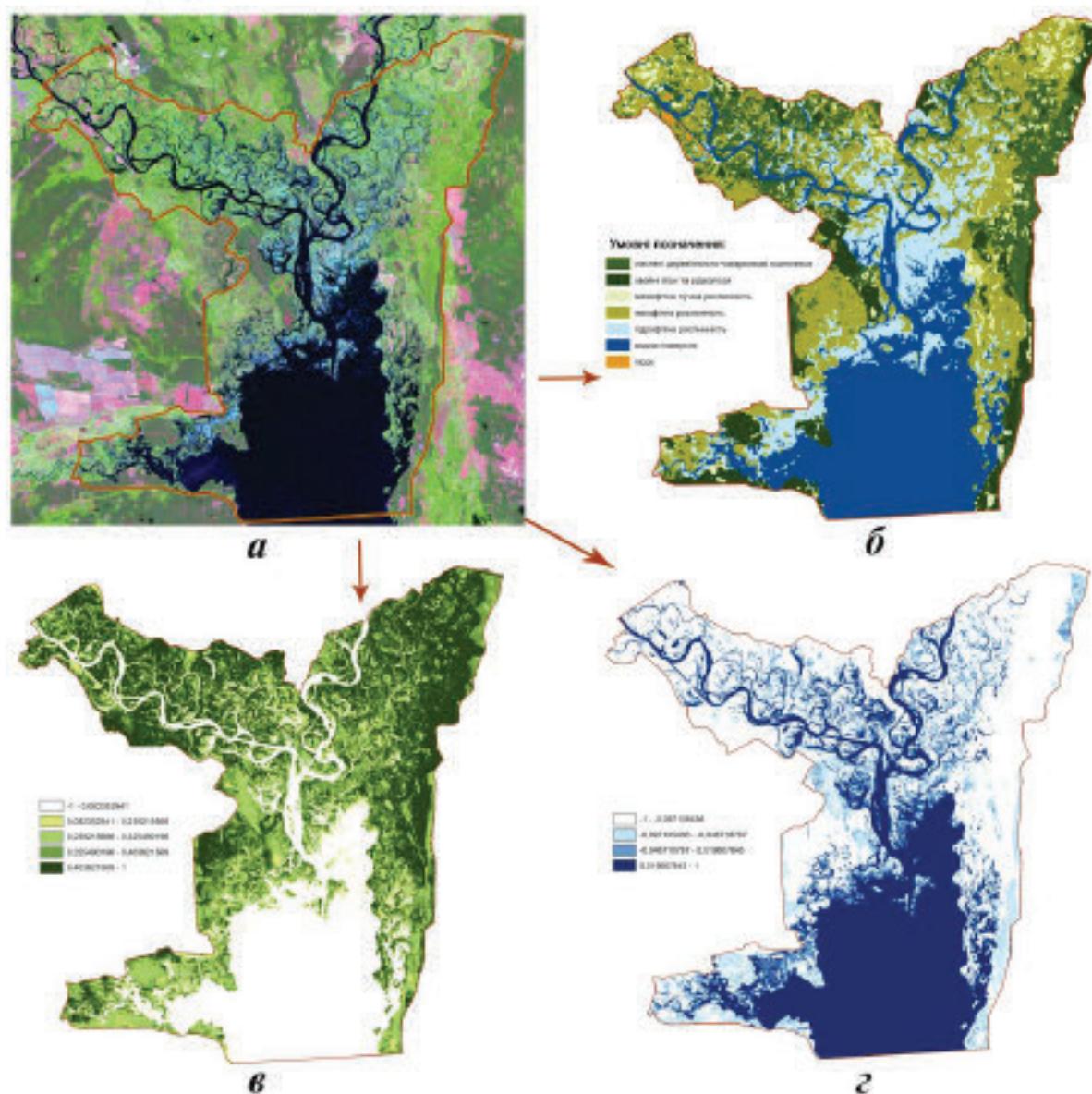


Рисунок 2.2 – Дешифрування КЗ середньої просторової розрізненості та складання карт біотопів ВБУ Київського водосховища:

a – КЗ Landsat 8 (дата зйомки 28.08.2015); *б* – карта біотопів ВБУ Київського водосховища; *в* – розподіл значень нормалізованого вегетаційного індексу (NDVI); *г* – розподіл значень нормалізованого водного індексу (NWI).

Для дешифрування даних ДЗЗ високої просторової розрізненості (КЗ QuickBird) з метою більш детальної побудови карти біотопів і перевірки якості розпізнавання КЗ Landsat було використано метод класифікації побудований на об'єктно-орієнтованому підході до аналізу зображення, реалізований у модулі Feature Extraction ПЗ Envi.

Наземні спостереження базувалися на аналізі та обробці архівних даних спостережень ДГМС і здійсненні власних польових досліджень з метою визначення спектральних характеристик еталонних ділянок різних типів біотопів на основі тестових ділянок ВБУ для виконання дешифрування КЗ.

Матеріали спостережень Державної гідрометеорологічної служби. Для розв'язання поставлених тематичних задач було здійснено аналіз широкий набір гідрофізичних, гідрохімічних, гідробіологічних показників, що відображають особливості абіотичних і біотичних компонентів водної екосистеми. Для аналізу значного масиву даних було використано ряд індексів оцінки якості води, що дозволило отримати більш різносторонню й адекватну характеристику, оскільки ці формалізовані показники, не лише узагальнюють більш широкі групи первинних даних, але й враховують різні сторони гідрохімічних та екологічних процесів у водному об'єкту. Оцінка якості води була визначена за індексами блоку показників сольового складу, еколо-санітарних показників та специфічних речовин токсичної і радіаційної дії, також додатково був розрахований гідрохімічний індекс забруднення води та сумарний показник хімічного забруднення води.

Отримання статистичної інформації для оцінки і моделювання екологічного стану ВБУ складалося з 3 блоків: обчислення площ біотопів на основі матеріалів дешифрування КЗ, створення зведеніх таблиць гідрофізичних, гідрохімічних, гідробіологічних показників стану Київського водосховища на основі аналізу наземних спостережень ДГМС за якістю поверхневих вод суші.

Створення моделей процесів і формування критеріїв для оцінки стану ВБУ ґрунтувалося на математичному апараті системного аналізу, що всебічно враховує взаємозв'язок процесів в складній системі [50]. Системний підхід володіє

ефективним математичним апаратом аналізу та формалізації. Із математичного арсеналу системного аналізу під час оцінки та прогнозі стану ВБУ використано методи: багатокритеріальної оптимізації, адаптивного балансу впливів, аналізу ієрархій. Заключним етапом дослідження стала *aprobaцiя i верифiкацiя розроблених методiв, моделей i критерiїв*.

Отже, успiх у розв'язаннi задач оцiнювання екологiчного стану природних систем суттєво залежить вiд вмiння рацiонально використовувати факторний аналiз, евристичнi прийомi, експертнi процедури та iншi можливостi системної методологiї, що базуються на даних наземних спостережень та ДЗЗ. Тому перспективним є комплексування iснуючих методiв дослiджень та обґруntування на iх основi нових методiв, методик i комп'ютерних технологiй для оцiнювання екологiчного стану природних об'ектiв. Незважаючи на iснуючу напрацювання в цiй предметнiй областi, проблему створення науково-обґруntованого iнструментарiю для комплексного оцiнювання стану ВБУ щe достатньo не опрацьовано, що визначає актуальнiсть дослiджень, здiйснених у цiй роботi.

2.2. Методи дешифрування космічних знiмкiв

2.2.1. Загальнi пiдходи до методiв обробки КЗ

За останнi десятилiття в зв'язку з пiдвищенням рiвня доступностi супутниковых даних, появою нових космiчних програм i вiдкритих архiвiв можливостi дослiдження навколошнього середовища значно розширилися. Данi ДЗЗ зараз застосовуються для широкого кола науково-прикладних задач, зокрема, для розробки нових i верифiкацiї iснуючих тематичних картографiчних продуктiв. До цього також вiдбувається активний розвиток методiв i технологiй обробки даних ДЗЗ та способiв iх iнтерпретацiї [51].

У результатi аналiзу iснуючих методiв обробки матерiалiв ДЗЗ було розроблено схеми [52], що сприяли приведенню розмаїття пiдходiв i прийомiв даної областi в чiтку iєрархiчну систему i виконати їхнiй порiвняльний аналiз, що

дозволило визначити ступінь затребуваності тих або інших методів і виявити найбільш перспективні з них (Додаток Б).

Класифікація й аналіз методів обробки матеріалів ДЗЗ. Усі методи обробки зображень ДЗЗ можуть бути розділені на дві основні групи:

- поліпшення зображень – це методи, що забезпечують перетворення знімків та спрямовані на полегшення візуального дешифрування, підвищення його об'єктивності та достовірності, а також підготовку знімків до наступного автоматизованого дешифрування й створення карт;

- тематична обробка зображень (отримання інформації з зображень ДЗЗ). Це методи автоматизованого дешифрування – класифікації об'єктів за знімками з використанням апріорної інформації про ознаки виділених класів або без неї.

Ключова роль на етапі тематичної обробки відводиться класифікації, суть якої полягає в розподілі всіх пікселів знімку на групи (класи) які відповідають різним об'єктам. Процедура класифікації базується найчастіше на статистичному аналізі різних характеристик зображення: просторових або спектральних. Виділяють два основних підходи до класифікації: піксельно-орієнтований і об'єктно-орієнтований (Додаток В).

Піксельно-орієнтований підхід до класифікації зображень ДДЗ – це процес при якому зображення аналізується виходячи з інформації щодо спектральної яскравості у кожному окремому пікселі. При цьому класифікація проходить «піксел за пікселем» і один піксел може належати тільки одному класу.

Розрізняють абсолютну й відносну типи класифікації. Абсолютна класифікація ідентифікує клас поверхні Землі попереднім визначенням і накопиченням спектральних характеристик усіх класів, які можуть бути використані в будь-якому специфічному додатку. Її застосування вимагає: ефективного зменшення впливу атмосфери і високого спектрального розрізнення і великої кількості спектральних каналів, що можливо при роботі з гіперспектральними зображеннями. В даний час найвживанішим підходом тематичної обробки залишається відносна класифікація, яка ґрунтуються на використанні багатоспектральних знімків і додатково зібраних даних, які

необхідні для встановлення відповідності між групами пікселів зі схожими значеннями ознак і класами поверхні Землі. Ці дані можуть бути зібрані в результаті польових досліджень, при чому менш громіздких в порівнянні з класичними польовими методами, так як класи повинні бути ідентифіковані тільки для невеликої кількості пікселів. Згідно з тим, чи введені додаткові дані до або після класифікації, розрізняють два види відносної класифікації: з навчанням (контрольована класифікація) і без навчання (неконтрольована класифікація).

На відміну від піксельно-орієнтованої, при використанні *об'єктно-орієнтованої класифікації* відбувається класифікація не окремих пікселів, а об'єктів зображення, отриманих шляхом попередньої сегментації знімка. Об'єкти оцінюються за спектральними особливостями, формою та текстурою. Окрім цього можуть бути розглянуті топологічні зв'язки окремих об'єктів з їхнім оточенням [53]. Початковим етапом класифікації є сегментація, яка полягає у виділення областей (сегментів), однорідних в якомусь певному заданому розумінні. Однорідність є ознакою приналежності області до певного класу. Менші об'єкти групуються парами і зливаються у великі (це висхідний процес, який зупиняється, коли розмір об'єктів досягає порогу різнорідності, що визначається масштабним коефіцієнтом). Процес починається в випадковому пікселі. Середня різнорідність об'єктів зображення мінімізується, злиття об'єктів може керуватися користувачем, що задає піксельні значення, форму і розмір об'єктів. Після сегментації створюється топологія для всіх об'єктів (вони «знають», де вони розташовані щодо інших об'єктів). Далі проводиться аналіз зображення і розпізнавання значущих елементів, внаслідок чого визначаються об'єкти та їх властивості (форма, структура, ієрархія, кореляція між об'єктами і т.д.).

У нашому дослідженні стану ВБУ були використані результати дешифрування виконані двома методами класифікації: для КЗ середньої просторової розрізненості (КА Landsat) – метод штучних нейронних мереж та для високої просторової розрізненості (КА QuickBird) – метод об'єктно-орієнтованої класифікації.

2.2.2. Класифікація КЗ методом нейронних мереж

Штучні нейронні мережі (Artificial Neural Networks, ANN) – непараметричний підхід, що став ефективним інструментом для практичного застосування в різних завданнях розпізнавання образів. Дослідження застосування нейронних мереж (НМ) для тематичного дешифрування даних ДЗЗ ведуться з початку 1990-х років. Наукове співтовариство звернуло увагу на цей метод, тому що його використання, як правило, не вимагає апріорного знання про статистичний розподіл даних. Перші спроби застосування нейронних мереж для розпізнавання даних ДЗЗ показували обмежені можливості і вкрай низькі результати, однак моделювання нових архітектур дало поштовх використанню НМ. Дослідження, спрямовані на порівняння результатів класифікації стандартних статистичних методів і нейромережевих підходів, в більшості випадків демонструють, що точність останніх значно перевершує показники традиційних алгоритмів [54].

Метод штучних нейронних мереж (ШНМ) є «чорним ящиком» для розпізнавання образів. Цей метод виник при спробі змоделювати логіку людського мислення. Назва «нейронна» використовується за аналогією з людським мозком (мережею нейронів), найважливішою особливістю якого є здатність до навчання [52]. Визначення класів при використанні ШНМ нагадує визначення експертних правил, однак ШНМ буде ці правила невизначеним способом. Перш ніж ШНМ зможе виконати задачу розпізнавання образів, вона повинна навчатися з використанням відповідного набору даних [55]. Перевагами нейронних мереж є: відсутність необхідності наявності апріорної інформації щодо вхідних даних; формування нелінійних меж рішень в просторі ознак; стійкість до помилок при обробці неповних або частково некоректних вхідних образів; достовірні показники генералізації вхідних даних; можливість роботи з комплексними даними (оптичними, радарними, ГС-шарами, цифровими моделями рельєфу); відсутність необхідності визначення правил. Недоліки –

складність навчання, неможливість керувати внутрішнім процесом («чорний ящик»), а також тривалі обчислення [56].

Типова нейронна мережа включає в себе велику кількість простих оброблювальних елементів, що називаються вузлами, з'єднаних між собою ваговими зв'язками. Кожний з рівнів нейронної мережі називається її *шаром*. При цьому шар вхідного рівня називається *вхідним шаром*, шар рівня 1 і 2 – *схованими шарами*, а шар рівня 3 – *вихідним шаром*.

Найпростіша модель ШНМ складається із трьох шарів: середнього, вхідного і вихідного, її структура представлена на рис. 2.3. Загальна структура вузла представлена на рис. 2.4. У якості функції активації, що визначає можливість подальшої передачі сигналу, найчастіше використовуються логістична або гіперболічна функції.

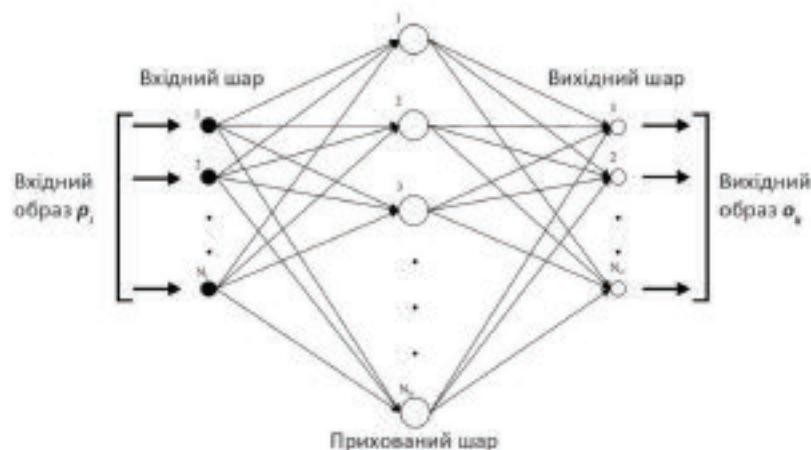


Рисунок 2.3 – Структура нейронної мережі з одним прихованим шаром

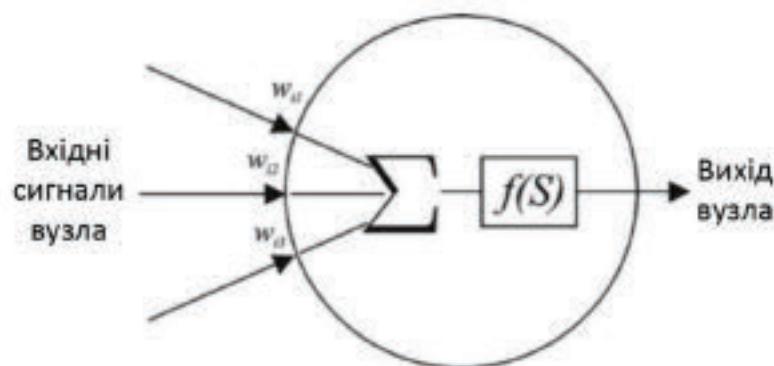


Рисунок 2.4 – Структура вузла нейронної мережі

Вузли вхідного і вихідного шарів являють собою зовнішні інтерфейси для вхідних (ознак об'єктів, що використовуються для розпізнавання) і вихідних

(ідентифікатори класів) образів, в той час як приховані шар складається з вузлів (нейронів), що містять обробні елементи, що виконують підсумування і перетворення (рис. 2.4).

У найпростішому випадку вхідними даними є багатоспектральні вектори навчальних пікселів, кожен компонент яких характеризує яскравість пікселя в певному спектральному діапазоні. Також можуть бути використані інші ознаки, наприклад просторові характеристики пікселів або текстурні атрибути.

У кожному j -му вузлі прихованого шару здійснюється наступна операція над вхідним образом p_i , що призводить до вихідного образу h_j :

$$\text{прихований шар: } s_j = \sum_i^n w_{ji} \cdot p_i, \quad i \quad h_j = f(s_j) \quad , (1)$$

який спрямований на кожен вузол вихідного шару k , де розраховується вихідний образ o_k :

$$\text{вихідний шар: } s_k = \sum_j^n w_{kj} \cdot h_j, \quad i \quad o_k = f(s_k) \quad . (2)$$

У наведених вище формулах вхідний образ p_i представлений вектором, складеним з значень яскравостей пікселя в присутніх спектральних каналах, вихідний образ o_k характеризує клас, до якого належить розглянутий елемент. Значення w_{ji} і w_{kj} - вагові коефіцієнти, що розраховуються при навчанні нейронної мережі.

Змінна s є аргументом порогової активаційної функції:

$$y = f(s)$$

Прикладом найпростішої активаційної функції є дискретний сигмоїд із параметром, що має назву функції Хевісайда або тетафункції:

$$y = \begin{cases} 1 & \text{при } S \leq a \\ 0 & \text{при } S > a \end{cases}$$

Якщо величина збудження S нейрона з активаційною функцією Хевісайда не перевищує значення параметра a , то нейрон залишається пасивним, а при

перевищенні порога видає фіксоване значення функції, що приймається за логічну одиницю.

Найпоширенішою нелінійною аналоговою активаційною функцією є сигмоїдальна логічна функція з параметрами, b і d , яку задають виразом:

$$f(s) = \frac{b}{c + e^{ds}}$$

При одиничних значеннях параметрів $b = 1$, $c = 1$, $d = -1$ отримуємо:

$$f(s) = \frac{1}{1 + e^{-s}}, \quad (3)$$

Амплітуда вихідного сигналу нейрона з даною активаційною функцією залежить від амплітуди входних сигналів. З рис.2.5 видно, що крутизна S -подібної функції залишається високою тільки у деякому визначеному діапазоні [57].

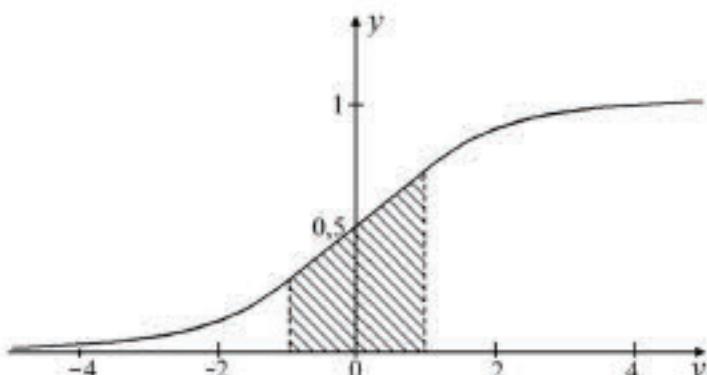


Рисунок 2.5 – Сигмоїдальна логічна функція (активації)

Можливість нейронної мережі розрізняти ті чи інші образи обумовлена її ваговими коефіцієнтами. У процесі навчання вони ітеративно коригуються в напрямку конфігурації, яка дозволяє мережі визначати образи прототипу, що представляють інтерес.

Процес побудови і використання нейромережевих моделей складається з наступних етапів:

1. Вибір типу і структури нейронної мережі для розв'язку поставленої проблеми (синтез структури нейронної мережі).

2. Навчання нейронної мережі (визначення чисельних значень ваг кожного з нейронів) на основі наявної інформації про розв'язок даної задачі експертом чи даних про розв'язок задачі в минулому.

3. Перевірка нейронної мережі на основі використання деякого контрольного прикладу (необов'язковий етап).

4. Використання навченої нейронної мережі для розв'язку поставленої проблеми.

У загальному випадку структура багатошарової чи багаторівневої нейронної мережі може бути зображена в такий спосіб (рис. 2.6).

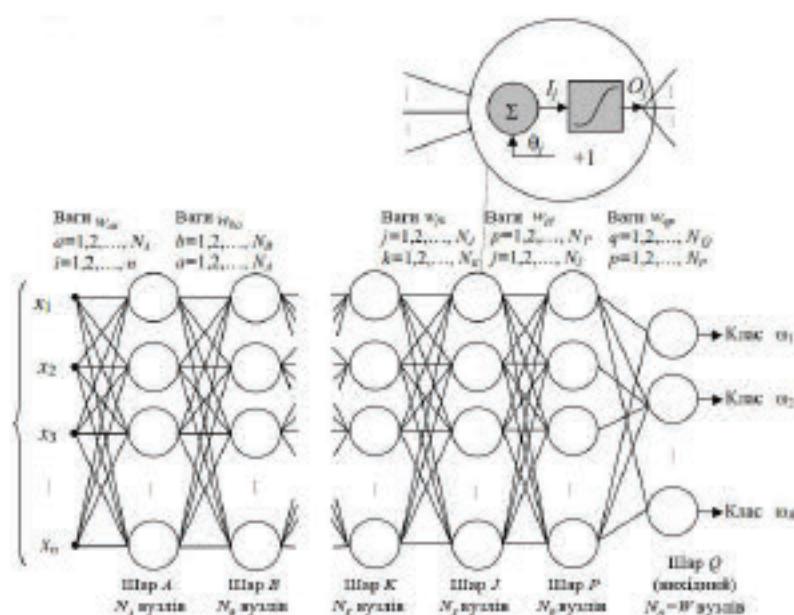


Рисунок 2.6 – Модель багатошарової нейронної мережі без зворотного зв'язку

Число нейронів у першому шарі, названому шаром A , дорівнює N_A ; воно часто обирається рівним розмірності вхідних векторів-образів: $N_A = n$. Число нейронів вихідного шару, названого шаром Q , позначається N_Q . Це число N_Q дорівнює W , числу класів, образи яких дана нейронна мережа навчена розпізнавати. Мережа розпізнає об'єкт з вектором признаків x як належний класу ω_i ; якщо на i -му виході мережі присутній «високий» рівень, а на інших виходах – «низький».

Як показано на рис. 2.6 у збільшенному фрагменті, кожний нейрон має той же вигляд, що й розглянута раніше модель персептрона (рис. 2.3), з тим

виключенням, що замість активуючої функції з розривним граничним перетворенням використовується безперервна сигмоїдальна функція зі «згладженим порогом», оскільки для розробки навчального правила необхідна диференційованість уздовж всіх шляхів у нейронній мережі.

Одним з найпоширеніших алгоритмів навчання є так званий *алгоритм зворотного поширення помилки (back propagation)*. Цей алгоритм являє собою ітеративний градієнтний алгоритм мінімізації середньоквадратичного відхилення значень виходу від бажаних значень (мінімізації помилки) у багатошарових нейронних мережах.

Один з перших випадків успішного застосування НС для класифікації даних ДЗЗ описується в роботі [58], де порівнюється якість класифікації нейронної мережі з архітектурою багаторівневого персептрона і одного з Байесовських класифікаторів. Було встановлено, що НС дозволяє зробити розпізнавання з більш високою точністю, ніж статистичні методи.

Ключовою відмінністю нейромережевого класифікатора від традиційних алгоритмів є те, що граници рішення не фіксуються детермінованим правилом, застосовуваним до характерних ознак прототипу, а визначаються в ітеративній формі шляхом мінімізації критерію помилки при обробці навчальних даних [59].

2.2.3. Об'єктно-орієнтована класифікація КЗ

У зв'язку зі зростаючими можливостями отримання супутниковых даних високої просторової розрізненості посилюється необхідність у розробці методів їх автоматичного аналізу. При цьому внаслідок збільшення просторової розрізненості даних ДЗЗ, все більший розвиток отримує об'єктно-орієнтований підхід (ООП) до їх обробки, одним з основних етапів якого є сегментація зображення, спрямована на виділення об'єктів [60].

Об'єктно-орієнтований підхід до класифікації КЗ (*Object-oriented classification*) був запропонований в 1970 рр. у роботі [61], однак його повноцінне використання було обмежено продуктивністю апаратних засобів, програмного забезпечення,

низьким просторовим розрізнянням даних ДЗЗ і недоліками способів їх інтерпретації [51]. З середини 1990-х рр. у зв'язку зі зростаючими можливостями технічних засобів і доступністю даних високого просторового розрізняння сфера використання ООП значно розширилася [62].

Процедура ООП включає в себе два етапи: виділення об'єктів (сегментацію та злиття зображення в окремі об'єкти) та їх класифікація на основі спектральних, просторових та текстурних характеристик. На рис. 2.7 представлена структура об'єктно-орієнтованого підходу до аналізу зображень.

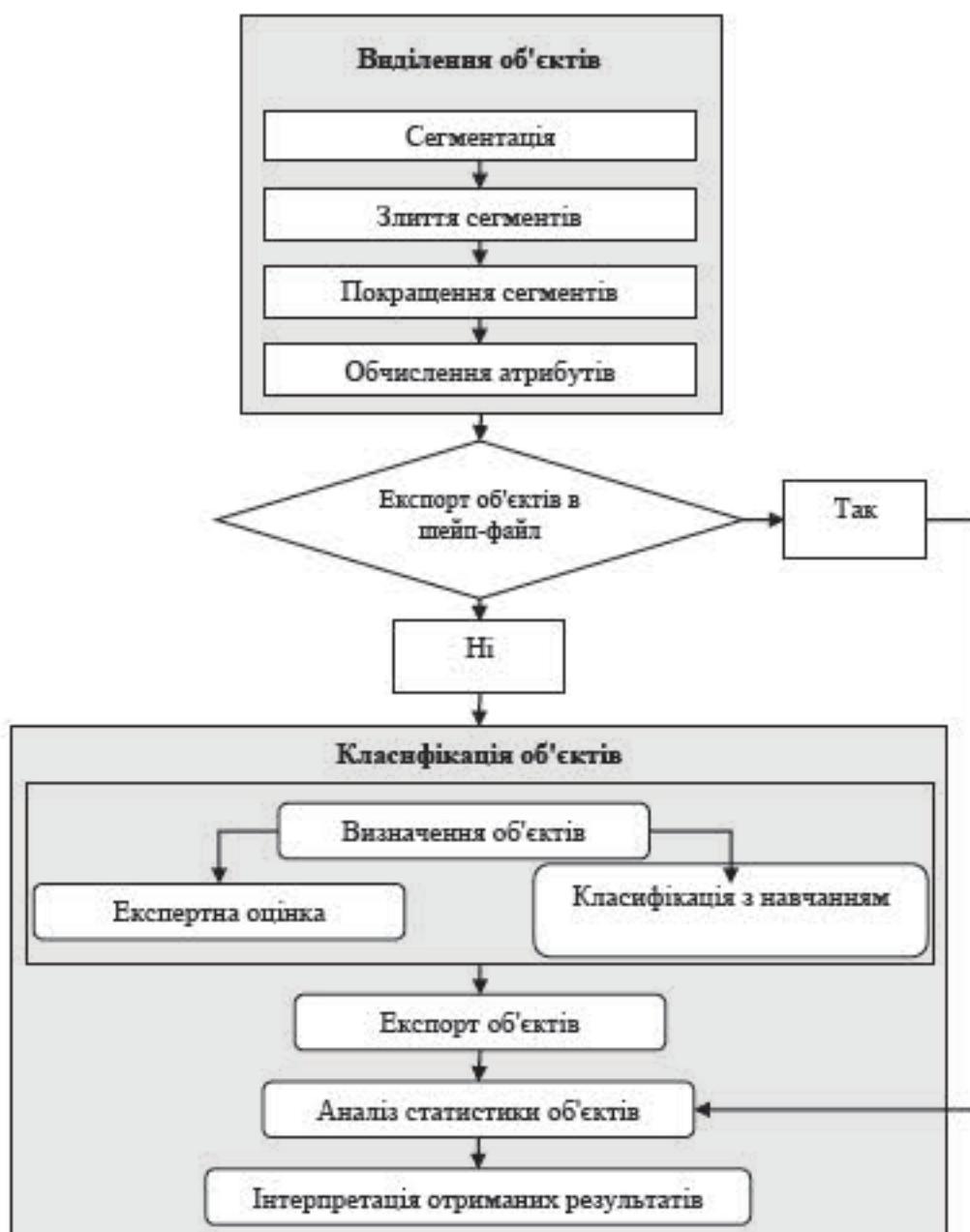


Рисунок 2.7 – Схема технологічного процесу ООП

Першим етапом процесу *виділення об'єктів* об'єктно-орієнтованої класифікації є *сегментація* – розбивки зображення на гомогенні області, де об'єктом (так званим сегментом) є група пікселів з подібними спектральними, просторовими і / або текстурними атрибутами. На початку процедури кожен піксель представлено окремим об'єктом, потім суміжні піксели об'єднуються для формування великих за розміром сегментів згідно з критерієм локальної однорідності. В якості такого критерію можуть використовуватися спектральні ознаки, текстурні характеристики (гладкість, компактність) або їх варіації. Процес зупиняється, коли зміна структури сегментів не перевищує заданого користувачем порогового значення.

Сегментація є ключовим етапом обробки даних ООП і впливає на ефективність усіх подальших кроків аналізу супутникових зображень з причини залежності якості отриманого результату системи розпізнавання від правильно виділених об'єктів. Виділяють наступні властивості, які повинна мати якісна сегментація [63]:

- однорідність області за деякими характеристиками, насамперед кольором і текстурою;
- відмінності значень вибраних характеристик для суміжних областей;
- гладкість границь кожного сегмента;
- незначна кількість «дірок» всередині сегмента.

Існує велика кількість алгоритмів поділу зображення на однорідні області. На основі однієї з класифікацій всі алгоритми щодо використаних ними стратегій можна розділити на алгоритми, засновані на використанні колірного простору, алгоритми виділення границь, алгоритми, засновані на поділі і злитті областей та комбіновані алгоритми [64, 65].

Наступним кроком виділення об'єктів є *злиття сегментів*. Так з використанням модуля Feature Extraction ПЗ Envi оцінюються спектральні подібності сегментів, створених в ході використання алгоритму водоподілу та здійснюється їх об'єднання, якщо їх спектральні властивості схожі. По-перше, обчислюються середні спектральні значення для кожного діапазону, в кожному

суміжному сегменті. Потім модуль обчислює евклідову відстань між сегментами з використанням методу *Full Lambda Schedule*. Цей метод ітеративно об'єднує сусідні сегменти на основі комбінації спектральної і просторової інформації. Об'єднання відбувається, коли алгоритм знаходить пару суміжних областей i та j , так що величина злиття $t_{i,j}$ менше певного порогового значення лямбда:

$$t_{i,j} = \frac{\frac{|O_i| \cdot |O_j|}{|O_i| + |O_j|} \cdot \|u_i - u_j\|^2}{length(\partial(O_i, O_j))}, \quad (2.1)$$

де: O_i - це область i на знімку;

$|O_i|$ - це площа області i ;

u_i це середнє значення в області i ;

u_j це середнє значення в області j ;

$\|u_i - u_j\|$ - евклідова відстань між спектральними значеннями області i та j ;

$length(\partial(O_i, O_j))$ - довжина спільної границі O_i та O_j .

Класифікація виділених об'єктів

Заключним етапом після сегментації та злиття виділених об'єктів є контролювана класифікація зображення на основі навчальних вибірок, в якості алгоритму розпізнавання можуть бути використані наступні методи: найближчого сусіда (*Nearest Neighbor (KNN)*), опорних векторів (*Support Vector Machine (SVM)*), або аналізу головних компонентів (*Principal Components Analysis (PCA)*). Більш детально розглянемо використаний у нашому дослідженні метод опорних векторів.

Метод опорних векторів (Support Vector Machine, SVM) – загальна назва для групи непараметричних алгоритмів, заснованих на теорії статистичного навчання та принципі мінімізації емпіричного ризику. Спочатку розроблений в серії досліджень В.Н. Вапніка як лінійний класифікатор, він зараз успішно використовується для задач класифікації та регресійного аналізу [66]. Експерименти зі застосуванням SVM для обробки даних ДЗЗ показали, що

отримана ними точність класифікації дозволяє конкурувати з такими продуктивними алгоритмами, як нейронні мережі, особливо відзначається висока ефективність в розпізнаванні гіперспектральних даних [67, 68]. Одним з основних переваг цього методу є використання квадратичного програмування, що забезпечує знаходження глобального, а не локального мінімуму, що слугує важливою відмінністю алгоритму від нейромережевих класифікаторів [54].

Головна ідея методу опорних векторів полягає в знаходженні оптимальної розділяючої гіперплощини (ОРГ), що дозволяє мінімізувати помилку класифікації, максимізуючи відстань між площинами, що характеризують два класи в межах простору рішень (рис. 2.8). Ці площини визначаються опорними векторами – точками, що лежать на границі кожного класу в просторі ознак найближче до ОРГ.

Нехай є навчальний набір точок виду $\{(x_1, c_1), (x_2, c_2), \dots, (x_n, c_n)\}$, де x_i це п-мірний речовинний вектор, а c_i приймає значення 1 або -1 залежно від того, якого класу належить точка x_i . Для класифікації необхідно побудувати розділячу гіперплощину такого вигляду: $wx + b = 0$, де w – перпендикуляр до розділяючої гіперплощини, b визначається найкоротшою відстанню між гіперплощиною і початком координат. Так як ми визначаємо оптимальний розподіл, то нас цікавлять паралельні ОРГ і найближчі до опорних векторів детермінованих класів гіперплощини, які можуть бути описані наступними рівняннями: $wx+b=1$ і $wx+b=-1$, ширина смуги між якими дорівнює $2/\|w\|$.

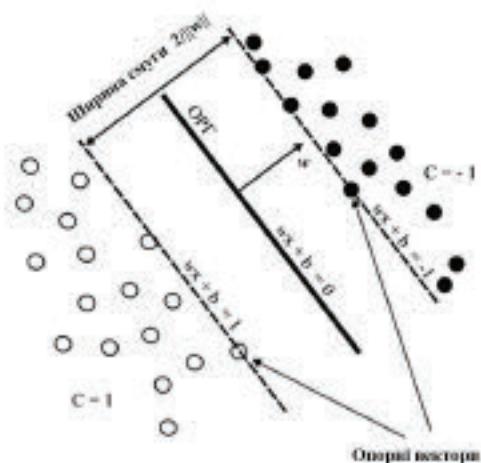


Рисунок 2.8 – Метод опорних векторів

У разі лінійної роздільності навчального набору даних потрібно вибрати ці гіперплощини таким чином, щоб між ними не лежала жодна точка навчальної вибірки, а потім максимізувати відстань між гіперплощинаами. Таким чином, завдання зводиться до оптимізації: $\|w\|^2 \rightarrow \min$ за умови, що $c_i(w \cdot x_i + b) \geq 1, 1 \leq i \leq n$, яка є стандартним завданням квадратичного програмування і вирішується за допомогою множників Лагранжа. У підсумку алгоритм класифікації може бути записаний у вигляді

$$f(x) = \operatorname{sign} \left(\sum_{i=1}^n \lambda_i c_i x_i \cdot x + b \right), \quad (2.2.)$$

де $[\lambda] = (\lambda_1, \dots, \lambda_n)$ – вектор множників Лагранжа.

Описаний вище алгоритм побудови ОРГ, запропонований в 1963 році В.Вапніком, є методом лінійної класифікації, проте потім був запропонований спосіб створення нелінійного класифікатора, в основі якого лежить перехід від скалярних добутків до довільних ядер, що дозволяє будувати нелінійні роздільники. Результатуючий алгоритм схожий на алгоритм лінійної класифікації з тією лише різницею, що кожний скалярний добуток замінюється нелінійною функцією ядра (скалярним добутком в просторі з більшою розмірністю). У цьому випадку роблять так: всі елементи навчальної вибірки вкладаються в простір X більш високої розмірності за допомогою спеціального відображення

$$\varphi : R^n \rightarrow X, \quad (2.3.)$$

при цьому відображення φ вибирається так, щоб в новому просторі X вибірка була лінійно роздільна. Найчастіше на практиці зустрічаються такі функції ядра: поліноміальна, радіальна базисна функція, Гауссова радіальна базисна функція, сигмоїд. Результати опублікованих робіт [69–71] показують, що застосування SVM забезпечує кращі результати, ніж нейронні мережі або дерева рішень, зазначається, що SVM мають великий потенціал для високоточної класифікації багатоспектральних даних ДЗЗ.

Дані ДЗЗ високого й надвисокого просторової розрізненності характеризуються широкою варіацією спектральних характеристик однакових

природних явищ. Значні спектральні коливання суттєво знижують точність стандартних класифікаційних алгоритмів піксельно-орієнтованого аналізу, у якості методу, здатного обійти ці обмеження, може бути використаний об'єктно-орієнтований підхід. Поряд з корисними перевагами, ООП має серйозний недолік – точність класифікації прямо залежить від якості сегментації зображення: якщо об'єкти виділені неакуратно результуюча помилка розпізнавання буде містити в собі як дефекти сегментації, так і класифікації, що призведе до низької якості підсумкової класифікації.

Отже, аналіз розглянутих методів цифрової обробки зображень ДЗЗ дозволив зробити наступні висновки:

– для роботи з дистанційними даними й отримання з них змістової інформації застосовуються спеціальні методи обробки, які можна розділити на дві групи – методи поліпшення зображень і методи тематичної обробки. На сьогодні ці методи реалізовані в системах обробки зображень і спеціалізованому програмному забезпеченні. При цьому вибір методу тематичної обробки на пряму залежить від об'єкту дослідження і поставлених завдань;

– обґрунтовано, що метод ООП з алгоритмом опорних векторів і штучні нейронні мережі – два найбільш перспективних методи обробки даних ДЗЗ з різною просторовою розрізненістю. Будучи за своєю природою непараметричними, ці методи забезпечують хороші результати автоматичного дешифрування безвідносно функцій розподілу ймовірностей, що описують класи образів, і відображають достатню ефективність для широкого спектра розподілів класу до тих пір, поки характеристики класів досить відмінні в просторі ознак. Слабкі місця традиційних параметричних класифікаторів, заснованих на статистичному підході, характерно виявляються при обробці даних середньої і високої просторового просторової розрізненості. Високий рівень відмінностей спектральних характеристик просторово близьких областей значно зменшує точність результатів класифікації. У даних умовах евристичні методи можуть давати більш ефективні результати, ніж традиційні алгоритми, наприклад такі, як метод максимальної правдоподібності.

2.3. Методи системного аналізу

В літературі є різноманітні визначення і формулювання основ системного підходу [50]. Це пов'язано з великою сферою і різнопрофільним застосуванням системного аналізу до вирішення задач – від технічних до соціальних, включаючи екологію, біологію, економіку та ін. У зв'язку з цим, при опрацюванні даного розділу із згаданих праць були запозичені ті формулювання і терміни, які частіше зустрічаються у відомій нам літературі і відповідають нашим уявленням про системний аналіз космічних систем ДЗЗ. За одним із визначень *системний підхід* – це загально методологічний принцип, який базується на теорії систем як методі пізнання і який реалізується засобами системного аналізу. Сутність системного підходу достатньо проста: всі складові складної системи повинні розглядатися як одне ціле і тільки у взаємозв'язку одне з одним. З приведеного в роботі [72–74] визначення витікає, що «системна методологія» - це синтез системних принципів аналізу проблеми, системного мислення, системного моделювання и системного управління сталого розвитку.

Системні принципи є основою методології управління стійким розвитком, коли зіставляються необхідне з досяжним, бажане з можливим, прогнозований ефект з витратними ресурсами. В роботі [75] сформульовані наступні шість системних принципів системної методології:

- умовність мети, яка в процесі управління розвитком неодмінно зазнає змін;
- цілісності системи, яка повинна бути утворена із відібраних попередньо розкладених складових частин;
- причинності, що управляє синтезом системи;
- підпорядкованості, визначаючим місце системи в ієархії систем;
- динамічного балансу, що представляє розвиток системи як реакцію на зміни зовнішніх і внутрішніх системних процесів
- інформаційної єдності, що зв'язує результати прогностичного моделювання і безпосередніх спостережень.

Системне мислення являє собою ментальну технологію прийняття рішень, що веде до визначення мети і втілює на практиці системні принципи.

Системне моделювання дозволяє обґрунтувати і вибрати найбільш раціональні методи побудови математичних моделей складних систем і моделювати процеси, що в них відбуваються.

Під управлінням стійким розвитком розуміються послідовні дії, які постійно наближають систему до очікуваного стану, стимулюючи тим самим подальший керований розвиток системи.

Якщо системна методологія, іншими словами системний підхід – теорія, то системний аналіз це практика застосування математичних методів для досягнення поставленої мети, а його успішний розвиток багато в чому визначається сучасними можливостями і перспективами розвитку обчислювальної техніки. Розвиток останньої дозволив залучити до базового арсеналу системного аналізу сучасні математичні методи із теорії дослідження операцій і загальної теорії управління. Основою є глибоке розуміння специфіки функціонування досліджуваної системи, володіння математичним апаратом, а також досвід та інтуїція дослідника.

Системний підхід призводить до необхідності розв'язку багатокритеріальних задач, тобто задач, в яких компромісний варіант досліджуваної системи вибирається за багатьма критеріями, коли необхідне досягнення найкращих значень одночасно для всіх критеріїв, кожен з яких характеризує одну із сторін проблеми, що розглядається. При цьому процес «відбору» є ітераційним з використанням одного узагальненого критерію. Найбільш важливими питаннями, що являють сутність системного підходу є:

- наявність складної системи з підсистемами, що розглядаються як одне ціле і зв'язані єдиною метою;
- декомпозиція, оптимізація і синтез системи з корекцією у процесі її утворення;
- введення єдиного узагальнюючого критерію, сформульованого для всієї системи в цілому за більшістю системних показників (часткових критеріїв);

- розробка методу відсіву неперспективних варіантів і цілеспрямованого вибору компромісного варіанту системи з більшого числа можливих варіантів.

Декомпозиція, що базується на багаторівневій структуризації, полягає в розділенні великомасштабної і складної системи на «незалежні» підсистеми. Декомпозиція може проводитися за різними ознаками і відтворювати різноманітні аспекти. Загальні розв'язки досягаються шляхом руху від підсистеми більш низького до підсистеми більш високого рівня: стан підсистем попереднього рівня входить в якості вихідної інформації у підсистему наступного рівня. Декомпозиція дозволяє проводити незалежну оптимізацію окремих підсистем.

Системний підхід має ефективний математичний апарат аналізу і формалізації. Із математичного арсеналу системного аналізу при оцінці та прогнозі розвитку процесів і систем відомі методи: аналізу ієрархій, системної динаміки і адаптивного балансу впливів, багатокритеріальної оптимізації. Таким чином, системний підхід – це сукупність методів для прийняття рішень на основі всебічного аналізу і моделювання взаємозв'язку сукупності процесів в складній системі, включаючи: технічні, екологічні, економічні та соціальні підсистеми в умовах великої кількості інформації різної фізичної природи.

Системна методологія послідовно зв'язує етапи управління від початкової концепції розвитку до конкретного плану дій, об'єднуючи весь комплекс заходів для вирішення проблем дослідження ВБУ з вдосконалення космічного геомоніторингу, так і оцінки впливу техногенного навантаження на природне середовище. Основні етапи [76]:

- формулювання мети роботи – постановка задачі;
- опис безлічі альтернатив;
- врахування зовнішніх зв'язків;
- розробка концептуальної моделі;
- формування схеми причинно-наслідкових зв'язків між елементами системи, що представляє концептуальну модель у вигляді системи рівнів, об'єднаних ланцюгами зворотних зв'язків;
- побудова системної діаграми моделі;

- формалізація моделі, тобто отримання в явному вигляді математичних рівнянь;
- визначення коефіцієнтів впливу;
- виконання імітаційного моделювання;
- вирішення оптимізаційної задачі - прийняття рішень.

Мета і її формулювання, як правило, є найголовнішим моментом при описі системи. Для того, щоб правильно сформулювати мету, зв'язати бажане з наявністю відповідних ресурсів і бути впевненим, що нижні ланки системи виконають вимоги верхніх ланок, необхідно, передусім, уявити собі структуру і процес функціонування складної системи. При встановленій ієрархії підсистем необхідно враховувати і ієрархію цілей. Існують різноманітні форми формування мети:

- мета як призначення системи (побудова дерева мети і задач);
- мета як первинна постановка задачі на дослідження (складання сценаріїв, оцінка можливих витрат ресурсів, що виділяються на досягнення мети);
- мета як сукупність основних вимог до системи (вибір показників ефективності, визначення кількісних характеристик цілі).

В системному аналізі математичне моделювання замінює досліднику фізичний або натурний експеримент. Коли результат не можна заздалегідь визначити або передбачити поведінку реальної системи, проводиться експеримент (імітація) з використанням заданих вхідних даних, які опрацьовують за допомогою імітаційної моделі. Послідовна реалізація за допомогою системного аналізу означених вище компонент системної методології дозволяє комплексно досліджувати динаміку розвитку космічного геомоніторингу ВБУ в умовах зростання техногенного навантаження [4].

2.3.1. Метод багатокритеріальної оптимізації

При вирішенні задач, для яких потрібно одночасне досягнення найкращих значень для всіх критеріїв, кожний з яких характеризує одну зі сторін розглянутої

проблеми використовується метод багатокритеріальної оптимізації [77-81.] У ряді випадків вибирається компромісний варіант досліджуваної системи. При цьому процес вибору є ітераційним з використанням єдиного узагальненого критерію. Стосовно до завдань дослідженнях стану ВБУ метод полягає у порівняльному аналізі зміни площ біотопів Київського водосховища отриманих з використанням інформації ДЗЗ. Враховуючи, що ми використовуємо метод, що застосовується в задачах класифікації дискретних об'єктів, під класом будемо розуміти множину явищ, об'єднаних деякими загальними властивостями, а розпізнаваний об'єкт наділений певним набором властивостей. Задача визначення класу об'єкта полягає у визначені, до якого з розглянутих класів $A = \{a_1, a_2, \dots, a_j, \dots, a_n\}$, найбільшою мірою належить об'єкт $B = \{b_1, b_2, \dots, b_j, \dots, b_m\}$, який класифікується (a і b параметри які порівнюються, наприклад біотопи водосховища чи гідрохімічні показники).

Для рішення таких задач використовуються алгоритми, що складаються з наступних етапів: введення функції близькості порівнюваних величин a і b , обчислення оцінки для функції близькості – S та функції відповідності – f для досліджуваного об'єкту за опорною множиною класів. Функція відповідності описує ступінь збігу значень порівнюваних величин. Вибір тієї чи іншої функції відповідності визначається характером задачі.

Для оцінки ступеня належності об'єктів процесу A до B визначається функція приналежності – F , як єдиний узагальнений критерій:

$$F(B, A) = \sum_{j=1}^n \mu(b_j, a_j) \cdot f(b_j, a_j), \quad (2.4.)$$

Обчислення оцінок на опорній множині означає визначення близькості між усіма параметрами одного класу і об'єктом, що класифікується з врахуванням міри важливості характеристик класу – $\mu(b_j, a_j)$. Найбільшого значення функція приналежності досягає при співпаденні значень всіх параметрів, а найменшого значення рівного нулю, коли не відповідає жодному параметру.

Функції відповідності значення параметр a до параметру b визначається

$$f(b_j, a_j) = [1 - S_j(b_j, a_j)], \quad (2.5.)$$

Функція відповідності f має тим більше значення, чим менша похибка, тобто, чим менша різниця між значенням еталонного року та значенням року що порівнюється.

Визначаємо близькість значення параметру a до параметру b за допомогою функції близькості для наступних випадків:

$$S_j(b_j) = (\bar{a}_j - b_j)/\bar{a}_j, \text{ для параметрів збільшення, значення яких позитивно впливає на якість води;} \quad ((2.6.))$$

$$S_j(b_j) = (b_j - \bar{a}_j)/b_j, \text{ для параметрів зменшення, значення яких негативно впливає на якість води.} \quad (2.7.)$$

У випадку, коли для якої-небудь характеристики тематичної задачі буде відсутній відповідний параметр, тоді $S(b_j, a_j) = 1$.

2.3.2. Метод аналізу ієрархії

Зрозуміло, що визначення інтегрального екологічного стану ВБУ водосховища неможливе за абсолютною значенням одного з параметрів (критеріїв), а лише за відносним зіставленням багатьох параметрів шляхом попарних експертних порівнянь ступеня переваги за кожним з них. Для досягнення поставленої мети, тобто для отримання формалізованої багатокритеріальної оцінки зазначених екологічних факторів водосховища було використано аналітичний ієрархічний процес, який реалізовано у *методі аналізу ієрархії (MAI)* [82].

Це дозволило сформулювати задачу оцінки екологічного стану Київського водосховища за період спостережень з 1989–2013 рр. як систему ієрархічно зв'язаних чинників, критеріїв і впливів, що відбувають особливості реакцій макрофітів на зміну зовнішніх умов. Особливістю MAI є можливість відносного зіставлення оцінки екологічного стану водосховища як за абсолютною (кількісними), так і за якісними характеристиками ступеню їхньої переваги. Метою MAI є розв'язання задачі оцінювання за допомогою її багатокритеріального рейтингування.

Метод дозволяє «зважити» у єдиній шкалі переваги і недоліки розглянутих альтернатив і отримати за кожною з них формалізовану узагальнючу оцінку. На основі експертних оцінок сформувати необхідну цільову функцію і вибрати з багатьох альтернативних варіантів переважаючий для рішення поставленої задачі.

Основна проблема використання методу полягає у послідовній декомпозиції цільової функції на більш прості критеріальні складові – показники, що об'єднуються у відповідні ієрархічні рівні. Найбільш відповідальним етапом є побудова ієрархії суджень між першим і останнім рівнями. Задача першого рівня полягає у формуванні мети, яка буде досягнута в процесі рішення задачі.

Метод має кілька етапів (рис. 2.9). Перший етап полягає в структуризації задачі у вигляді ієрархічної структури з декількома рівнями: цілі – критерії – альтернативи. На другому етапі експерт здійснює попарні порівняння елементів кожного рівня [83]. Найбільш відповідальним етапом є побудова ієрархії суджень між початковим (мета, яка буде досягнута в процесі розв'язання задачі) і останнім рівнями. Результати порівнянь елементів кожного рівня переводяться в числа. Далі обчислюються коефіцієнти важливості для елементів кожного рівня. Перевіряється узгодженість суджень експертів. Підраховується кількісний узагальнений критерій якості кожної з альтернатив і визначається найкраща альтернатива.



Рисунок 2.9 – Етапи MAI

Коли розглянута проблема представлена ієархічно, для формалізації експертної процедури будується множина матриць попарних порівнянь для кожного рівня і за кожною складовою даного ієархічного рівня. Проводиться їх нормалізація і оцінка векторів пріоритетів з точки зору ступеню їх впливу на складові попереднього рівня. Подібні матриці повинні бути побудовані для попарних порівнянь кожної альтернативи на другому рівні стосовно спільної мети на першому рівні і т.д. При цьому зіставлення відбувається не за абсолютною значеннями, а за ступенем відносної переваги за кожним параметром. Дано процедура здійснюється на кожному ієархічному рівні включаючи останній, для якого вираховуються пріоритети з точки зору ступеня їх впливу на передостанній рівень експертних суджень.

У результаті система переваг представляється квадратною матрицею. Елементи матриці – відношення абсолютнох пріоритетів експертів, являють собою оцінки, судження експерта чи його групи щодо відносної важливості окремих параметрів, що порівнюються за відношенням до критерію, більш високого рівня, із попередньо заданою шкалою оцінок.

Для зручності представлення подальших міркувань матриці попарних порівнянь, що завжди є квадратними і обернено симетричними, запишемо у вигляді:

$$\left\| a_{ij} \right\|, a_{ji} = 1/a_{ij}, \quad (2.8.)$$

де $i, j = 1, \dots, n$ число критеріїв, порівнюваних на кожнім рівні.

Далі обчислюються компоненти власного вектора матриці, а саме:

$$a_1 = \left(\prod_{j=1}^n a_{1j} \right)^{1/n}; \dots; a_n = \left(\prod_{j=1}^n a_{nj} \right)^{1/n}. \quad (2.9.)$$

З отриманих груп матриць визначаються нормальні оцінки вектора локальних пріоритетів:

$$K_1 = a_1 / \sum_i a_i; \dots; K_n = a_n / \sum_i a_i. \quad (2.10.)$$

Після того як компоненти власного вектору отримані для всіх i рядків матриці відповідно до виразів (2.9), стає можливим їхнє використання для подальших обчислень.

Одночасно з матрицею парних порівнянь здійснюється оцінка ступеня відхилення від узгодженості отриманих локальних пріоритетів шляхом обчислення індексу узгодженості (IU). Індекс узгодженості в кожній матриці і для всієї ієрархії може бути приблизно обчисленний за формулою:

$$IU = \left(\sum_{i=1}^n K_i \sum_{j=1}^n a_{ij} - n \right) / (n-1). \quad (2.11.)$$

Ця величина порівнюється з тією, котра вийшла б при випадковому виборі кількісних суджень. Якщо розділити IU на число, що відповідає випадковій узгодженості матриці того ж порядку, отримаємо відношення узгодженості.

Обробка матриць, наприклад, чотирьох рівнянь дає можливість вирахувати вектори пріоритетів відповідних рівнянь K^1, K^2, K^3 і K^4 , компоненти яких визначають їх пріоритети з точки зору експерта. MAI дозволяє сконструювати необхідну цільову функцію й оцінити ступінь впливу на неї кожної з характеристик досліджуваної системи. В узагальненому критерії F перший рівень відповідає прийняттю рішення за всіма векторами цільових пріоритетів, другий – вектору цільових пріоритетів, третій – компонентам вектору цільових пріоритетів і четвертий – компонентам вектора пріоритетності показників порівнюваних альтернатив.

Якщо отримані всі необхідні вагові коефіцієнти, то формула згортки узагальненого критерію для порівнюваних варіантів має вигляд:

$$F = \sum K_l^1 \sum K_m^2 \sum K_r^3 \sum K_p^4 \cdot x_p^s, \quad (2.12.)$$

де верхній індекс критеріального пріоритету позначає рівень ієрархії; x_p^s – коефіцієнт переваги варіанта s за показником p .

2.3.3. Метод системної динаміки – адаптивного балансу впливів

Будь-яка складна система може бути розкладена на основні елементи, що мають визначальне значення для досягнення тієї мети, заради якої вводиться поняття про цю систему. Відповідно до концепції декомпозиції і синтезу складних систем, що мають множинні внутрішні зв'язки та визначають причинно-наслідкові відносини між елементами системи для кількісного їх аналізу Дж. Форестером був запропонований *метод системної динаміки (SD-метод)* [84]. Це було обумовлено тим, що використання тільки експертних оцінок не дозволяє передбачити результати нелінійних взаємодій між елементами складної системи, а також врахувати ефекти запізнення виконання окремих рішень.

Основною перевагою методу є побудова динамічної моделі об'єкта управління на основі експертних даних про причинно-наслідкові відносини в модельній системі і, на цій основі, широка можливість моделювання процесів стійкого розвитку. Стани, які є функціями часу, називаються сценаріями розвитку, а послідовний рух до поставленої мети – «стійким розвитком». Дії, що прискорюють рух до поставленої мети, називають «управлінням стійким розвитком». Для того щоб врахувати наявний фактор часу, метод системної динаміки має опиратися на прості динамічні зв'язки між рівнями та потоками інформації.

Інформаційний зв'язок рівня X зі швидкістю потоку u може бути представлена як:

$$u = aX \quad (2.26.)$$

де a – коефіцієнт пропорційності, що задає швидкість росту рівня X .

Значення рівня в момент часу k визначається різницею вхідного aX_0 і вихідного aX_j потоків

$$X_k = X_j + \tau [aX_0 - aX_j] \quad (2.27.)$$

Вплив процесу (рівня) X_p на процес X_c записується як добуток коефіцієнта впливу a_{cp} на величину X_p .

Для моделювання інтегральних процесів в екосистемі і оцінки ресурсного потенціалу Тимченко І.Є. і Ігумнова Є.М. запропонували метод адаптивного балансу впливів (*ABC*-метод), який є розвитком методу системної динаміки [85].

ABC-метод дозволяє моделювати та прогнозувати розвиток складних систем і виконувати обчислювальні функції з урахуванням взаємодії усіх модулів, кожен з яких знаходиться у стані динамічної рівноваги. Рівновага підтримується функціями впливу, яка пов'язує даний модуль з іншими модулями системи. Режим динамічного балансу впливів всередині системи зберігається під управлінням зовнішнього впливу на систему.

У відповідності до методу *ABC* через кожен рівень X_i проходить потік відповідної компоненти. Вхідний в рівень і вихідний з нього потоки регулюються ланцюгами зворотних зв'язків через швидкість потоків, які заходяться під впливом функцій внутрішньо-системних зв'язків і зовнішнього впливу.

Якщо розглянути динаміку системи на невеликому інтервалі часу, то можна допустити, що потік, що втікає в рівень, має постійну швидкість. У цих умовах модель відображає наступний ланцюжок подій: потік наповняє рівень – інформація про це надходить у темп потоку (вентиль) – система приймає рішення зменшити чи збільшити швидкість потоку – значення рівня на наступному інтервалі часу зменшиться чи збільшиться.

Основні положення *ABC*-методу полягають у наступному [85]:

- структура складної системи формується з універсальних модулів і функцій впливу, а також допоміжних елементів, що перетворюють впливи, направлені на конкретний модуль;
- керована система і її окремі модулі знаходяться в стані динамічного балансу, підтримуваного зовнішніми впливами на систему;
- порівняння модельних і фактичних сценаріїв розвитку за деякий період часу дозволяє ввести статистику відхилень, тобто оцінити якість управління;
- дані спостережень засвоюються в чисельному алгоритмі розрахунку прогностичних сценаріїв і забезпечують адаптацію модельних сценаріїв до реальності.

Методика полягає в розробці концептуальної моделі і формуванні схеми причинно-наслідкових зв'язків між елементами системи, на підставі якої створюється системна діаграма моделі. Причинно-наслідкові зв'язки в моделі зображені за допомогою функцій впливу через відповідні потоки, які забезпечують взаємний вплив компонентів вектора стану системи (модулів X_i) і динамічну рівновагу системи. Формалізація моделі полягає в отриманні математичних рівнянь, що виражають адаптивний баланс впливів усередині системи.

Запропонований в роботі [72] системний принцип адаптивного балансу впливів визначає значну рівновагу в будь якій динамічній системі, яка повинна бути забезпечена балансом позитивних і негативних зворотних зв'язків. Застосовуючи цей принцип, автори цих робіт використовували до правої частини рівняння (2.26.) одночасно обидві залежності: x і $-x$. Для того, щоб уникнути при цьому тривіального випадку $F(x)=0$, ці залежності були введені з деякими коефіцієнтами, які були позначені $F^{(-)}(x)$ і $F^{(+)}(x)$, що названі «базовими функціями впливу». Тоді рівняння процесу приймає вигляд:

$$\frac{dx}{dt} = F^{(-)}(x) \cdot x - F^{(+)}(x) \cdot x \quad (2.27.)$$

При цьому із зростанням x базова функція $F^{(-)}(x)$ монотонно зменшується, а базова функція $F^{(+)}(x)$ монотонно росте. Для забезпечення загального балансу достатньо поставити додаткові умови симетрії базових функцій впливу

$$F^{(-)}(x) + F^{(+)}(x) = 1 \quad (2.28.)$$

З урахуванням цієї умови універсальне рівняння системної моделі процесу x приймає наступну форму:

$$\frac{dx}{dt} = x[1 - 2F^{(+)}(x)] \quad (2.29.)$$

де $F^{(+)}(x)$ - монотонно зростаюча функція, вибір якої визначається виключно зручністю математичного рішення цього рівняння.

Можна використовувати найбільш просту базову функцію впливу, вибираючи її у вигляді $F^{(+)}(x) = x$. Тоді рівняння (2.29) переписується наступним чином:

$$\frac{dx}{dt} = x[1 - 2x] \quad (2.30.)$$

Вираз (2.9) було отримано для випадку одного процесу x . Присутність в системі двох і більше різних процесів, зв'язаних загальним впливом x , потребує враховувати ці впливи шляхом додавання відповідних функцій в аргументи базових функцій впливу.

Як приклад розглянемо два взаємопов'язаних процеси розвитку об'єднаних в систему як показано на рис. 2.10.

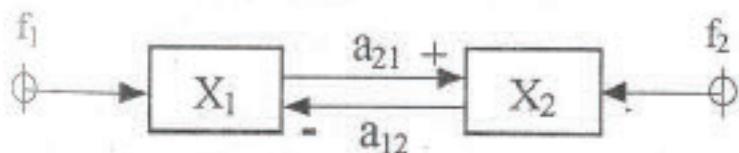


Рис. 2.10 – Концептуальна модель простої системи, що утворена взаємопов'язаними процесами x_1 та x_2 .

Приймаємо, що вплив процесу x_2 на процес x_1 може бути представлений залежністю $x_1 = a_{12}x_2$, а зворотний вплив – залежністю $x_2 = a_{21}x_1$. У відповідності з АВС-методом всі зовнішні впливи f_i направлені на даний процес и показані стрілками на рис. 2.10, повинні бути додані до аргументів базових функцій впливу. У результаті для концептуальної моделі система динамічних рівнянь має вигляд:

$$\begin{aligned} \frac{dx_1}{dt} &= x_1[1 - 2F_1^{(+)}(x_1 + a_{12}x_2 - f_1)] \\ \frac{dx_2}{dt} &= x_2[1 - 2F_2^{(+)}(x_2 + a_{21}x_1 - f_2)] \end{aligned} \quad (2.31.)$$

Відзначимо, що знаки впливу змінені на протилежні в порівнянні з рис. 2.10 для того, щоб зберегти позитивний і негативний характер цих впливів. Якщо базові функції впливу прийняти рівними своїм аргументам, отримаємо:

$$\begin{aligned}\frac{dx_1}{dt} &= x_1 [1 - 2(x_1 + a_{12}x_2 - f_1)], \\ \frac{dx_2}{dt} &= x_2 [1 - 2(x_2 + a_{21}x_1 - f_2)]\end{aligned}\quad (2.32.)$$

У загальному випадку, коли модельована система вмішує n взаємозв'язаних процесів, система динамічних рівнянь ABC-моделі приймає наступний вигляд:

$$\frac{dx_i}{dt} = x_i \left[1 - 2F^{(+)} \left(x_i - \sum_{j=1}^{n-1} a_{ij} x_j - f_j \right) \right], \quad (i, j = 1, 2, \dots, n), \quad i \neq j \quad (2.33.)$$

У випадку, коли $F(x) = x$ і $f_j = 0$ вираз (2.33.) приймає вигляд:

$$\frac{dx_i}{dt} = x_i \left[1 - 2 \left(x_i - \sum_{j=1}^{n-1} a_{ij} x_j \right) \right] \quad (2.34.)$$

Більш простим рівняння (2.34) стає при виборі базової функції впливу $F^{(+)}(x_i)$ у формі параболи, що асимптотично наближається до одиниці:

$$F^{(+)}(x_i) = 1 - 0,5(a_n x_1 + a_{n-1} x_2 + \dots + a_m x_n) \cdot x_i^{-1}, \quad (i, j = 1, 2, \dots, n), \quad i \neq j \quad (2.35.)$$

Підставивши (2.34.) в (2.35.) отримуємо стандартне рівняння для опису процесів у системі, яке при цьому стає лінійним і має наступний вигляд:

$$\frac{dx_i}{dt} = a_{ii} x_i + a_{i1} x_1 + a_{i2} x_2 + \dots + a_{i,i-1} x_{i-1} - x_i + a_{i,i+1} x_{i+1} + \dots + a_{in} x_n \quad (2.36.)$$

де a_i – коефіцієнти рівнянь моделі, які враховують вплив складової s на складову i та зберігають постійне значення у вибраному інтервалі часу; t – часовий або просторовий аргумент процесу.

Надаючи індексу i значення $1, 2, \dots, n$, отримуємо систему рівнянь динамічної ABC-моделі, яку ми будемо використовувати надалі.

Коефіцієнти впливу a_{ij} ABC-моделі можуть бути ідентифіковані двома основними шляхами: за оцінками експертів і на основі статистичної обробки архівних даних.

Перший спосіб зводиться до визначення величин коефіцієнтів шляхом експертного аналізу сценаріїв розвитку і прогнозованих експертами умов навколошнього середовища. Цей спосіб використовується коли апріорна

інформація про поведінку систем дуже обмежена. Величини коефіцієнтів впливу співвідносяться між собою за суб'єктивними міркуваннями експертів, які порівнюють між собою ступінь впливу одних процесів на інші.

Другий спосіб може бути використаний при наявності тимчасових рядів спостережень за процесами розвитку, що протикають на протязі деякого часу і зберігаються в архівах. Орієнтуючись на побудови комп'ютерних технологій прийняття управлінських рішень, доцільно віддавати перевагу другому методу, виконувати збереження, архівацію і прогнозування спостережень сценаріїв розвитку для об'єктивної оцінки коефіцієнтів впливу.

Безперечною перевагою розглянутого методу системного моделювання є простота переходу від концептуальної моделі системи до її формального опису. ABC-метод дозволяє моделювати й прогнозувати розвиток складних систем та здійснює обчислювальні функції з врахуванням взаємодії всіх модулів, кожний з яких знаходиться у стані динамічної рівноваги. Рівновага підтримується функціями впливу, що пов'язують даний модуль з іншими модулями системи. Режим динамічного балансу впливу всередині системи зберігається під управлінням зовнішнього впливу на систему. Практичне застосування цього методу при вирішенні задач оцінки ВБУ розглядається у розділі 4.3.

Отже, системне моделювання дозволяє обґрунтувати і вибрати найбільш раціональні методи побудови математичних моделей складних систем, складові яких розглядаються як єдине ціле, але тільки у взаємозв'язку одне з одним. Для моделювання та прогнозу розвитку процесів що відбуваються у водно-болотних екосистемах пропонується застосування методів: багатокритеріальної оптимізації, системної динаміки та адаптивного балансу впливів, експертних оцінок (аналізу ієрархій). Вибір того чи іншого методу залежить від складності розглянутої системи, типів існуючих в ній зв'язків і процесів, способу представлення вхідних і вихідних даних.

Висновки до розділу 2:

1. Створена концептуальна модель оцінки стану ВБУ Київського водосховища відображає основні етапи застосування системного аналізу стану території дослідження з використанням даних ДЗЗ і наземних спостережень.
2. Так, як вибір методу тематичної обробки напряму залежить від об'єкту дослідження та поставлених завдань, під час дослідження стану ВБУ Київського водосховища, для дешифрування КЗ середньої просторової розрізненості Landsat, нами було обрано алгоритм піксельно-орієнтованої класифікації методом штучних нейронних мереж з виділенням біотопів надфітоценотичного рівня, тому що застосовуючи цей метод можна зробити розпізнавання з більш високою точністю, ніж, застосовуючи статистичні методи.
3. Для дешифрування КЗ високої просторової розрізненості QuickBird було обрано алгоритм об'єктно-орієнтованої класифікації із застосуванням методу опорних векторів з виділенням біотопів фітоценотичного рівня, що є найбільш високоточним підходом.
4. Для визначення стану ВБУ у верхів'ї Київського водосховища обґрунтувано використання таких методів системного аналізу:
 - метод багатокритеріальної оптимізації (для оцінки якості води для потреб водоспоживання та встановлення її взаємозв'язку із структурою біотопів ВБУ);
 - метод аналізу ієрархій (для порівняння ступеня важливості екосистемних послуг водосховища);
 - метод адаптивного балансу впливів (для прогнозування та моделювання впливу різних типів біотопів на загальне забруднення води Київського водосховища).
5. Послідовна реалізація за допомогою системного аналізу означених вище компонентів системної методології застосовується для комплексного дослідження динаміки розвитку космічного геомоніторингу ВБУ.

РОЗДІЛ 3

ФОРМУВАННЯ ІНФОРМАТИВНИХ СКЛАДОВИХ ОЦІНКИ СТАНУ ВБУ КІЇВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА ДЛЯ НАЗЕМНОГО І ДИСТАНЦІЙНОГО МОНІТОРИНГУ

3.1. Наземні показники екологічного стану водосховища

Серед чинників, які справляли і продовжують справляти визначальний вплив на формування екосистем водосховища та його функціонування, основними є перебіг внутрішньоводоймних процесів і техногенний (антропогенний) прес, зокрема такі його складові, як поетапне введення в дію водосховища, рівневий режим, режим попусків води і, особливо, евтрофікація та забруднення стічними водами. Для Київського водосховища, що сусідить із зоною відчуження ЧАЕС, важливе значення має також радіоактивне забруднення, проте у цій роботі ми не будемо торкатися даного виду антропогенного впливу.

Взаємодія природних гідрологічних, гідрохімічних та гідробіологічних процесів і антропогенного впливу визначає особливості екосистеми водоймищ, структурні особливості біотопів і, відповідно, її біотичне різноманіття. Відповідно до змін, що відбуваються в екосистемі, проходить адаптація гідробіонтів до нових умов існування, перебудовуються гідробіоценози, перерозподіляються екологічні ниши.

Основою контролю якості середовища (екологічного стану) традиційно є фізико-хімічні методи, що передбачають визначення абіотичних чинників: температури, прозорості води, концентрації завислих речовин, іонного складу, мінералізації, концентрації біогенних елементів, органічної речовини, розчиненого у воді кисню, різноманітних токсикантів, показника pH тощо. Такі контролювані показники складу і властивостей водного середовища дають формалізовану оцінку якості води, і не лише її відповідності діючим прагматичним нормативам (питного водоспоживання чи рибництва), але й дозволяють оцінити перспективи та загрози щодо порушення функцій

відтворення основних біотичних компонентів природних екосистем водойми (тобто "загальноекологічний" фактор зміни природного середовища).

Екологічна оцінка якості води Київського водосховища була виконана за матеріалами спостережень ДГМС наданими Центральною геофізичною обсерваторією МНС України за період від 1987 р. до 2014 р. На території Київського водосховища розташовано три гідропости ДГМС, що знаходяться в районі м. Чорнобиль, с. Страхолісся та с. Нові Петрівці (рис.3.1). Однак, в зв'язку

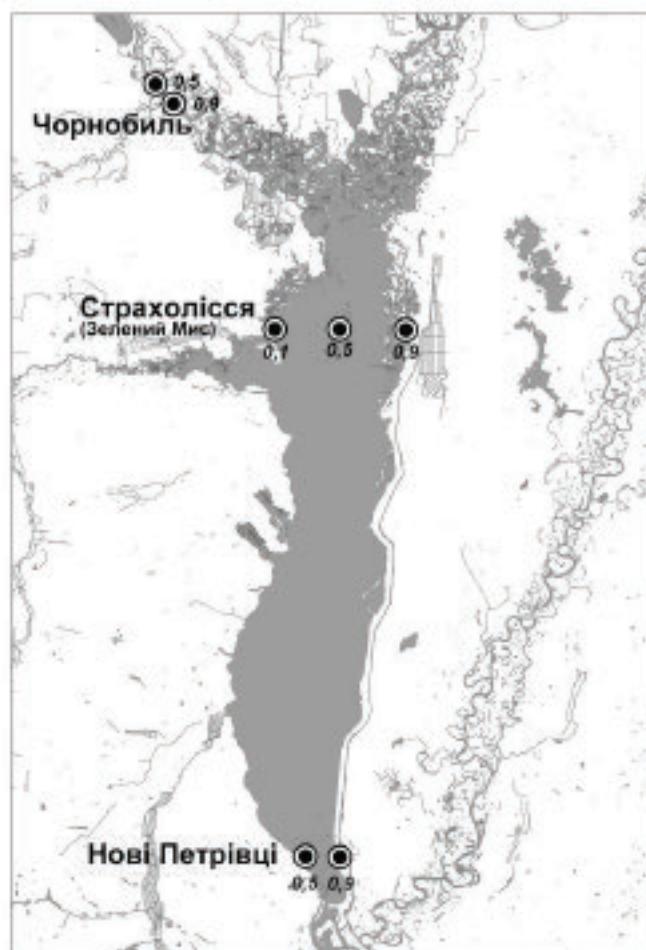


Рисунок 3.1 – Схема розташування гідрохімічних пунктів спостереження за якістю поверхневих вод ДГМС на акваторії Київського водосховища

з тим, що найбільш цікавими для нашого дослідження були ВБУ верхів'я водосховища, як найбільш динамічна система, ми зосередили увагу на пункті спостереження в межах Страхолісся.

Гідропост Страхолісся розташований в 3,5 км на південь від с. Страхолісся, на території затопленої лучної заплави р. Дніпро, на режим його рівня впливає Київська ГЕС, розташована в 80 км нижче посту. В 1,2 км нижче гідропосту знаходиться затоплене гирло р. Тетерів. Гідропост складається з трьох точок спостереження за якістю води, які знаходяться на 0,1, 0,5, і 0,9 долі ширини водосховища на лінії цього пункту спостереження. Ширина водосховища в створі поста 14 км. Проби відбираються щоквартальна на глибині 0,5 м від поверхні та 0,5 м від дна водойми. На

основі цих спостережень нами було отримано середньорічні значення ряду гідрохімічних показників, таких як: CO_2 , O_2 , $\text{N}_{\text{(зар)}}$, NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ , $\text{P}_{\text{(зар)}}$, PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , Cl^- , HCO_3^- , Cr^{4+} , Ca^+ , K^+ , Mg^+ , Na^+ , Cu^+ , Fe^+ , нафтопродукти, феноли, СПАР,

ДДТ, БСК5, біохромна окиснюваність, рН, прозорість, кольоровість, мінералізація, завислі речовини та ін. (значення яких наведені в Додатку Г).

Узагальнення оцінок якості води за окремими показниками з визначенням інтегральних значень класів і категорій якості води виконувалося на основі аналізу показників у межах відповідних блоків згідно до вимог "Методики екологічної оцінки якості поверхневих вод відповідними категоріями" [86]. Це узагальнення полягало у визначені значень (3.1.) для трьох блокових індексів якості води: забруднення компонентами сольового складу (I_1), трофо-сапробіологічного (еколого-санітарного) (I_2), специфічних показників токсичної і радіаційної дії (I_3). Факторний індекс ($I_{\text{факт}}$) визначався за відношенням усереднених значень однієї з характеристик у кожному блоку до їх регламентованих величин та розраховується за формулою:

$$I_{\frac{\text{факторний}}{(1,2,3)}} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n N_i \quad \text{де } N_i - \text{номер категорії} \quad (3.1.)$$

I_1	I_2	I_3
<i>Індекс забруднення компонентами сольового складу</i>	<i>Індекс трофо-сапробіологічних показників (еколого-санітарний)</i>	<i>Індекс специфічних показників токсичної дії</i>
<ul style="list-style-type: none"> • сума іонів; • хлориди; • сульфати. 	<ul style="list-style-type: none"> • рН; • завислі речовини; • азот амонійний; • азот нітратний; • азот нітратний; • фосфор; • розчинений кисень; • %насичення води киснем; • перманганатна окиснюваність; • біохроматна окиснюваність; • БСК5. 	<ul style="list-style-type: none"> • мідь; • хром; • залізо; • цинк; • марганець; • нафтопродукти; • феноли; • СПАР.

Визначення об'єднаної оцінки якості води полягало в обчисленні інтегрального, або екологічного індексу (I_E) – як середнє арифметичне значення від трьох факторних індексів:

$$I_E = \frac{I_1 + I_2 + I_3}{3}, \quad (3.2.)$$

де: I_1 - індекс забруднення компонентами сольового складу;

I_2 - індекс трофо-сапробіологічних (еколого-санітарних) показників;

I_3 - індекс специфічних показників токсичної дії;

I_B - екологічний індекс (інтегральний).

Гідрохімічний індекс забруднення води (ІЗВ), розроблений ще Держкомгідрометом СРСР, відноситься до категорії показників, що найчастіше використовуються для оцінки якості водних об'єктів. Цей індекс є типовим адитивним коефіцієнтом і середньою часткою перевищення ГДК за суворо лімітованою кількості індивідуальних інгредієнтів [87]. Розрахунок ІЗВ проводився за обмеженим числом інгредієнтів. Визначалося середнє арифметичне значення результатів хімічних аналізів за кожним з таких показників, як: азот амонійний, азот нітратний, нафтопродукти, феноли, розчинений кисень, біохімічне споживання кисню (БСК5). За результатами аналізів кожного з показників виводилося їх середньоарифметичне значення, що порівнювалось з їх ГДК. ІЗВ розраховується за формулою:

$$IZB = \frac{1}{6} \sum_{i=1}^6 \frac{C_i}{ГДК_i}, \quad (3.3.)$$

де C_i - середня концентрація одного із шести показників якості води;

$ГДК_i$ – гранично допустима концентрація кожного з шести показників якості води.

В якості різновиду ІЗВ також був використаний *сумарний показник хімічного забруднення води (ПХЗ-10)*, який його авторами називається «формалізованим», він розраховується за десятьма сполуками замість шести, з використанням формули підсумовування дій:

$$ПХЗ-10 = (C_1/\PiДК_1 + C_2/\PiДК_2 + \dots + C_{10}/\PiДК_{10}), \quad (3.4.)$$

де C_i – концентрація хімічних речовин у воді, мг/дм³;

$\PiДК_i$ – гранично допустима концентрація, мг/дм³.

ПХЗ-10 найчастіше використовують для виявлення зон надзвичайної екологічної ситуації та зон екологічного лиха. Проте в наших дослідженнях він був використаний для відстеження довготривалих змін, що могли мати місце в екосистемі верхніх ділянок Київського водосховища, оскільки дозволяє

враховувати як перебіг природних процесів, так і зміни антропогенного характеру. Так, всі показники було розділено на дві групи та розраховано *ПХЗ-10 (фіз-хім.)* та *ПХЗ-10 (антр.)*. До першої групи ввійшли показники, що відповідають за фізико-хімічні властивості води, газовий склад та головні іони, а до другої групи – забруднюючі речовини органічного походження та біогенні компоненти. Розрахунки проводилися згідно з [88]. У табл. 3.1 наведено результати розрахунку зведених індексів та показників якості води за досліджуваний період.

Таблиця 3.1 – Екологічна оцінка якості води Київського водосховища

Роки	I_1 ¹	I_2 ²	I_3 ³	I_E ⁴	$I_{ЗВ}$ ⁵	ПХЗ-10 (фіз-хім.) ⁶	ПХЗ-10 (антр.) ⁷
1989	1,33	2,55	4,00	2,63	0,73	4,05	4,15
1991	1,33	2,45	3,13	2,30	0,38	4,95	2,38
1993	1,33	3,18	5,00	3,17	1,79	15,63	7,46
1995	1,33	3,45	4,00	2,93	1,75	12,10	7,74
1997	1,33	3,36	3,50	2,73	0,91	12,51	5,85
1999	1,33	3,55	3,38	2,75	0,83	20,03	4,37
2001	1,33	3,64	4,13	3,03	1,77	19,75	10,10
2003	1,33	3,73	2,75	2,60	0,81	19,92	4,56
2005	1,0	3,45	2,38	2,28	0,56	34,32	2,53
2007	1,33	3,55	2,63	2,50	0,74	22,19	4,58
2009	1,0	3,73	3,38	2,70	0,94	16,71	4,50
2011	1,33	3,36	3,25	2,65	0,89	19,63	4,36
2013	1,0	3,36	2,88	2,41	0,82	19,36	3,81

де:

1. I_1 – індекс забруднення компонентами сольового складу;
2. I_2 – екологічно - санітарний індекс;
3. I_3 – індекс показників токсичної дії;
4. I_E – загальний екологічний індекс;
5. $I_{ЗВ}$ – індекс забруднення води;
6. *ПХЗ-10 (фіз-хім.)* – показник хімічного забруднення води за фізико-хімічними властивостями;
7. *ПХЗ-10 (антр.)* – показник хімічного забруднення води за речовинами органічного походження та біогенними компонентами.

На підставі проведених розрахунків [15] екологічної оцінки якості води за наземними показниками верхів'я Київського водосховища можна констатувати:

1) за еколого-санітарним блоком спостерігається тенденція до погіршення, значення індексу зростає 2,5 від до 3,4. Так, стан водойми на 1989 рік відповідає II

класу якості води ("дуже добре", "чисті" води) та змінюється до III класу якості (води, перехідні за якістю від "добрих", "досить чистих" до "задовільних", "слабо забруднених") станом на 2013 рік;

2) за критерієм специфічних речовин токсичної та радіаційної дії навпаки простежується позитивна динаміка. Так якість води водосховища станом на 1993 р. відноситься до III класу якості ("посередніх", "помірно забруднених" вод), а в 2011 р. – до II класу ("добрих", "досить чистих" з тенденцією наближення до "задовільних", "слабо забруднених" вод);

3) величина інтегрального екологічного індексу I_E коливається в межах від 2,3 до 3,1, що дає підставу віднести водойму в цілому до II класу якості води, 3 категорії. Вода за якістю оцінюється як "добра" за станом, "досить чиста" за ступенем чистоти;

3.2. Показники стану ВБУ отримані за матеріалами ДЗЗ

Для оцінки і відвернення шкідливого антропогенного впливу на навколошне природне середовище надзвичайно важливою є система екологічного моніторингу водних екосистем на основі поєднання даних наземних спостережень стану якості води ДГМС з матеріалами ДЗЗ, на основі ГІС/ДЗЗ-технологій та їх подальший статистичний аналіз за допомогою системних методів.

Водні макрофіти як індикатори екологічного стану водного середовища.

Водні макрофіти і їхні угрупування, що утворюють водні рослинні ландшафти (ВРЛ), є досить чутливими індикаторами екологічного стану природного середовища їх проживання. Вироблені в них у процесі еволюції ознаки досить чітко індукують рівні води, а також її хімічний і органічний склад. Важко переоцінити їх роль в біохімічному кругообігу речовин і енергії перезволожених екосистем і в процесах самоочищення водойм.

Заростаюча частина мілководних ділянок водойм (літоралі) відноситься до числа важливих інформативних зон водних біотопів. До числа останніх відносяться перехідні зони водних мас - ділянки змішування і границь контактів

вод різного походження і якості. Такими зонами, наприклад, можуть бути: прибережна зона на межі розділу берег-водойма, гирла річок (річка-водосховище), ділянки змішування водних мас різних річок. Зони біотопів, з одного боку, відносяться до числа найбільш критичних ділянок з точки зору можливості погіршення екологічної та санітарно-епідеміологічної ситуації в регіоні їх знаходження. З іншого боку, ці зони є найбільш інформативними ділянками, контроль за станом яких дозволяє не тільки оцінювати екологічну ситуацію, а й прогнозувати її розвиток. Найбільш складні біотопи виникають на межі розділу двох середовищ при утворенні потужних заростей водних рослин (повітряно-водних, занурених і рослин з плаваючим листям). Завдяки комплексу біологічних особливостей і специфічності займаних ними екологічних ніш проживання, функціональна роль цих фотосинтезуючих гідробіонтів у формуванні якості природних вод і біологічної продуктивності континентальних водойм досить велика. Не менш істотна роль вищих водних рослин в біоіндикації тих змін, які відбуваються у водних екосистемах під впливом природних і антропогенних факторів. Вони певною мірою є інтегральним показником екологічного стану середовища їх проживання, дають досить повне уявлення про абіотичні складові водного середовища, зокрема, рівні pH, навантаженні середовища біогенними елементами (трофічність водойми) і наявності забруднень.

Рослинний покрив мілководдя більшості водойм є індикатором їхнього екологічного стану, а перебудова структури біотопів, перерозподіл площ, зайнятих ними, є свідченням перебудови структури аквальних ландшафтів як результату змін екологічного стану водного середовища.

Біотопи є основою ландшафтної структури фіталі водойми, вони мають свої особливості, закономірності розподілення та піддаються типізації. Крім того, вони добре помітні на КЗ водойми і, у разі їх типізації та дешифрування знімків, є джерелом цілої низки якісних і кількісних показників, що характеризують екосистему водойми. Таким чином, найбільш доцільним вивчення структури розподілу біотопів Київського водосховища видається на основі космічної

зйомки, оскільки вона забезпечує просторову неперервність, оглядовість та високий ступінь детальноти при дослідженні екосистеми в цілому.

Для коректного виділення різних типів біотопів ми застосували класифікацію екосистем EUNIS та загальноприйняті у географів та ботаніків підходи, що базуються на ступені зволоження. Класифікація комплексних природних об'єктів на міждержавному рівні у європейських країнах почалася від 1991 р. із переліку біотопів (*biotopes*) CORINE. Під біотопом розуміли територію, важливу з точки зору охорони видів, екосистем та місцеіснувань [89].

У 1994 р. P. Devillers et al. створили Палеарктичну класифікацію місцеіснувань (*habitats*) у межах Європи [90]. На основі неї та бази даних PHYSIS Європейський центр із біологічного різноманіття створив та підтримує базу даних EUNIS – результат інвентаризації оселищ країн Європейського союзу.

База даних *місцеіснувань* (*biotopie, оселищ*) EUNIS створювалась для виконання Директиви Ради Європи 92/43/ЕС (EU Habitats Directive Annex I) та Резолюції Бернської конвенції 1996 року (Bern Convention Resolution No. 4), що містять перелік типів біотопів Європи, які насамперед потребують охорони [91, 92].

Одиноцею класифікації EUNIS є “*habitat*” (біотоп, оселище) [90]: “Plant and animal communities as the characterizing elements of the biotic environment, together with abiotic factors operating at a particular scale”.

Оскільки дешифрування рослинних комплексів водойми проводилось на базі КЗ з різною детальністю, це дозволило нам виділити об'єкти на двох рівнях: надфітоценотичному та фітоценотичному.

На КЗ Landsat з просторовою розрізенністю 30 м, як класифікаційна була використана більш велика структурна одиниця надфітоценотичного рівня – певні поєднання фітоценозів, об'єднані в межах просторової ділянки, якій властиві однорідність абіотичних факторів середовища. Цю одиницю ми називаємо “тип біотопу”, маючи на увазі його як певний тип місцеіснування закономірного набору рослинних угруповань. Саме “типи біотопу” і ідентифікувалися експертом як класи. Віднесення того чи іншого досліджуваного об'єкту до конкретного типу

біотопу виконувалося шляхом визначення ценотичної структури його рослинних угруповань.

З застосуванням класифікації екосистем EUNIS [90, 91], нами було виділено 3 основних класи і 7 підкласів відбивальних поверхонь на КЗ, що відповідають 7 умовним типам біотопів (Додаток Д):

Біотопи надфітоценотичного рівня отримані з КЗ Landsat

Гідроморфні мезо-гігратотопи:

I біотопи заплавних листяних лісів;

II біотопи штучних хвойних насаджень;

III біотопи заплавних луків;

IV прибережні незарослі або слабозарослі піщані біотопи;

Гідроморфні гігратотопи:

V прибережні перезволожені біотопи (угруповань гелофітів);

Аквальні біотопи (гідротопи):

VI біотопи фіталі (угруповань вищих гідрофітів (макрофітів));

VII незарослі гідротопи водосховища.

На КЗ QuickBird з просторовою розрізненністю 0,6 м, в якому одиницями класифікації на рівні елементарних спільнот – були фітоценози рангу асоціації нами були виділені наступні типи біотопів.

Біотопи фітоценотичного рівня отримані з КЗ QuickBird

I. Заплавних листяних лісів

II. Лучні біотопи

III. Перезволожені біотопи

IV. Незарослі акваторії

V. Гідротопи фіталі:

1. Оселища очерету

2. Оселища рогозів

3. Оселища водяного горіха

4. Оселища лататтєвих

5. Оселища занурених гідрофітів

Отже, для пошуку змін ВБУ сьогодні, поряд із наземними показниками екологічного стану, особливий інтерес представляє використання інформативних показників отриманих за матеріалами ДЗЗ. При цьому водні макрофіти і їхні угрупування, є найбільш чутливими індикаторами екологічного стану природного середовища їх проживання. Особливо актуальним є використання результатів дистанційного моніторингу у тому разі, коли мова йде про дослідження змін ландшафтної структури великих за площею водойм, для яких проводити регулярні польові дослідження складно та затратно.

3.3. Вибір тестових полігонів та виконання наземних спостережень

У виборі тестових полігонів для досліджень керувалися результатами попередніх досліджень заростання ВВР Київського водосховища, зокрема його верхніх ділянок. Аналіз літературних даних [23, 40, 93–94] показав, що у верхів'ї водосховища, в районі впадіння річок Дніпро та Прип'ять формуються унікальні ВБУ складної структури, що визначають особливості гідробіологічного режиму та продукційний потенціал водойми.

Наземні дослідження проводили разом із спеціалістом-гідроботаніком Зуб Л.М. на верхніх ділянках Київського водосховища у липні-серпні 2012–2013 рр. в момент найбільшого вегетативного розвитку ВБР.

Роботи виконувалися загальноприйнятими в гідроботаніці методиками [95]: використовувалися маршрутний та напівстанціонарний метод, методи еколого-ценотичних профілей, моніторингових та пробних ділянок та геоботанічного картування водойм з фіксуванням координат як обраних типових ділянок акваторій та островів водосховища, так і окремих угруповань макрофітів.

Загалом було закладено 3 маршрути протяжністю 81 км та 47 площинок досліджень (рис.3.2), здійснено 240 геоботанічних описів. Отримані дані у подальшому в ході камеральної обробки даних інтерпретувалися для усього окресленого полігону досліджень та слугували основою для виділення класифікаційних одиниць при дешифруванні знімків.

Для початкового орієнтування та визначення ВВР була використана класифікація екологічних груп макрофітів за ступенем контактування з водним і повітряним середовищами та донними відкладами [96]:

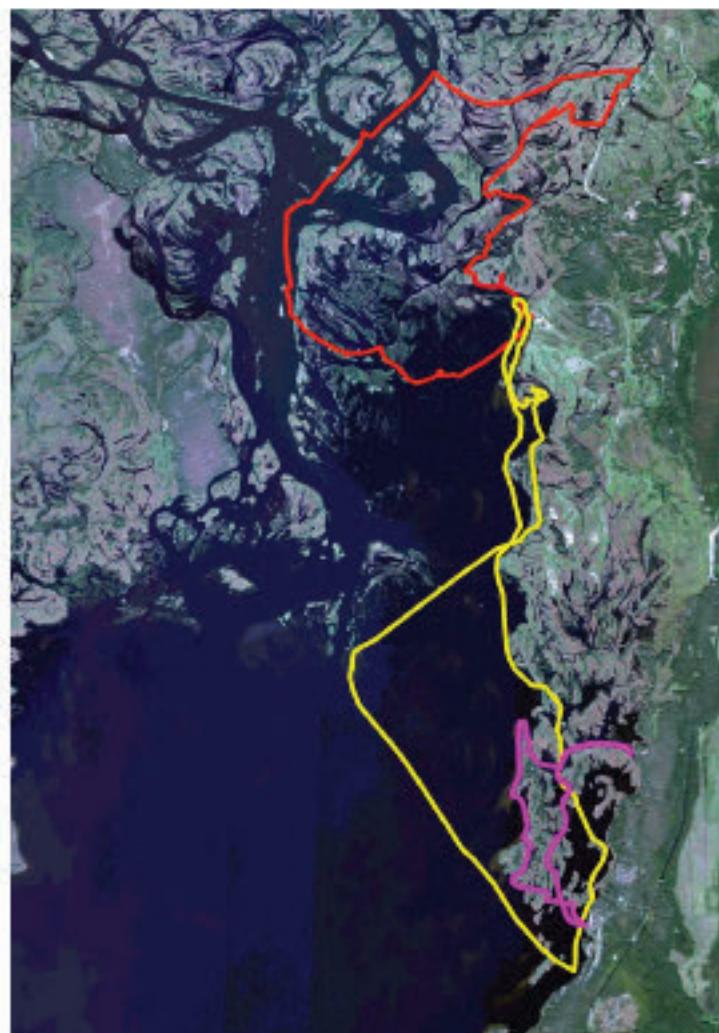


Рисунок 3.2 – Маршрути польових досліджень. Дати проведення:

- виїзд 20.06.2012;
- виїзд 29.09.2012;
- виїзд 08.08.2013

- повітряно-водяні (*гелофіти*) – рослини з пагонами, частина яких перебуває у водному середовищі, а частина піднімається над поверхнею води (очерет, рогіз, їжача голівка, стрілолист, куга, частуха, сусак, лепешняк);
- з плаваючим листям (*плейстофіти*) – рослини, більша частина вегетативних пагонів і листя яких плаває на поверхні води; розрізняють укорінені (латаття біле, глечики жовті) і не укорінені чи вільно плаваючі (водяний горіх);
- занурені (*гідатофіти*) – рослини, основна частина яких знаходитьться у водній товщі, а генеративні пагони можуть здійматися над водою чи плавати на її поверхні. Занурені рослини також можуть бути укоріненими (валенсія, кущирі, рдести) і неукоріненими (альвінія, ряски).

В подальшому при дешифрування ВВР плейстофіти та гідатофіти були об'єднані в один клас гідротопи фіталі, а гелофіти ввійшли до складу перезволожених біотопів. На рис.3.3–3.8 наведено фотозображення та спектральні профілі еталонних ділянок головних типів біотопів ВБУ.

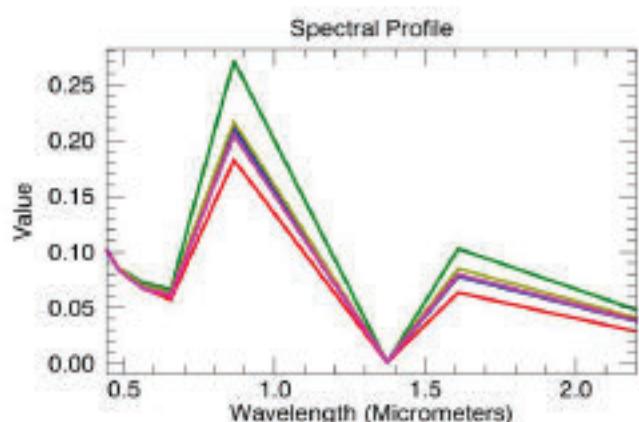
*a**б*

Рисунок 3.3 – Гідротопи фіталі (оселища водяного горіху).
а – еталонна ділянка $30^{\circ}32'11,059''\text{E}$ $51^{\circ}10'42,615''\text{N}$; *б* – спектральний профіль.

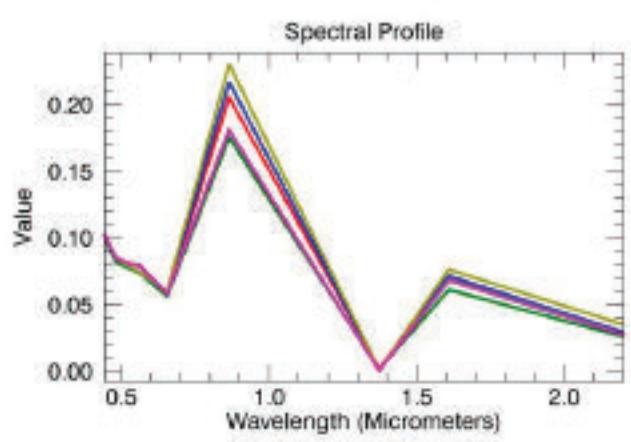
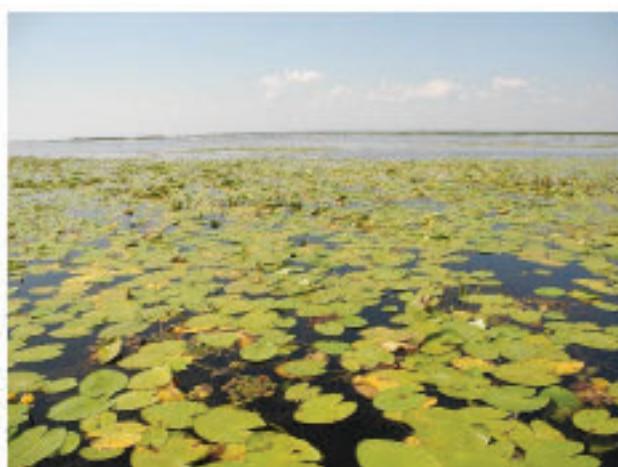
*a**б*

Рисунок 3.4 – Гідротопи фіталі (оселища лататтєвих).
а – еталонна ділянка $30^{\circ}30'0,199''\text{E}$ $51^{\circ}9'17,272''\text{N}$; *б* – спектральний профіль.

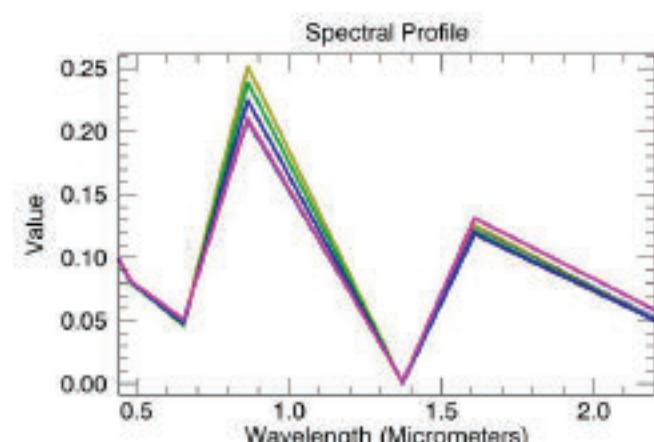
*a**б*

Рисунок 3.5 – Перезволожені біотопи (оселища рогозів).
а – еталонна ділянка $30^{\circ}32'50,542''\text{E}$ $51^{\circ}10'46,036''\text{N}$; *б* – спектральний профіль.

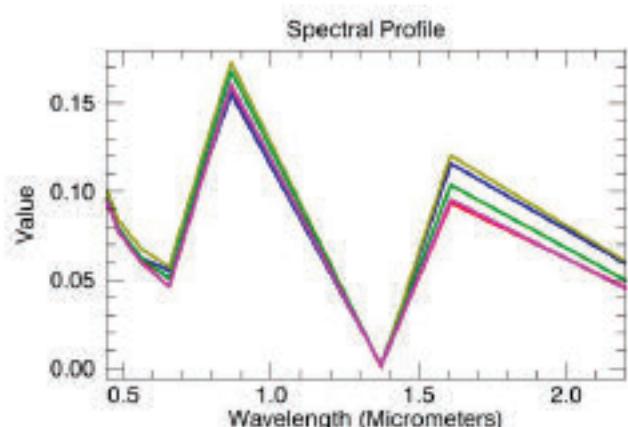
*a**б*

Рисунок 3.6 – Перезволожені біотопи (оселища очеретів)

a – еталонна ділянка $30^{\circ}33'57,65''\text{E}$ $51^{\circ}11'12,693''\text{N}$; *б* – спектральний профіль.

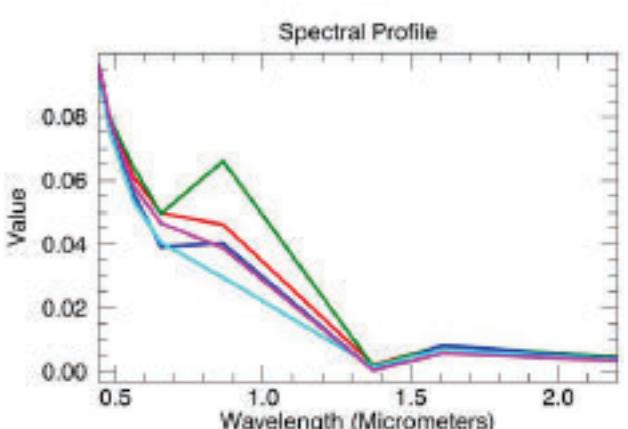
*a**б*

Рисунок 3.7 – Гідротопи фіталі (оселища занурених гідрофітів)

a – еталонна ділянка $30^{\circ}32'18,53''\text{E}$ $51^{\circ}8'51,39''\text{N}$; *б* – спектральний профіль.

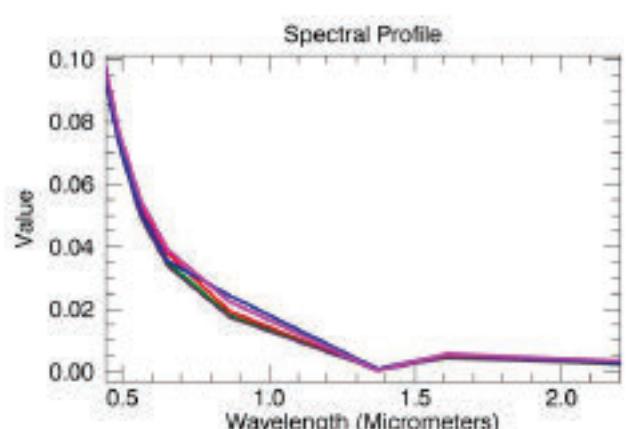
*a**б*

Рисунок 3.8 – Відкрита водна поверхня (незарослі гідротопи)

a – еталонна ділянка $30^{\circ}29'50,027''\text{E}$ $51^{\circ}8'36,905''\text{N}$; *б* – спектральний профіль.

3.4. Вибір та дешифрування КЗ

В даний час функціонує досить велика кількість супутників ДЗЗ, на яких встановлені прилади, що забезпечують спостереження Землі в оптичному та ІЧ-діапазонах. Програма Landsat є однією з найстаріших зі створення та експлуатації космічних систем ДЗЗ та містить найтриваліший часовий ряд архівних КЗ. Запуск космічного апарату Landsat-1, здійснений в 1972 р. Безкоштовні дані Landsat-5, 7 та 8 поширюються через Інтернет-архів USGS (<http://glovis.usgs.gov/>). Саме тому КЗ Landsat були базовими у наших дослідженнях.

В якості критеріїв відбору КЗ для дослідження біотопів верхів'я Київського водосховища використовувалися такі:

1. Період спостережень – 1985–2015 pp.
2. Діапазон дати зйомки – червень–серпень (час інтенсивного розвитку ВВР);
3. Прийнятні просторове розрізнення та спектральні характеристики;
4. Відсутність хмарності над областю дослідження.

Попередньо було відібрано 16 літніх знімків середньої просторової розрізненості що задовільняє вимогам робочого масштабу складання карти (М 1:100 000) за період з 1985 до 2015 р. з супутників Landsat (Додаток Е), на яких над досліджуваною територією відсутня хмарність (дати зйомки наведені в Додатку Ж). Для більш детального дешифрування та аналізу сучасного стану території ВБУ Київського водосховища додатково було використано знімок високої просторової розрізненості КА QuickBird для виконання об'єктно-орієнтованої класифікації масштабу 1:2000 та перевірки правильності класифікації КЗ Landsat.

Дані дистанційного зондування, отримані супутником Landsat-5, завдяки широкому спектральному діапазону є одними із найкращих джерел інформації для проведення ретроспективного екологічного моніторингу [97]. Попередня обробка КЗ Landsat на територію верхів'я водосховища включала універсальні процедури об'єднання даних каналів видимого, близького і середнього інфрачервоного діапазонів (1-5 і 7 канали апаратури Landsat TM і ETM+) для

подальшого спрошення роботи з ними і виокремлення на знімку області інтересу – водойми, прилеглих берегів і заболочених ділянок. Геометрична корекція знімків не проводилася, оскільки отримані знімки рівня обробки 1Т попередньо переведені в проекцію UTM на еліпсоїді WGS 1984 за даними орбітальної прив'язки, і ортотрансформовані з використанням DEM і GCP.

Наступним кроком роботи було дослідження спектральної яскравості відбиваючих поверхонь різних типів (біотопів) у залежності від довжини хвилі на синтезованих знімках. При дешифруванні КЗ верхів'я Київського водосховища і класифікації об'єктів з різними типами спектральної яскравості відбивальних поверхонь, з застосуванням класифікатора екосистем *EUNIS*, нами було виділено 7 основних класів відбивальних поверхонь: заплавні листяні ліси, штучні хвойні насадження, заплавні луки, прибережні незарослі або слабозарослі піщані масиви, прибережні перезволожені біотопи, біотопи фіталі, незарослі гідротопи водосховища.

Особливості візуального дешифрування водно-болотних угідь:

Етапи дешифрування КЗ складалися зі збору, узагальнення та обробки априорної інформації та часової прив'язки, спостереження фото зображення для розпізнання об'єктів місцевості, попереднього оконтурення об'єктів місцевості, підсилення інформативності знімків (квантування, кольорокодування, штучне підкреслювання меж), формування системи прямих і опосередкованих ознак та індикаторів, польової перевірки результатів, заключного дешифрування.

Водні поверхні у біжньому та середньому інфрачервоних діапазонах інтенсивно поглинають енергію, завдяки чому знижується їхня відбиваюча спроможність і вони, виглядають на КЗ як темні фрагменти та добре розрізняються при дешифруванні. Напрям течії річки визначався за формуєю островів, напрямом до гирла та іншим ознаками.

Дешифрувальними ознаками рослинного покриву є тон і структура фотозображення, форма падаючих тіней, а також характер просторового розміщення рослинності та зв'язок з рельєфом та гідрографічною мережею. Лісові насадження впізнаються за структурою і тоном зображення, приуроченістю їх до

визначеного місця. Ліс на знімках має відносно темний тон та зернисту структуру зображення, яка залежить від форми, розміру та яскравості крон дерев, складу лісових порід.

Зображення трав'яних та чагарниковых угрупувань виглядають безструктурними, аморфними ділянками. Луки дешифруються за ознакою місцеположення. Вони приурочені головним чином до долин річок та струмків, галявин у лісі. Сухі луки відрізняються одноманітним рівним світлим тоном. Вологі луки, які знаходяться у знижених місцях, мають темний тон і іноді характерні витягнуті контури. Лучна рослинність у лісах часто приурочена до балок та лошин, і тому форма таких лучних ділянок має характерну конфігурацію.

Найбільшу увагу при дослідженні ВБУ привертають до себе мілководдя – ділянки акваторії з глибинами менше 2 м, що є природним біофільтром між основною акваторією водосховища і прилеглою сушою. Через значну мілководність верхів'я Київського водосховища домінуючим для аквальної частини цих ВБУ є комплекси макрофітів особливостям дешифрування яких ми і приділимо найбільшу увагу.

Так, наприклад плавневі масиви повітряно-водної рослинності, а саме зарості рогоза і очерету на знімках мають вигляд видовжених ділянок та плям різного розміру і відрізняються інтенсивністю забарвлення контуру, а також мають виражену однорідну структуру та зберігають суху надводну вегетаційну масу в зимово-весняний період, що слугує гарною підказкою при дешифруванні, так як інша ВВР в цей час відмирає та опускається на дно водойми. Очерет звичайний росте на піщаних, замулених і болотно-торф'яних ґрунтах, заглиблюючись до 2–2,5 метрової ізобати та утворює островоподібні зарості. Для очерету звичайного характерним є одноярусні або двоярусні чисті травостої, до яких входять від 1 до 14 видів рослин. За конфігурацією контура також розпізнаються куга озерна і сусак зонтичний.

Плейстофіти відзначаються світлим, майже білим забарвленням контурів, конфігурація яких змінюється залежно від складу заростей та вегетаційного сезону. При цьому чітко простежується зміна більш однорідної структури на

розірвану, аморфну в осінній період (рис.3.9). Занурена рослинність на знімках має вигляд зернистих розмитих плям сірого кольору, але її виділення утруднене в зв'язку з покриттям водою і недостатнім розрізненням знімків KA Landsat [12].

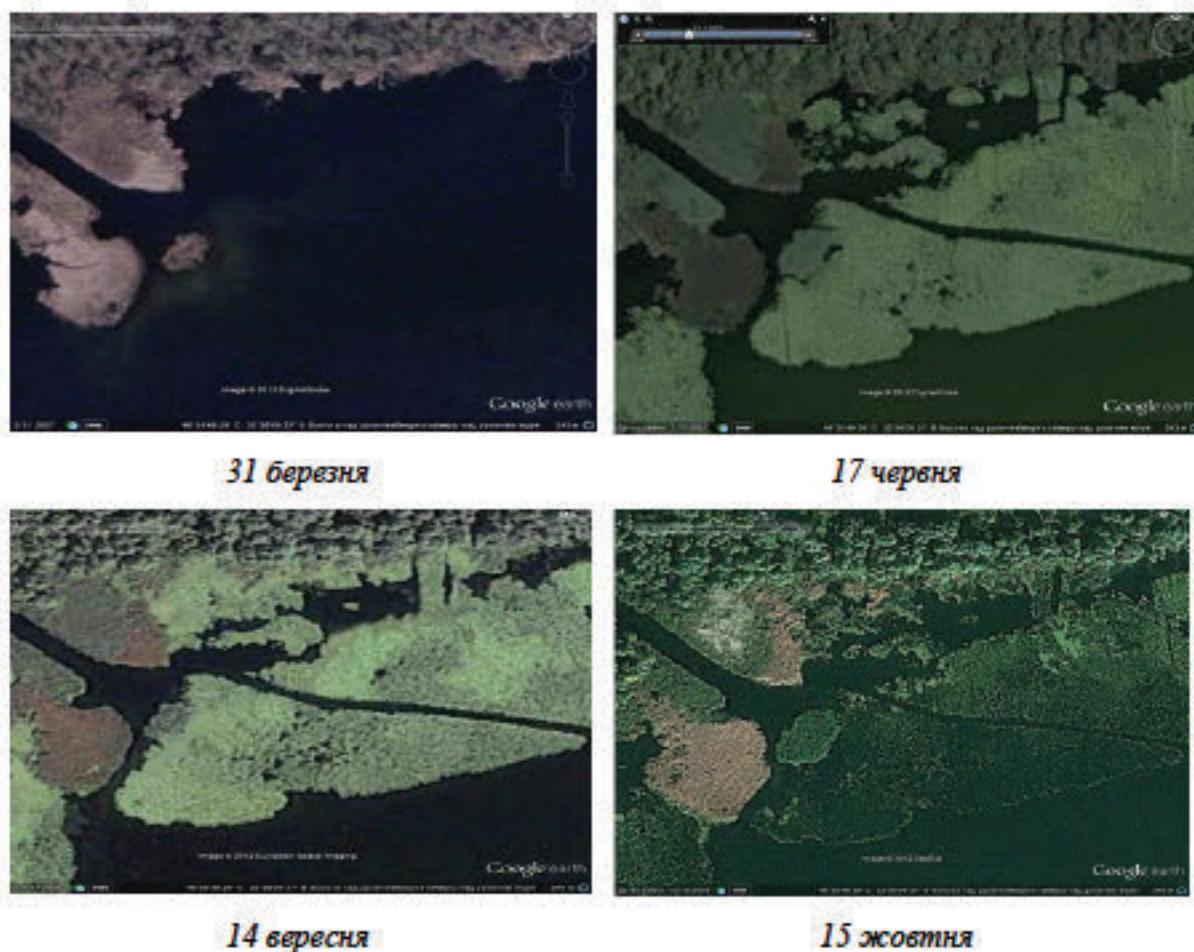


Рисунок 3.9 – Сезонна динаміка плейстофітів на КЗ QuickBird (станом на 2011 р.) отриманих з інтернет ресурсу - Google Планета Земля

В попередні роки, найбільш поширеним методом дешифрування було візуальне дешифрування знімків, при цьому передбачалося, що дешифрування проводив експерт добре обізнаний з особливостями території і властивостями об'єктів, відображеніх на знімку. Однак цей метод досить трудомісткий та тривалий, тому більш актуальним наразі є використання автоматичного дешифрування (автоматичної класифікації).

У ході нашого дослідження для дешифрування КЗ середньої просторової розрізненості Landsat було використано метод класифікації побудований на *штучних нейронних мережах (ШНМ)* теоретичні основи якого наведено в розділі 2.2.2., цей метод складався з наступних етапів:

1) створення «області інтересу» для попередньо визначених 7 типів (класів) об'єктів;

2) проведення аналізу параметрів кожного класу (аналіз гістограм), внесення зміни, створення навчальних вибірок;

3) виконання класифікації зображення з отриманням підсумкового тематичного раству біотопів дослідної території.

Спочатку в програмі ArcGis був побудований векторний файл еталонів, в якому на кожен виділений клас об'єктів було виділено не менше 10 еталонних ділянок на основі априорної інформації про геоботанічне районування території та польових досліджень, що максимально охоплювали весь спектральний діапазон кожного класу (рис. 3.10). Після створення еталонних класів, була проведена автоматична класифікація методом штучних нейронних мереж на основі багатошарового перцептрону.

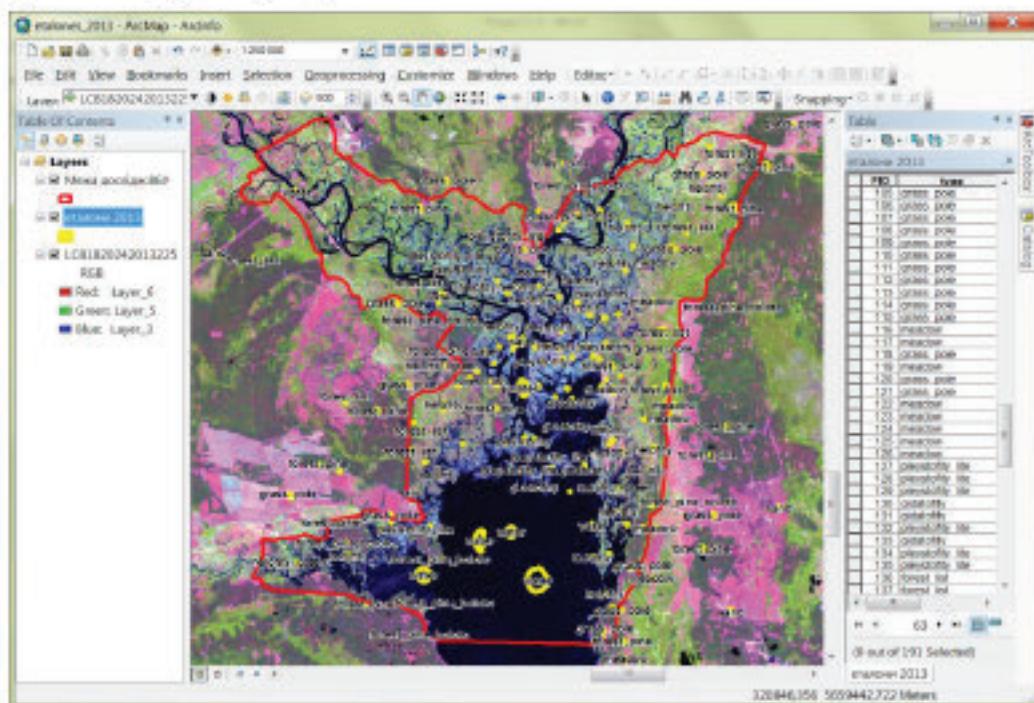


Рисунок 3.10 – Вигляд робочого вікна ArcGis з shp-файлом еталонів набраних на КЗ Landsat 8

Так на вхід ШНМ класифікатору (*Image Recognizer*) розробленому в ПрАТ «Візіком» та реалізованому як додатковий модуль у ПЗ *QuantumGis* було подано файл синтезованого КЗ в якому входними ознаками були дані спектральних

каналів, а також у вигляді додаткових каналів значення нормалізованого вегетаційного (NDVI) та водного індексів (NWI) та файл еталонів.

Далі для перевірки роздільності та розподілу навчальних вибірок (еталонів), було здійснено «аналіз гістограм» виділених типів біотопів. При цьому використання гістограм розподілу значень в середині кожного класу (еталона) дозволило оцінити можливість «роздільності» класів при класифікації і виключити можливі помилки, які виникли при наборі еталонів. «Роздільність» класів характеризує зона перекриття гістограм виділених класів, чим вона менша, тим краще розділяються виділені об'єкти (рис. 3.11).

У спектральному просторі репрезентативність навчальної вибірки визначає:

- одномодальність гістограми розподілу яскравості, що характеризує близькість розподілу до нормальногого;
- мінімальність дисперсії, що характеризує однорідність даних;
- розділення в спектральному просторі.

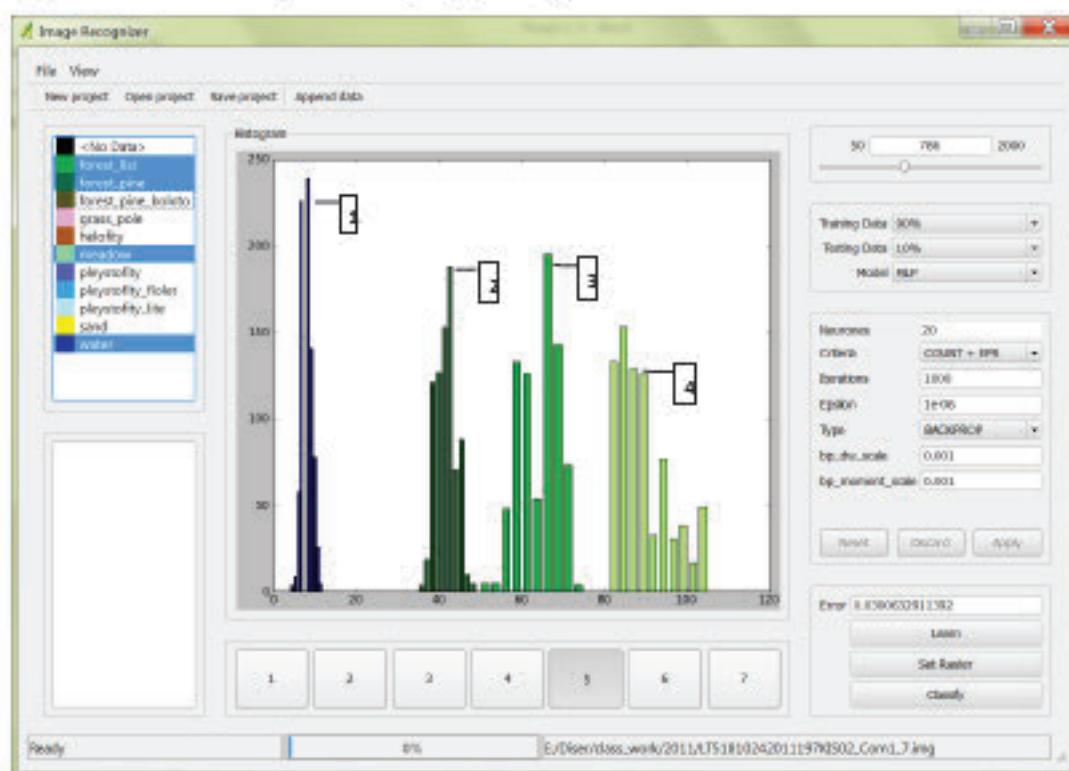


Рисунок 3.11 – Гістограми розподілу значень яскравості виділених класів відображають поверхонь на K3 Landsat 8 у вікні ПЗ Image Recognizer:

(1 – водна поверхня; 2 – хвойна дерев'яниста росл.; 3 – листяний дерев'яниста росл.; 4 – трав'яниста лучна росл.).

Після отримання прийнятного результату розділення гістограм, нейронна мережа навчалася за допомогою методу зворотнього поширення помилки. При цьому, параметр *Performance* в вікні меню *Neural Network Training* показував рівень помилки, тобто кількість (в частках цілого) неправильно розпізнаних пікселів на етапі перевірки та тестування (рис.3.12). Чим менше значення помилки – тим краще, отже менше помилок буде в результаті класифікації всього зображення. Прийнятним рівнем помилки вважається 0,02 і менше (2%).

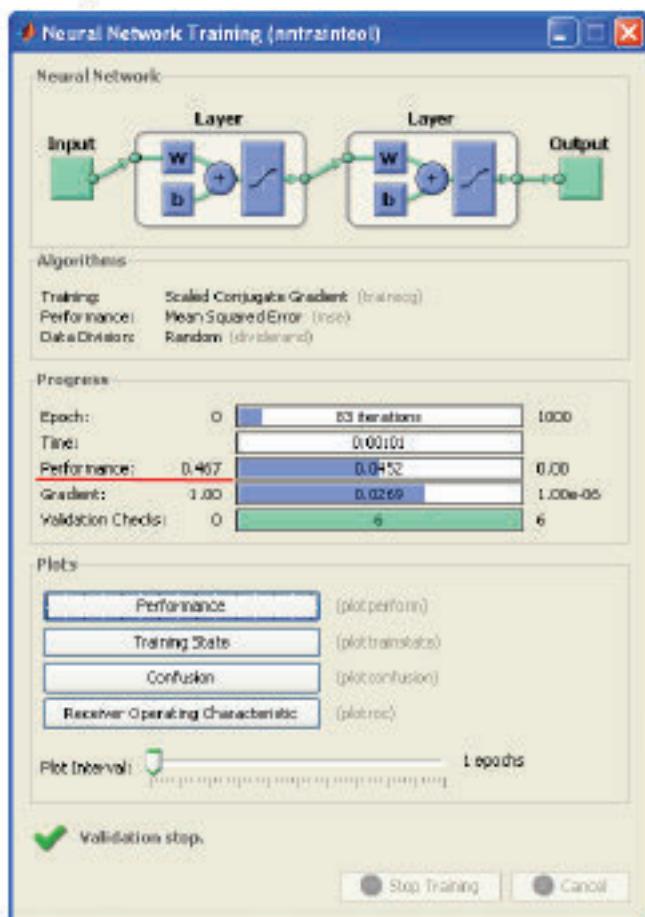


Рисунок 3.12 – Відображення процесу навчання ШНМ класифікатора в меню *Neural Network Training*

У ході виконання класифікації за кожним роком дослідження отримано фінальне зображення, у якому кожен піксель віднесений до одного з класів за спектральними образами еталонів. В результаті нами отримано карти розподілу біотопів Київського водосховища надфітоценотичного рівня за 16 років (табл. 3.2 та Додаток К).

Таблиця 3.2 – Результати обчислення площ біотопів верхів'я Київського водосховища отримані з КЗ Landsat

Роки	Листяні ліси та чагарники, км ²	Хвойні насадження, км ²	Заплавні луки, км ²	Прибережні перезволожені біотопи, км ²	Біотопи фіталі, км ²	Піщані масиви, км ²	Незарослі гідротопи, км ²
1985	76,7	38,0	70,5	82,1	45,2	0,9	291,4
1987	80,3	41,4	63,5	82,5	52,3	3,2	281,4
1989	79,2	39,9	71,5	85,4	55,9	1,9	270,9
1991	81,5	40,4	70,3	88,2	74,9	1,3	248,1
1993	73,0	42,4	71,2	90,1	76,7	1,3	250,2
1995	75,0	44,5	73,0	94,9	78,5	1,4	237,5
1997	70,3	42,5	79,4	89,6	62,2	2,0	258,6
1999	79,9	46,3	67,8	103,5	89,9	1,6	215,7
2001	81,0	46,0	65,0	113,7	88,1	1,9	209,0
2003	71,7	46,1	54,7	126,4	98,3	1,5	206,0
2005	77,6	45,7	42,3	134,3	95,4	2,0	207,5
2007	87,5	45,9	42,1	132,2	87,6	1,4	207,9
2009	73,7	45,6	52,8	128,6	90,1	1,4	212,5
2011	82,2	45,3	44,0	137,2	98,7	1,3	196,1
2013	90,2	45,8	37,1	140,1	103,5	1,2	187,2
2015	92,5	46,6	42,6	142,0	104,3	0,8	175,8

Для дешифрування КЗ високої просторової розрізненості QuickBird було використано метод класифікації побудований на *об'єктно-орієнтованому підході (ООП)* до аналізу зображення, реалізований в модулі *Feature Extraction ПЗ Envi* (див розділ 2.2.3).

В межах даного підходу відбувався аналіз і класифікація зображень не на рівні пікселів, а на рівні, так званих, об'єктів, тобто груп пікселів, об'єднаних на основі певної сукупності критеріїв. При подібному підході в якості ознак для класифікації були використані не тільки спектральні яскравості пікселів зображення, але й інші похідні характеристики – статистичні, текстурні, морфологічні, геометричні та інші. В якості прикладів такого роду ознак розпізнавання об'єктів на зображені, можна навести статистики розподілу яскравостей об'єктів, їх плошу, периметр, ексцентриситет, витягнутість, ентропію або кутові моменти другого порядку.

Процес ООП класифікації ВБУ Київського водосховища можна умовно поділити на 2 етапи:

- «обробка низького рівня» направлена на виділення об'єктів (сегментацію);
- «обробка високого рівня» складається з набору еталонів для кожного класу, розрахунок ознак для кожного сегменту, та безпосереднього виконання класифікації.

В рамках першого етапу розпізнавання відбувалася сегментація зображення *методом водоподілу (Watershed)* з маштабним коефіцієнтом 25, тобто розбиття на регіони, які потім проходили процедуру постобробки з метою, наприклад, збільшення гладкості меж або зменшення кількості «дірою» та злиття виділених сегментів з використанням методу *Full Lambda Schedule* та маштабним коефіцієнтом 80 (рис.3.13). Отримані об'єкти – області на зображені були вхідними даними для наступного етапу обробки високого рівня.

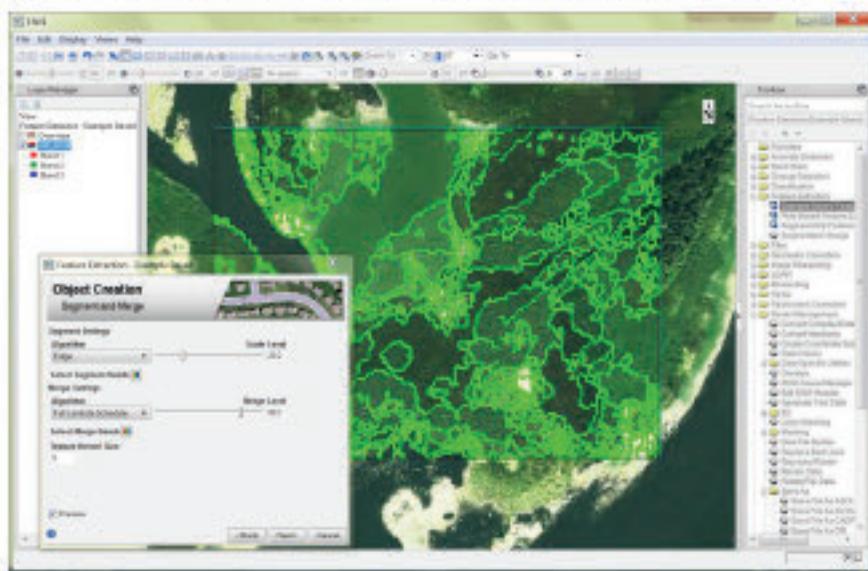


Рисунок 3.13 – Результат сегментації та злиття виділених об'єктів на КЗ QuickBird у вікні ПЗ *Envi* модуля *Feature Extraction*

На другому етапі для кожного побудованого об'єкту вихідного зображення обчислювався набір ознак, на основі спектральних, просторових та текстурних характеристик. В нашому випадку були використані всі дешифрувальні ознаки закладені в модуль Feature Extraction та наведені в табл.3.3. Далі був зроблений вибір моделі класифікатора і його локальна настройка. При цьому нами в якості

алгоритму розпізнавання на основі навчальних вибірок був використаний метод опорних векторів (*Support Vector Machine (SVM)*). В результаті використання методу ООП ми отримали фінальне зображення, розділене на регіони з присвоєними їм значеннями класів – тобто тематичну карту біотопів фітоценотичного рівня (Додаток Л, та табл.3.4).

Таблиця 3.3 – Атрибути (дешифрувальні ознаки), представлені в модулі *Feature Extraction ПЗ Envi* використані в ході виконання об'єктно-орієнтованої класифікації

Спектральні атрибути	Текстурні атрибути	Просторові атрибути
Середнє значення спектральної яскравості (<i>Spectral Mean</i>)	Середній розкид значень пікселів всередині плаваючого ядра (<i>Texture Range</i>)	Площа (<i>Area</i>)
		Довжина (<i>Length</i>)
		Компактність (<i>Compactness</i>)
		Опуклість (<i>Convexity</i>)
		Цілісність (<i>Solidity</i>)
Мінімальне значення спектральної яскравості (<i>Spectral Min</i>)	Середнє значення пікселів всередині плаваючого ядра (<i>Texture Mean</i>)	Закругленість (<i>Roundness</i>)
		Форм-фактор (<i>Form-Factor</i>)
		Протяжність (<i>Elongation</i>)
		Близькість до прямокутника (<i>Rectangular Fit</i>)
		Головний напрямок (<i>Main Direction</i>)
Максимальне значення спектральної яскравості (<i>Spectral Max</i>)	Середня дисперсія значень пікселів всередині плаваючого ядра (<i>Texture Variance</i>)	Довжина більшої напіввіси (<i>Major length</i>)
		Довжина меншої напіввіси (<i>Minor Length</i>)
Середньоквадратичне відхилення (<i>Spectral Std</i>)	Середнє значення ентропії пікселів всередині плаваючого ядра (<i>Texture Entropy</i>)	Кількість дірок в полігоні (<i>Number of Holes</i>)
		Співвідношення між площею полігона і площею дір у ньому (<i>Hole Area / Solid</i>)

Таблиця 3.4 – Результати обчислення площ біотопів верхів'я Київського водосховища отримані з КЗ QuickBird станом на 11.07.2011

Типи біотопів	Площа, км ²
1. Біотопи заплавних листяних лісів	14,0295
2. Лучні біотопи	3,0775
3. Болотисті біотопи	1,4369
4. Незарослі акваторії	22,3936
5. Гідротопи фіталі:	
5.1. Оселища очерету	4,5688
5.2. Оселища рогозів	17,6322
5.3. Оселища водяного горіха	15,5387
5.4. Оселища лататтевих	17,9774
5.5. Оселища занурених гідрофітів	0,5900

Дослідження просторової структури ландшафту ВБУ Київського водосховища з використанням ландшафтних метрик

Для подальшої інтерпретації отриманих карт біотопів та оцінки ландшафтної трансформації ВБУ верхів'я Київського водосховища були розраховані ландшафтні метрики [98], що описують ландшафтну структуру за допомогою кількісних характеристик різноманітності (площі, форми, ліній меж виділених типів біотопів). В якості основного аналітичного інструменту було використано програмне забезпечення Fragstats 4.2 [99], призначене для розрахунку широкого спектру ландшафтних метрик.

В даний час для дослідження, моніторингу та оцінки просторової структури ландшафту розроблено велику кількість ландшафтних метрик [100]. Найбільш показовими для визначення динамічних змін, що відбувалися з ВБУ виявилися ті що показують мінливість розподілу біотопів в часі і характеризують загальну кількість виділів біотопів (патчів) та загальну кількість класів ВВР на одиницю площи [101, 102], а саме індекс Шеннона, Сімпсона, найбільшого фрагменту і розподілу ландшафту.

Зокрема індекс різноманітності Шеннона (*Shannon's Diversity Index – SHDI*) вимірює різноманітність з урахуванням поширеності та рівномірності, тобто кількості типів виділів (а нашему випадку біотопів) в ландшафті (композиційний компонент), і їх рівномірного розподілу в межах території дослідження (структурний компонент). Його значення рівні нулю, якщо всю територію займає тільки один тип біотопу, відповідно ландшафтне різноманіття відсутнє. Індекс зростає із збільшенням видового багатства і більш рівномірним розподілом біотопів на території. В нашему випадку простежується висока ступінь кореляції між значеннями індексів Шеннона і Сімпсона ($R = 0,98$). Наочно динаміку індексів ландшафтної структури Шеннона та Сімпсона відображені у вигляді карт (Додаток М) та графіків на рис.3.14. Візуалізація результатів у вигляді зображення проведена за рахунок обчислення "ландшафтних" метрик для ковзного вікна 3 на 3 пікселя (радіус вікна в 100 метрів).

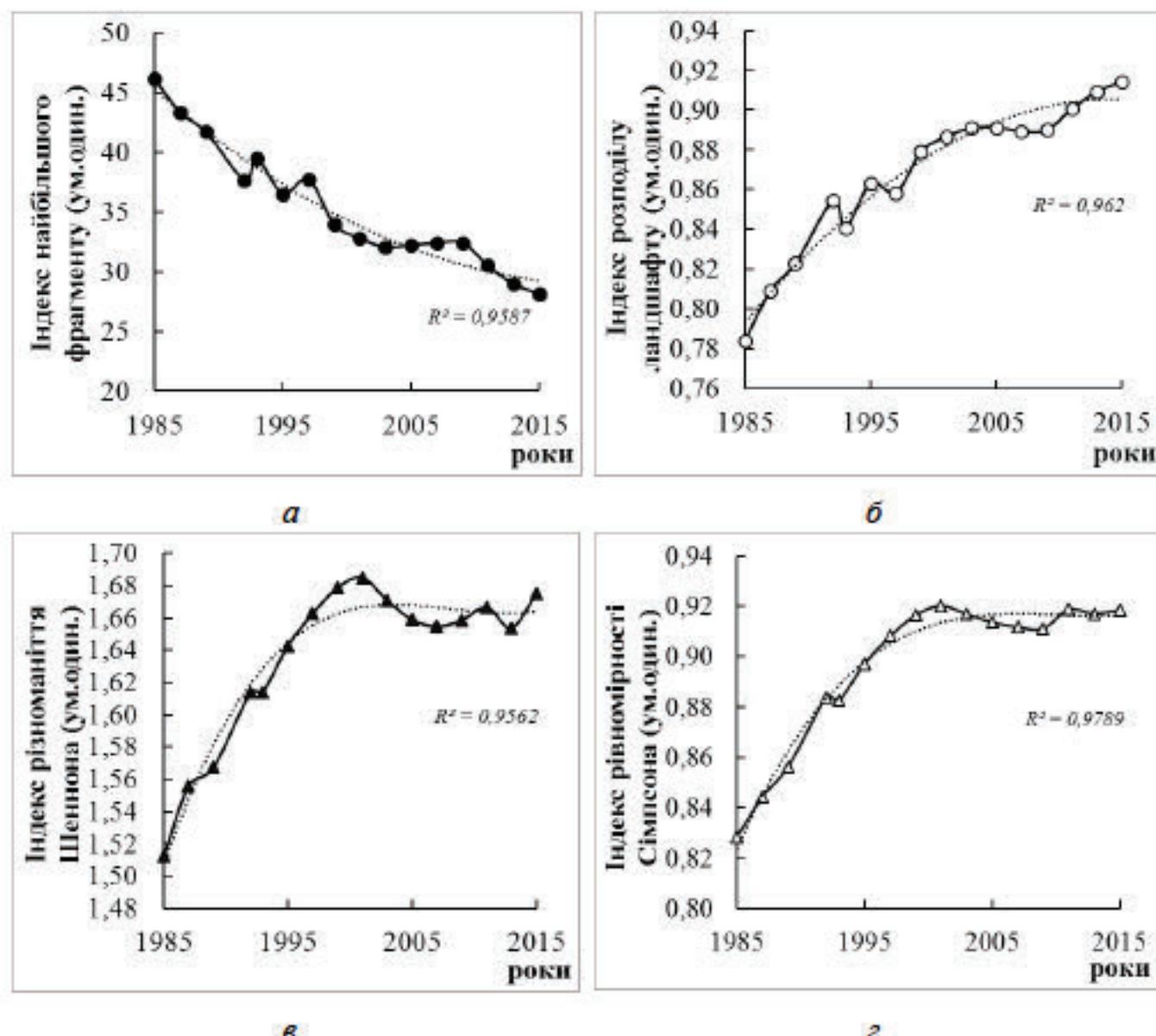


Рисунок 3.14 – Динаміка індексів ландшафтного різноманіття ВБУ верхів'я Київського водосховища з 1985 по 2015 р.: (а – найбільшого фрагменту; б – розподілу ландшафту; в – різноманіття Шеннона; г – рівномірності Сімпсона)

Розрахунки показників ландшафтної структури ВБУ за період 1985–2015 рр. показали, що процеси ландшафтоперетворень у верхів'ях Київського водосховища йшли шляхом досягнення найбільшої розмаїтості, фрагментації доступних для трансформації акваторій та оптимального розподілу площ між різними типами біотопів. Значення індексу Шеннона свідчать про досягнення сталого різноманітності типів біотопів і повного розподілу площ між ними в сучасній структурі ВБУ, що можна інтерпретувати як призупинення процесів ландшафтоперетворень. Це дозволяє зробити висновок про те, що до 50-го року

існування водосховища відбулося повне становлення ландшафтної структури і рослинного покриву в його верхів'ях, а подальші внутрішні зміни не будуть носити настільки стрімкого характеру. Відновлення вторинної річкової заплави на цій ділянці можна вважати завершеним, а очікувані надалі трансформації будуть пов'язані з ходом природних для заплавних екосистем сукцесій.

Висновки до розділу 3:

1. Для формування інформативних складових дослідження стану ВБУ Київського водосховища було зібрано, систематизовано та здійснено аналіз гідрофізичних, гідрохімічних, гідробіологічних показників наземних спостережень, що відображають особливості абіотичних і біотичних компонентів водної екосистеми. При цьому для аналізу значного статистичного масиву даних було використано ряд індексів оцінки якості води, що дозволило отримати більш різносторонню й адекватну характеристику.

2. Рослинний покрив мілководдя (макрофіти) є найбільш чутливими індикатором екологічного стану водойм, а перебудова структури біотопів ВБУ, перерозподіл площ, зайнятих ними, є свідченням перебудови структури аквальних ландшафтів, як результату змін екологічного стану водного середовища.

3. На основі польових досліджень стало можливим коректно виділити основні класифікаційні одиниці біотопів ВБУ верхів'я Київського водосховища та здійснити аналіз спектральних характеристик еталонних ділянок з метою подальшого дешифрування КЗ.

4. У результаті виконання комп'ютерного дешифрування ряду КЗ верхів'я Київського водосховища на КЗ KA Landsat було виділено 7 основних індикаторних типів біотопів, що, у подальшій роботі, слугують ключовими елементами системного аналізу стану ВБУ водойми.

5. В ході дешифрування КЗ QuickBird було додатково виділено 5 типів оселищ рослинних угрупувань на рівні елементів біотопів, що дозволило в подальшому більш детально вивчити структуру ВБУ.

РОЗДІЛ 4

РОЗРОБКА УЗАГАЛЬНЕНОГО КРИТЕРІЮ БАГАТОКРИТЕРІАЛЬНОЇ ОПТИМІЗАЦІЇ, ІЄРАРХІЧНОЇ МОДЕЛІ І МОДЕЛІ АДАПТИВНОГО БАЛАНСУ СКЛАДОВИХ ТА ЗДІСНЕННЯ АНАЛПУ СТАНУ ВОДНО-БОЛОТНИХ УГІДЬ

4.1. Формування функції приналежності, як узагальненого критерію оцінки якості води методом багатокритеріальної оптимізації

4.1.1. Апробація узагальненого критерію оцінки якості води на основі матеріалів ДЗЗ на прикладі Київського водосховища

На межі тисячоліть екологічне оздоровлення басейну Дніпра стало одним з пріоритетних напрямків природоохоронної діяльності уряду України. За інформацією Дніпровського басейнового управління водних ресурсів з перших років створення Дніпровського каскаду почалося заростання мілководь, яке тривалий час не впливало на якість водних ресурсів Дніпра та їх використання. Проте, в останні десятиліття цей процес почав стрімко прискорюватись та став одним з основних факторів впливу на водні ресурси та на екологічну ситуацію в усьому басейні.

Так, в зв'язку з збільшення темпів приросту площ зарослих мілководь сучасна площа заростання верхів'я Київського водосховища вищою водною рослинністю становить більше 40 % та збільшилась вдвічі від 1985 року за рахунок поширення плейстофітів та гелофітів. При цьому заростання мілководь, відкладання твердого стоку, замулення русла та вторинне забруднення стають значними факторами впливу на якість води в Дніпрі. З екологічної точки зору вода характеризується як життєве середовище гідробіонтів. Поряд з цим якість води можна розглядати і в контексті задоволення потреб різних галузей водоспоживання і водокористування, зокрема, питного і технічного водопостачання, зрошуваного землеробства, рекреації, риборозводення тощо.

Якість води – це характеристика складу і властивостей води, яка визначає її як компонент водної екосистеми, а також придатність води для конкретних цілей використання в народному господарстві. Склад і властивості води характеризуються сукупністю фізико-хімічних, біологічних та інших показників.

Для отримання узагальненого критерію оцінки якості води Київського водосховища для потреб водоспоживання, з використанням алгоритму методу багатокритеріальної оптимізації, було використано матеріали ДЗЗ, а саме ретроспективний ряд КЗ Landsat 5,7,8 за період з 1989 до 2015 рр.

Спочатку за результатами дешифрування і аналізу КЗ Landsat було отримано площи основних типів біотопів за весь період дослідження через кожні 2 роки (див. табл. 3.2).

Позначивши еталонний рік – 1989 (початок періоду дослідження) за A , тоді стан його якості води можна описати як:

$$A = \{a_1, a_2, \dots, a_j, \dots, a_n\} \quad (4.1.)$$

де, a_1, a_2 – наскрізна нумерація досліджуваних параметрів (типов біотопів) від 1 до n ; n – кількість біотопів, що порівнюються; a_j – j -й біотоп.

Для множини ряду порівнюваних років (від 1991 до 2013) введемо позначення B . Тоді стан якості води B_c , характеризується nc параметрами (біотопами), підмножина яких має вигляд:

$$B_c = \{bc_1, bc_2, \dots, bc_j, \dots, bc_{n(c)}\}, bc_j \in b. \quad (4.2.)$$

Далі весь алгоритм розрахунків складався з трьох етапів:

- введення функції близькості (нев'язка) – S , що характеризує близькість окремих значень біотопів у 1989 р. відповідно до значень біотопів за кожен наступний рік;
- обчислення функції відповідності – f , що показує ступінь відповідності окремих значень біотопів у 1989 р. до відповідних значень біотопів за кожен наступний рік;
- визначення переваги (вагових коефіцієнтів) на множині задач тобто міри важливості характеристик кожного біотопу – μ_j ;

- обчислення функцій приналежності – F , як єдиного узагальнюючого критерію для оцінки ступеню належності об'єкту A (якість води у 1989 році) до об'єкту B (якість води у кожному наступному році).

Обчислення функції близькості S за формулою (2.5.) для всіх років досліджень виконувалось відносно площ біотопів у 1989 р., які були умовно прийняті за еталон. В залежності від типу критерію визначалася форма розрахунків, параметри максимізуються, мінімізуються, задається діапазоном значень та ін. Важливим кроком було оцінити вплив виділених типів біотопів на якість води та встановити які з них максималізуються та мінімалізуються [13, 14]. Так параметри максималізуються (2.6.), коли збільшення показника впливає на якість води позитивно (в нашому випадку заплавні ліси та луки, відкрита водна поверхня), і мінімалізуються (2.7.), коли зменшення показника впливає позитивно на якість води, напрямок оптимізації всіх параметрів (N) наведено в табл. 4.1.

Таблиця 4.1 – Напрямки оптимізації та вагові коефіцієнти μ_j основних типів біотопів верхів'я Київського водосховища

Роки	Листяні ліси та чагарники, км^2	Хвойні насадження, км^2	Заплавні луки, км^2	Прибережні перезволожені біотопи, км^2	Біотопи фіталі, км^2	Піщані масиви, км^2	Незарослі гідротопи, км^2
N	(max)	(max)	(max)	(min)	(min)	(min)	(max)
μ_j	0,10	0,10	0,10	0,20	0,20	0,10	0,20

Виходячи з цього функція близькості, наприклад, незарослих гідротопів S_{water} розраховувалася наступним чином:

$$S_{water\ 2013} = (S_{water\ 1989} - S_{water\ 2013}) / S_{water\ 1989}$$

$$S_{water\ 2013} = (27093,5 - 8537,01) / 27093,5 = 0,685$$

Аналогічно було розраховано функцію близькості для всіх біотопів з врахуванням напрямку оптимізації. Значення функції близькості відкритої водної поверхні для всіх років спостережень наведено в табл. 4.2.

Таким чином були отримані значення функцій близькості та відповідності для всіх біотопів.

Таблиця 4.2 – Значення функції належності та відповідності для відкритої водної поверхні за роками

Роки	Функція близькості S	Функція відповідності f
1989	0,000	1,000
1991	0,084	0,916
1993	0,077	0,923
1995	0,123	0,877
1997	0,045	0,955
1999	0,204	0,796
2001	0,229	0,771
2003	0,240	0,760
2005	0,234	0,766
2007	0,233	0,767
2009	0,216	0,784
2011	0,276	0,724
2013	0,685	0,315

Далі для обчислення функції приналежності F відповідно до рівн.(2.4.) необхідне врахування значень вагових коефіцієнтів μ_j , для кожного біотопу водосховища. Для цього була виконана експертна оцінка впливу кожної складової на якість води водосховища [103]. Метод приписування балів заснований на тому, що експерти порівнюють важливістьожної складової за якоюсь числовую шкалою, наприклад, 0-10 або 0-100 і т.п. В нашому випадку міра важливості кожного біотопу визначалася від 0 до 100%, так вплив ВВР і відкритої водної поверхні на якість води має найбільше значення і отримує 20%, а всі інші складові по 10%. Результати експертної оцінки вагових коефіцієнтів наведені в табл. 4.1.

Заключним етапом розрахунків є отримання функції приналежності як суми функцій відповідності всіх 7 параметрів (біотопів) за кожен рік дослідження. Найбільшого значення функція приналежності досягає при повному збігу значень параметрів і характеристик якості води з еталонним роком. В цьому випадку рішення задачі забезпечується з найбільшою вірогідністю. Залежно від ступеня відповідності параметрів якості води еталонного року до порівнюваних років періоду дослідження значення оцінки змінюється в діапазоні від максимального значення рівного одиниці до мінімального рівного нулю.

Функції приналежності як узагальненого критерію оцінки якості води за 2013 рік відповідно до рівн.(2.4.) розраховувалася наступним чином:

$$F_{ДЗЗ(2013)} = (\mu_1 \cdot f(a_1, b_1)) + (\mu_2 \cdot f(a_2, b_2)) + (\mu_3 \cdot f(a_3, b_3)) + \\ + (\mu_4 \cdot f(b_4, a_4)) + (\mu_5 \cdot f(b_5, a_5)) + (\mu_6 \cdot f(b_6, a_6)) + (\mu_7 \cdot f(a_7, b_7))$$

де: a – площі біотопів у 1989 році; b – площі біотопів у 2013 році; 1,2...7 – типи біотопів; μ_i – міра важливості кожного біотопу.

Всі розрахунки виконувалися з застосуванням програми БКО розробленої співробітниками ЦАКДЗ. Нижче наведено робоче вікно з проміжними результатами розрахунків (рис. 4.1).

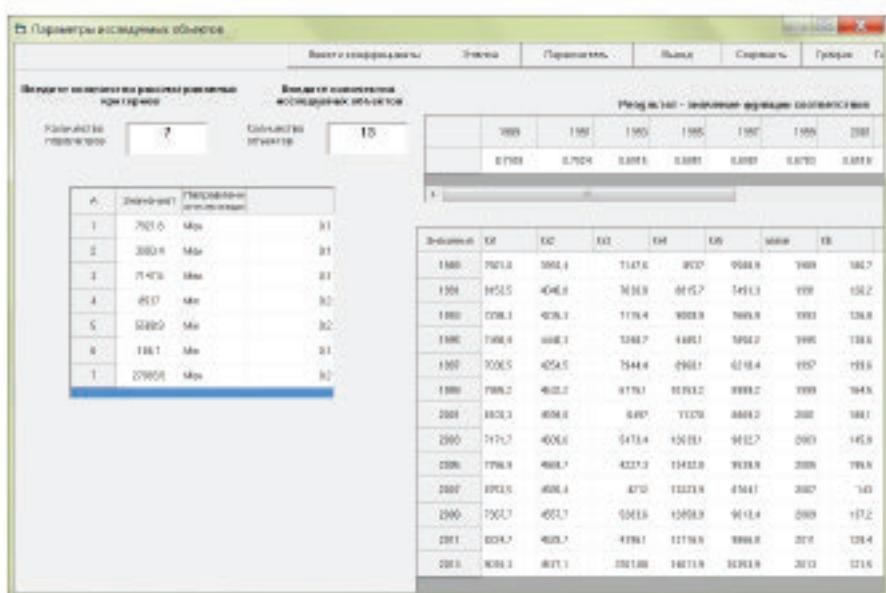


Рисунок 4.1 – Робоче вікно програми БКО

4.1.2. Верифікація узагальненого критерію оцінки якості води з результатами наземних спостережень

Для доведення взаємозв'язку між динамікою заростання Київського водосховища ВВР отриманою за матеріалами ДЗЗ та даних гідрохімічних досліджень отриманими за матеріалами наземних статистичних спостережень ДГМС була виконана верифікація результатів розрахунку їх узагальнених критеріїв оцінки якості води для потреб водоспоживання.

Основою контролю якості середовища (екологічного стану) традиційно є фізико-хімічні методи, що передбачають визначення абиотичних чинників: температури, прозорості води, концентрації завислих речовин, іонного складу, мінералізації, концентрації біогенних елементів, органічної речовини, розчиненого у воді кисню, різноманітних токсикантів, показника pH тощо. Такі контролювані показники складу і властивостей водного середовища дають формалізовану оцінку якості води, і не лише її відповідності діючим прагматичним нормативам (питного водоспоживання чи рибництва), але й дозволяють оцінити перспективи та загрози щодо порушення функцій відтворення основних біотичних компонентів природних екосистем водойми (тобто "загальноекологічний" фактор зміни природного середовища).

Загалом нами було проаналізовано 25-річну динаміку 38 гідрохімічних показників : CO_2 , O_2 , $\text{N}_{(\text{зар})}$, NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ , $\text{P}_{(\text{зар})}$, PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , Cl^- , HCO_3^- , Cr^{4+} , Ca^+ , K^+ , Mg^+ , Na^+ , Cu^+ , Fe^+ , нафтопродукти, феноли, СПАР, ДДТ, БСК5, біохромна окиснюваність, pH, прозорість, кольоровість, мінералізація, жорсткість, завислі речовини та ін.), наданих Центральною геофізичною обсерваторією МНС України за період від 1989 р. до 2014 р. Для статистичної обробки даних було використано ПЗ IBM SPSS Statistics 16. З метою перевірки гіпотез про зв'язки між змінними виконано кореляційний аналіз. Опис та інтерпретація результатів кореляційного аналізу проведено з використанням коефіцієнту кореляції Пірсона (R). При цьому кількісна міра сили і напряму ймовірнісної взаємозв'язку (лінійної залежності) двох змінних; приймає значення в діапазоні від -1 до +1. Також для оцінки точності взаємозв'язку було підраховано коефіцієнт детермінації (R^2) [104].

Розрахунки коефіцієнтів кореляції з метою оцінки впливу процесів ландшафтоперетворень та перерозподілу площ зарослих мілководь на гідрохімічний режим Київського водосховища показали наявність взаємозв'язків зміни площ зарослих акваторій із значеннями лише ряду гідрохімічних чинників: концентраціями розчиненого у воді діоксиду вуглецю (висока кореляція) та показниками біхроматної окислюваності, кольоровості води, вмістом завислих речовин (значна кореляція) (табл. 4.3, рис. 4.2).

Таблиця 4.3 – Величина коефіцієнту кореляції Пірсона між значеннями гідрохімічних показників і площами макрофітів для верхніх ділянок Київського водосховища на період 1989–2013 рр.

Показник	зарості гідрофітів, га	зарості гелофітів, га	загальна площа заростей, га
Кисень, мг/дм ³	-0,17	-0,09	-0,091
Діоксид вуглецю, мг/дм ³	0,839	0,65	0,829
NH ₄ ⁺ +NO ₂ ⁻ +NO ₃ ⁻ , мгN/дм ³	0,289	0,265	0,268
Фосфор заг., мгР/дм ³	-0,022	-0,097	0,053
ХСК, мгО/дм ³	0,679	0,588	0,657
Завислі речовини, мг/дм ³	0,826	0,799	0,859
Кольоровість, градуси	0,663	0,604	0,755

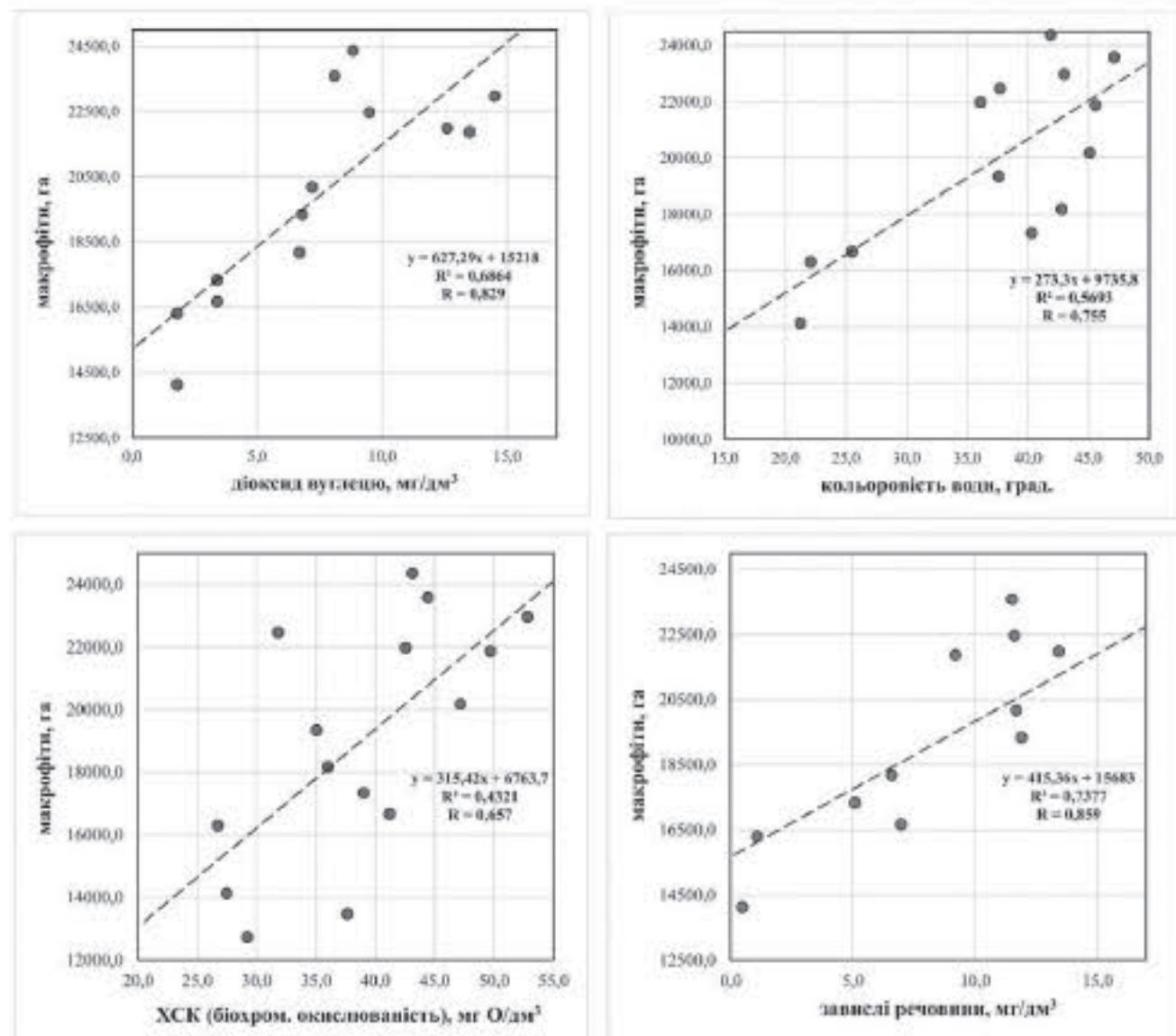


Рисунок 4.2 – Діаграми розсіювання значень площ заростей верхніх ділянок водосховища за даними ДЗЗ та середньорічних гідрохімічних показників

Далі більш детально розглянемо вплив кожної складової. Посилення заростання водосховища, насамперед, впливає на газовий та седиментаційний режими водойми. Залежності між показниками розчиненого у воді O_2 і зростанням заростей макрофітів ми не виявили. Концентрація розчиненого у воді O_2 має флюктуаційний характер, проте на сучасному етапі спостерігається поступове збільшення його концентрації (рис. 4.3, а).

Найбільш помітною виявилася залежність між зміною зарослих площ та показниками розчиненого у воді діоксиду вуглецю. Варто відмітити, що зміни розчиненого CO_2 є чи не найбільшими серед гідрохімічних показників верхніх ділянок Київського водосховища: за останні 25 років вони зросли більш як у 6 разів (з 1,8 до 14,5 мг/дм³) (рис. 4.3, б). Такі збільшення концентрацій розчиненого у воді CO_2 можна пояснити, насамперед, змінами гідрологічного режиму верхніх ділянок водосховища за рахунок уповільнення руху водних мас інтенсивно заростаючими мілководдями [5].

Впливає на збільшення концентрації розчиненого у воді CO_2 і посилення вторинного забруднення вод в результаті щорічного відмирання величезної кількості рослинних решток. Крім того, аналіз змін площ заростання основних груп макрофітної рослинності вказав на активізацію на сучасному етапі процесів евтрофікації та заболочення, що пояснюється інтенсивним протіканням вторинного заплавоутворення, яке відбувається шляхом формування потужного плавневого масиву [40].

Дослідження біогенних елементів, загального азоту (NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+) та фосфору, представляє особливий інтерес, оскільки з ним тісно пов'язаний трофічний рівень водойми, а, отже і рівні продукування продукції в гідроекосистемі, видова та ценотична структура гідробіонтів. Прямої залежності між зростанням площ заростей та накопиченням основних біогенів (рис. 4.3, в, г) не виявлено. Проте опосередкованим свідченням такого впливу є посилення процесів хімічного споживання кисню із збільшенням площ зарослих мілководь. За досліджений нами період значення ХСК зросли у півтори рази (з 29,2 до 49,7 мгО/дм³). Свою частку в сучасні процеси продукування та трансформації

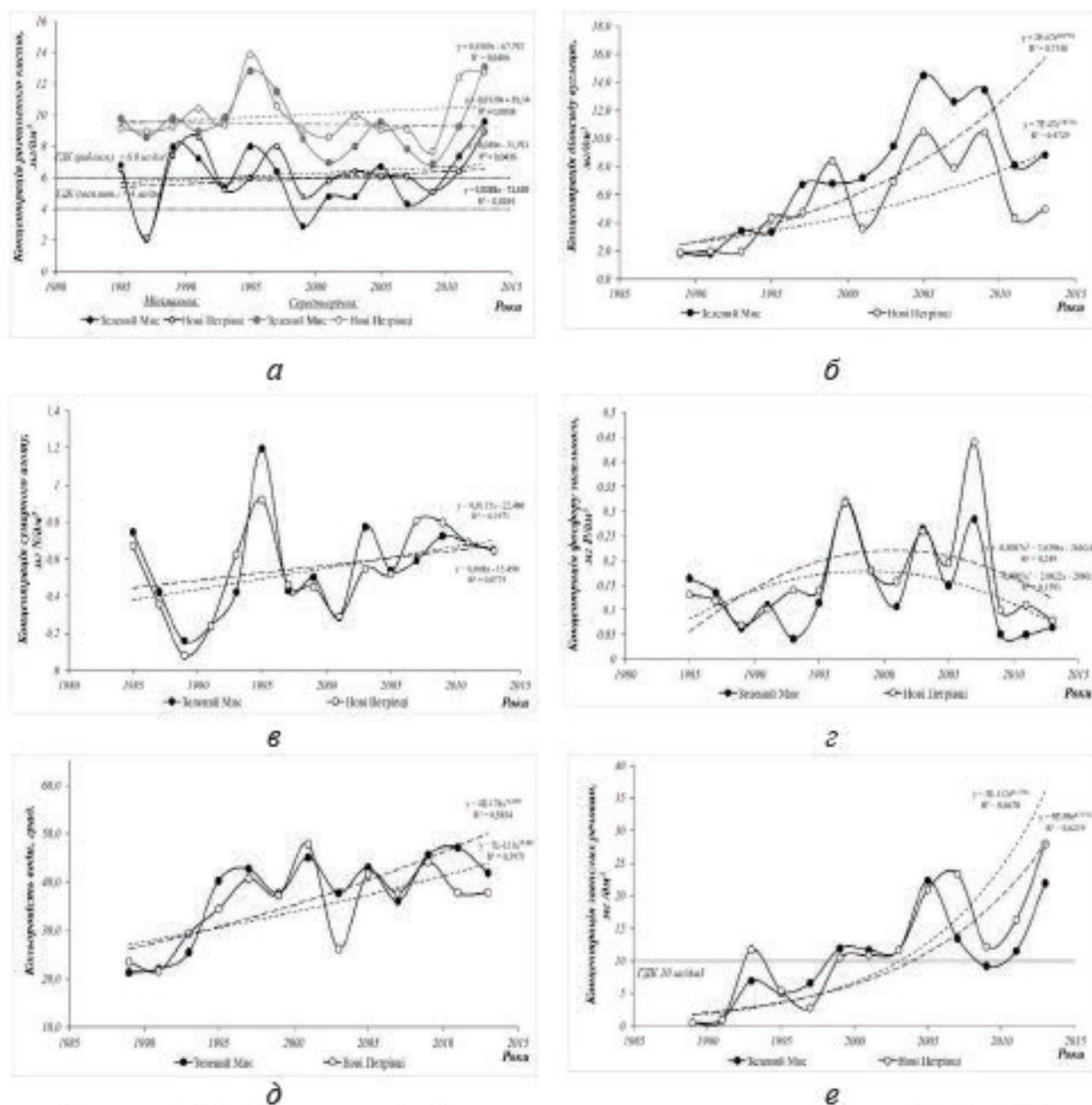


Рисунок 4.3 – Середньорічні значення розчинених у воді: *а* – O_2 ; *б* – CO_2 ; *в* – концентрації сумарного азоту; *г* – фосфору; *д* – кольоровості води; *е* – завислих речовин

органічної речовини у водосховищі вносять також і супутні рослинності консорційні угруповання гідробіонтів, формуванню яких також сприяє збільшення площ заростей макрофітів.

У Київське водосховище, завдяки його головному розміщенню у Дніпровському каскаді, поступає природний стік річок Прип'яті та Дніпра, що приносить, у середньому, 2,4 млн завислих речовин [105], основні об'єми яких акумулюються на верхніх ділянках водосховища. Збільшення концентрації

автохтонних завислих речовин із збільшенням площ заростей макрофітів визначає бар'єрна функція макрофітів [106], алохтонних – сезонне відмирання фітомаси. Останнє явище поряд із прогресуючим заболоченням мілководь впливає і на вміст гумінових речовин у воді, що є опосередкованим показником кольоровості [105].

Таким чином було відібрано 7 основних показників гідрохімічного режиму верхніх ділянок Київського водосховища (параметрів), які в подальшому і були використані для розрахунку $F_{(назем.)}$ оцінки якості води (табл. 4.4)

Таблиця 4.4 – Значення гідрохімічних показників води верхів'я Київського водосховища за матеріалами наземних спостережень та їх вагові коефіцієнти

Роки	Кисень, мг/дм ³	Діоксид вуглецю, мг/дм ³	Фосфор заг., мгР/дм ³	NH_4^+ $+ \text{NO}_2^-$ $+ \text{NO}_3^-$, мгN/дм ³	Кольоровість, градуси	Завислі речовини, мг/дм ³	ХСК, мгО/дм ³
1989	9,83	1,82	0,063	0,159	21,33	0,466	27,46
1991	8,973	1,819	0,111	0,24	22,067	1,067	26,713
1993	9,869	3,438	0,042	0,424	25,5	6,959	41,188
1995	14,69	3,358	0,115	1,195	40,278	5,078	39,017
1997	11,52	6,713	0,32	0,429	42,75	6,583	37,0
1999	8,506	6,794	0,181	0,502	37,643	11,893	35,057
2001	6,958	7,205	0,107	0,286	45,125	11,675	47,163
2003	8,01	9,465	0,265	0,773	37,7	11,6	31,79
2005	9,584	14,494	0,15	0,539	43,0	22,312	52,824
2007	7,824	12,613	0,284	0,595	36,063	13,425	42,556
2009	6,88	13,459	0,051	0,726	45,625	9,188	49,693
2011	9,279	8,114	0,05	0,688	47,125	11,5	44,413
2013	13,08	8,834	0,065	0,647	41,875	21,906	43,125
N*	max	min	min	min	min	min	min
μ_j	0,15	0,15	0,15	0,15	0,1	0,15	0,15

* – напрямок оптимізації параметру.

Дотримуючись попередньо описаного алгоритму розрахунків $F_{(Д33)}$, аналогічно було обчислено функцію приналежності $F_{(назем.)}$ відповідно до рівняння (2.4.). При цьому за еталон (A) для кожного показника умовно було прийнято рік коли його значення були найкращими з точки зору оцінки якості води (найменші значення показників, окрім розчиненого кисню, зменшення кількості якого негативно впливає на стан водойми (параметр максималізується)) [1].

Для множини ряду порівнюваних років (від 1989 до 2013) введено позначення (B). Вагові коефіцієнти були розраховані на основі експертної оцінки, при цьому всі параметри мають майже рівноцінний вплив на якість води.

На рис. 4.4 та табл. 4.5 наведено графік функцій приналежності $F_{БКО}$ за роками. З графіку видно, що функції приналежності F відображають зміну стану Київського водосховища в бік незначного погіршення якості води для потреб водоспоживання. До цього у 2005 році відбулася стабілізація процесів зміни біотопів і вирівнювання показників якості води, а саме наземних гідрохімічних показників, таких як: CO_2 , O_2 , NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ , $P_{(заг.)}$, хімічного споживання кисню, кольоровості, завислих речовин.

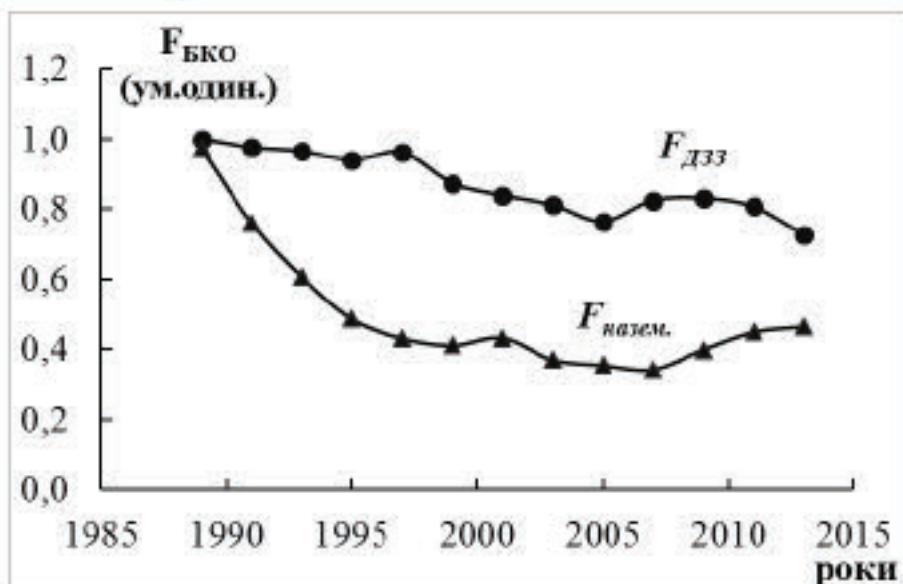


Рисунок 4.4 – Результати обчислення функції приналежності $F_{БКО}$, отримані за даними ДЗЗ та наземних спостережень ДГМС в умовних одиницях

Таблиця 4.5 – Значення узагальненого критерію оцінки якості води Київського водосховища для потреб водоспоживання ($F_{ДЗЗ}$ та $F_{назем.}$) за період з 1989 до 2013 рр.

Рік	1989	1991	1993	1995	1997	1999	2001	2003	2005	2007	2009	2011	2013
$F_{ДЗЗ}$	1,000	0,976	0,965	0,941	0,961	0,874	0,839	0,811	0,764	0,825	0,831	0,807	0,727
$F_{назем.}$	0,973	0,761	0,606	0,486	0,431	0,410	0,432	0,370	0,354	0,343	0,399	0,448	0,464

На наступному етапі проведено оцінку кореляції між значеннями функції приналежності, отриманої за матеріалами ДЗЗ ($F_{ДЗЗ}$), та узагальненим критерієм

$F_{\text{назем}}$, отриманим на основі наземних спостережень ДГМС. Результати обчислень показали, що обидві функції приналежності F , які характеризують стан якості води Київського водосховища, корелюють з імовірністю $R = 0,7$, що обґруntовує можливість використання методів системного аналізу саме на основі даних ДЗЗ для оцінки якості води. При цьому кореляція сумарного показника хімічного забруднення води (ПХЗ-10) та функції приналежності $F_{\text{назем}}$ становить 0,94, це доводить, що отриманий таким чином узагальнений критерію оцінки якості води може бути використаним на рівні з показниками інтегральних індексів розрахованими загальноприйнятими методами.

Висновки до підрозділу 4.1:

1. Удосконалено методику багатокритеріальної оптимізації шляхом формування комплексного критерію для оцінки стану якості води на основі даних ДЗЗ в врахуванням коефіцієнтів впливу кожного параметру, що максималізується та мінімалізується. Проведено аналіз ефективності використання даного методу з урахуванням показників, що мають позитивний і негативний вплив на якість води. Встановлено взаємозв'язок між динамікою змін структури біотопів ВБУ Київського водосховища та якістю води, що актуально для оперативного контролю стану водойми на основі космічного геомоніторингу.

1. Дослідження взаємозв'язку гіdroхімічних параметрів і розвитку угруповань макрофітів показали наявність залежності між зміною площ зарослих акваторій та вмістом розчиненого у воді діоксиду вуглецю (висока кореляція) та показниками біхроматної окислюваності, кольоровості води, завислих речовин (значна кореляція). При цьому зміни в гіdroхімічному режимі верхніх ділянок водосховища спричинені перебігом природних процесів, вказують на активізацію заростання, евтрофікацію та заболочення мілководь, що відповідно впливає на стан якості водойми для водоспоживання.

2. За цим методом системного підходу до оцінки якості води на основі космічної інформації ДЗЗ можливо розширити функціональні можливості космічного моніторингу та підвищити його ефективність.

4.2. Формування ієрархічної моделі та виконання обчислень для оцінки екологічного стану Київського водосховища

Київське водосховище представляє собою складну багатофункціональну екосистему, потенціал якої пов'язаний з інтенсивним соціально-економічним розвитком, формуванням багатогалузевих виробничих комплексів, екологорекреаційною та природоохоронною діяльністю. Воно здійснює низку важливих функцій: сприяє виробництву електроенергії Київськими ГЕС та ГАЕС, забезпечує воднотранспортні вантажні перевезення, використовується для сезонного регулювання стоку Дніпра і Прип'яті, є джерелом санітарно-екологічних попусків на київську ділянку Канівського водосховища та інтенсивно використовується в рекреаційних цілях [105].

Головним конфліктом гармонійного та збалансованого розвитку його території є конфлікт між соціально-економічними потребами людини та збалансованим існуванням екосистеми. Бажано використовувати водойму в поляризованому виді обох напрямків, але для цього необхідно визначитися якому з напрямків використання ми надаємо більшу перевагу з точки зору майбутнього стану водойми в цілому. В такому ключі аналіз екологічного стан водойми характеризується різними параметрами та показниками в залежності від напрямку її використання.

4.2.1. Структурування проблеми і представлення її у вигляді ієрархій

Останніми десятиліттями все більше уваги вченими та практиками приділяється питанням з розроблення концепції екосистемних послуг, що становлятьувесь спектр товарів і послуг, що надаються природою, та інтегрують усі три функції природного капіталу: ресурсну, екосистемну, соціальну. Вирішення проблеми ефективного використання екосистемних послуг дозволить у майбутньому забезпечити їх відтворення, що у свою чергу, сприятиме сталому природокористуванню, зростанню добробуту населення.

ВБУ є одними з найбільш продуктивних екосистем на Землі та відповідно виконують значущі екологічні, економічні та соціальні функції. Екосистемні послуги ВБУ є важливим фактором функціонування та розвитку багатьох галузей народного господарства та людського потенціалу як окремих локальних громад, так і суспільства країни в цілому. Вони є джерелом біологічного різноманіття, води та первинної продуктивності, від яких залежить існування численних видів рослин та тварин, а також підтримують високі концентрації багаточисельних видів птахів, ссавців, земноводних, риб та безхребетних та зберігають генетичний матеріал. Окрім цього ВБУ надають важливі, а іноді й необхідні екосистемні послуги для забезпечення здоров'я, добробуту та безпеки населення, яке проживає на території ВБУ, поблизу неї та подекуди, навіть, у глобальному масштабі [107, 108]. Взаємодія фізичних, біологічних та хімічних компонентів, таких як ґрунти, вода, рослини та тварини, дозволяє ВБУ надавати безліч життєво важливих екосистемних послуг, основні з яких представлені у Додатку Н.

Екосистемний підхід представляє собою методологічну структуру для обґрунтування економічними суб'єктами управлінських рішень у процесі розробки стратегій розвитку та формування способів планування ВБУ. Цей підхід не замінює інші стратегії екологічного управління та екологічного менеджменту та програми спрямовані на охорону природного середовища, збереження окремих видів живих організмів, а скоріше має сприяти інтеграції усіх існуючих міжнародних та національних програм і методів. Ядром процесу формування екосистемного підходу до управління економічними системами є екосистемні послуги [109].

Водосховища – антропогенні, керовані людиною об'єкти, але вони відчувають також і сильну дію природних (перш за все гідрометеорологічних) чинників, тому як об'єкти вивчення, використання та управління займають проміжне положення між "чисто природними" й "чисто технічними" утвореннями. Це дає право іменувати їх природно-технічними системами. Водосховища помітно, а нерідко й значно впливають на навколишнє середовище, викликаючи зміни природних і господарських умов на прилеглих територіях

[110]. Природно, що разом з наперед запланованими сприятливими наслідками виникають також і наслідки негативного, несприятливого характеру (Додаток П).

Для порівняння ступеня важливості екосистемних послуг верхів'я Київського водосховища, як цінного ВБУ з одного боку та переваг і недоліків існування Київського водосховища, як техногенного комплексу для забезпечення потреб ГЕС, з іншого боку, розроблено інтегральну ієрархічну модель стану водойми, яку розглядаємо далі (Додаток Р).

МАІ дає можливість на основі експертних оцінок сформувати необхідну цільову функцію, рейтингувати альтернативні варіанти. Оскільки результатом дослідження має бути порівняння екологічного благополуччя водосховища за роки спостережень, на верхньому (*нульовому рівні*) ієрархії нами визначено та розташовано мету дослідження – **Оцінка екосистеми Київського водосховища**, на *першому рівні* – три *екосистемні функції (послуги)* водойми, що чутливо реагують на зміну абіотичних та антропогенних впливів, в першому блоці згруповані підтримуюча та ресурсна функція екосистеми, що включає в себе підтримання екологічної рівноваги, найважливіших екологічних процесів і біотичного різноманіття та забезпечення біологічних та рекреаційних ресурсів. Другий і третій блок відображає дві найбільш виробничі функції водосховища, а саме використання його для потреб водоспоживання (комунального господарства, промисловості) та виробництва гідроенергетики. *На другому рівні засоби аналізу ситуації*, тобто використані в ході дослідження джерела інформації - засоби дистанційного зондування Землі та наземні спостереження. *Третій рівень – фізіономічні та аналітичні характеристики*, що об'єднують складові та показники, що впливають на стан водойми, а саме – гідрофізичні, гідрохімічні, гідробіологічні показники та отримані на основі дешифрування КЗ динаміки змін рослинності гідро- та гігровопів (водних та водно-болотних біотопів), мезотопів (пограничних сухопутних біотопів) і водної поверхні. *Четвертий рівень – множина найбільш репрезентативних показників середовища водосховища*, а також площі заростання макрофітів за роками. Пріоритетність всіх блоків стосовно попереднього рівня визначається експертом або групою експертів.

За інформацією Дніпровського БУВР з перших років створення Дніпровського каскаду почалося заростання мілководь, що тривалий час не впливало на якість водних ресурсів Дніпра та їх використання. Проте, в останні десятиліття цей процес почав стрімко прискорюватись та став одним з основних факторів впливу на водні ресурси та на екологічну ситуацію в усьому басейні.

Загрозливим фактором стало збільшення темпів приросту площ зарослих мілководь. Основними факторами заростання й формування у верхів'ях водосховищ дельтоподібних ландшафтів є як природні, так і антропогенні процеси. Із негативних наслідків заростання мілководь найважливішими є:

- погіршення якості води із-за «цвітіння» водоростей і розкладу органічної маси ВВР;
- погіршення умов пропуску великих повеней і паводків через водосховища;
- суттєве погіршення умов для роботи водного транспорту в зв'язку із заростанням акваторії водосховищ;
- зменшення обсягів води, що використовується для гідроенергетики та водопостачання.

4.2.2. Експертне попарне порівняння елементів рівнів ієрархічної моделі

Метою побудови множини матриць є кількісне визначення коефіцієнтів відносної пріоритетності показників, що утворюють ієрархію. У відповідності зі специфікою методу необхідно, щоб всі елементи нижнього рівня ієрархії були порівняні експертом попарно стосовно кожного елементу верхнього рівня аж до вершини ієрархії. Так, згідно (Додатку С), кожний із трьох напрямки впливу змін водойми: біорізноманіття як підtrzymуюча та ресурсна функція екосистеми та дві виробничі функції, а саме водоспоживання та гідроенергетика (рівень 1) характеризується своєю питомою вагою (коефіцієнтом важливості) з точки зору його значимості для *Оцінки екосистеми Київського водосховища* (рівень 0). Для розрахунку цих коефіцієнтів на 0-му рівні ієрархії будується матриця переваг 3-го порядку. Матриця складається, якщо записати елемент верхнього рівня вгорі та

перелічти всі підпорядковані йому елементи нижнього рівня ліворуч у стовпчик і зверху в рядок.

До клітин матриці записуються результати попарних порівнянь критеріїв у залежності від їхньої значимості стосовно цілі (*Оцінки екосистеми Київського водосховища*). Попарні порівняння здійснюються в термінах домінування одних елементів над іншими. Якщо порівнюються якісні фактори, то порівняння здійснюються експертно з використанням шкали «відносної важливості» (шкали переваг).

Таблиця 4.6 – Шкала парних порівнянь Т.Сааті

Відносна важливість (бали)	Ступінь переваги одного об'єкта в порівнянні з іншим
1,2	однакова важливість, рівна пріоритетність
3,4	один елемент трохи важливіший за інший (слабка перевага)
5,6	один елемент суттєво важливіший за інший (сильна перевага)
7,8	один елемент значно важливіший за інший (дуже сильна перевага)
9,10	абсолютна перевага одного над іншим
Обернені величини чисел, наведених вище	якщо при порівнянні одного елементу з другим, отримане одне з вищевказаних чисел (1-9), то при порівнянні другого з першим, матимемо обернену величину

Якщо, наприклад, елемент ієархії *Гідробіологічні показники* має сильну перевагу над елементом *Гідрофізичні показники* та є значно більш вагомим показником благополуччя екосистеми водосховища для відновлення біорізноманіття то у відповідній позиції матриці (див. Додаток С. 2 табл. С.2.2) експерт ставить число 7, а до симетричної відносно головної діагоналі позиції записує 1/7. Матриці переваг є квадратними та обернено симетричними, з одиничною головною діагоналлю

$$\left\| \alpha_{ij} \right\|, \quad (4.3.)$$

де $\alpha_{ij} = 1/\alpha_{ji} = 1; i,j = 1, \dots, n$ – число критеріальних складових на кожному рівні.

Отже опрацьовується кожен елемент ієархії з 0-го до 4-й рівні включно. При цьому, так як одній й ті ж показники та процеси можуть мати двобічне значення для екосистемних потреб водосховища, всі елементи ієархії були паралельно порівняні експертом попарно стосовно трьох напрямків екологічної оцінки водосховища (біорізноманіття, водоспоживання та гідроенергетики). Наприклад, збільшення площ водних та водно-болотних біотопів, з одного боку, призводить до негативних наслідків для виробничих послуг екосистеми (уповільнення течії та зменшення обсягів води несприятливе для потреб гідроенергетики), з іншого боку сприяє відновленню природніх ВБУ, як ядр біорізноманіття рослинних та тваринних організмів.

4.2.3. Математична обробка експертних оцінок

4.2.3.1. Розрахунок локальних пріоритетів елементів ієархії

На цьому етапі для кожної з матриць попарних порівнянь розраховуються компоненти власного вектора матриці (2.8) та підійснюються їх нормування до одиниці (2.9).

Отже визначається вектор локальних пріоритетів критеріальних складових кожного рівня ієархії. Визначення локальних пріоритетів дозволяє ранжувати (лінійно упорядкувати) складові за ступенем їхньої відносної значимості на кожному рівні ієархії стосовно елементу верхнього рівня [111].

Алгоритм обчислення вагових коефіцієнтів K_i складається з таких кроків:

- 1) перемножуємо елементи кожного рядка й записуємо отримані результати в стовпець;
- 2) беремо корінь n -го ступеня з кожного елемента відповідного стовпця;
- 3) складаємо елементи цього стовпця;
- 4) ділимо кожний із цих елементів на отриману суму.

Нормалізовану оцінку для j -го об'єкта прийнято позначати, як k'_j , де j – позначення об'єкта за рядком в матриці парних порівнянь i - номер рівня ієархії. У такий спосіб отримуємо вектор пріоритетів (власний стовпець).

4.2.3.2. Перевірка узгодженості оцінок для порівнюваних елементів

Визначивши вектор пріоритетів, можна знайти головне власне значення матриці суджень λ_{\max} , що використається для оцінки узгодженості, що відбиває пропорційність переваг. Чим більше λ_{\max} до розмірності матриці суджень (n), тим більше узгоджений результат. Обчислення λ_{\max} здійснюється за такою формулою:

$$\lambda_{\max} = \sum_j^n \sum_i^n a_{ij} k_j, \quad (4.4)$$

де k_j - значення нормалізованої оцінки для j -го об'єкта (за рядком), a_{ij} - значення оцінки парного порівняння об'єкта i з об'єктом j (елементи обираються за стовпцями матриці парних порівнянь).

Під час парного порівняння об'єктів необхідно виставити оцінку, що показує величину - на скільки, один об'єкт важливіше іншого. Експерт може помилитися у разі порівняння іншої пари об'єктів, що призведе до суперечливості результатів. Фахівці з логіки досліджують причини протиріч у судженнях експертів і дають рекомендації з розв'язку конфліктних ситуацій. Для виявлення суперечливості результатів, які запропонував експерт при заповненні матриці парних порівнянь використається кількісна оцінка – індекс узгодженості (ГУ). *Індекс узгодженості* – кількісна оцінка суперечливості результатів порівнянь, що надає інформацію щодо ступеню порушення узгодженості. Разом з матрицею парних порівнянь ми маємо міру оцінки ступеня відхилення від узгодженості. Якщо такі відхилення перевищують установлені межі, то тому, хто здійснює судження, варто перевірити ще раз їх у матриці. Відхилення від узгодженості може бути виражено величиною рівною відношенню різниці λ_{\max} й n до $n-1$.

$$ГУ = \frac{\lambda_{\max} - n}{n-1}, \quad (4.5)$$

Для остаточного з'ясування узгодженості результатів парних порівнянь обчислюється кількісна оцінка відносної узгодженості (ВУ). *Відносна узгодженість* – порівняння – відношення індексу погодженості до

середньостатистичного значення індексу узгодженості (СУ) у разі випадкового вибору коефіцієнтів матриці порівнянь.

$$ВУ = \frac{ГУ}{I_n}, \quad (4.6.)$$

тут λ_{\max} – максимальне власне значення матриці порівняння, n – порядок матриці, що визначається числом порівнюваних елементів, I_n – індекс узгодженості для обернено симетричної матриці порядку n випадкових оцінок. Значення I_n визначаються з таблиці 4.7.

Відносна узгодженість для системи в цілому характеризує зважене середнє значення відносної узгодженості для всіх матриць порівнянь. Відношення ГУ до середнього СУ для матриці того ж порядку називається відношенням узгодженості – (ВУ). Дані можна вважати практично несуперечливими (досить погодженими), якщо значення $ВУ < 0,1$. Як поправочний коефіцієнт під час остаточного з'ясування узгодженості оцінок у матриці попарних порівнянь, використовується середнє значення випадкового індексу ВУ. Значення ВУ були отримані Т.Сааті методом генерації ГУ випадковим образом за шкалою від 1 до 10 обернено симетричної матриці [112]. Середні значення випадкового індексу зібрані у вигляді табличних даних, фрагмент якої, залежно від розмірності матриці суджень, наведено у табл. 4.7.

Таблиця 4.7 – Середні значення випадкових індексів узгодженості для матриць різного порядку

Розмір матриці (n)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Випадкова узгодженість (I_n)	0	0	0,58	0,90	1,12	1,24	1,32	1,41	1,45	1,49

В разі, якби умова $ВУ < 0,1$ не виконувалася, слід було би повернутися до етапу формування матриць попарних порівнянь і покращити узгодженість оцінок експерта. Наприклад, для матриці четвертого рівня (Додаток С. 3 табл. С. 3.4) індекс узгодженості дорівнює

$$\Gamma U = \frac{\lambda_{\max} - n}{n-1} = \frac{6,1571 - 6}{5} = 0,0314,$$

а відношення узгодженості (ВУ) дорівнює 3,5%

Відносна узгодженість для системи в цілому характеризує зважене середнє значення відносної узгодженості за всіма матрицями порівнянь. При цьому узгодженість всієї ієрархії складає 0,043771, тобто $\approx 4,4\%$, що менше припустимих за теорією MAI 10%.

4.2.3.3. Розрахунок глобальних пріоритетів елементів ієрархії

Після того як компоненти власного вектора отримані для всіх n рядків матриці за формулою (2.10.) визначається вектор локальних пріоритетів критеріальних складових кожного рівня ієрархії. Далі у відповідності зі значеннями векторів локальних пріоритетів (вагами) K^1, K^2, K^3 і K^4 визначаються значення згортки узагальненого критерію для порівнюваних років (2.12). Наводимо системи рівнянь для оцінки трьох рівнів ієрархії екосистемних послуг Київського водосховища:

<i>оцінки 3-го рівня ієрархії</i>	<i>оцінки 2-го рівня ієрархії</i>
$F_{1(1-6)}^3 = (K_{1(1-6)}^4 K_{2(1-6)}^4 K_{3(1-6)}^4) \cdot (x_{1(1-3)}^3)$	$F_{1(1-6)}^2 = (F_{1(1-6)}^3 F_{2(1-6)}^3 F_{3(1-6)}^3) \cdot (x_{1(1,2,3)}^2)$
$F_{2(1-6)}^3 = (K_{1(1-6)}^4 K_{2(1-6)}^4 K_{3(1-6)}^4) \cdot (x_{2(1-3)}^3)$	$F_{2(1-6)}^2 = (F_{4(1-6)}^3 F_{5(1-6)}^3 F_{6(1-6)}^3) \cdot (x_{2(4,5,6)}^2)$
$F_{3(1-6)}^3 = (K_{1(1-6)}^4 K_{2(1-6)}^4 K_{3(1-6)}^4) \cdot (x_{3(1-3)}^3)$	<i>остаточні оцінки для трьох напрямків використання водосховища</i>
$F_{4(1-6)}^3 = (K_{4(1-6)}^4 K_{5(1-6)}^4 K_{6(1-6)}^4) \cdot (x_{4(4-6)}^3)$	$F_{B(1-6)}^1 = (F_{1(1-6)}^2 F_{2(1-6)}^2) \cdot (x_{1(1-2)}^1)$
$F_{5(1-6)}^3 = (K_{4(1-6)}^4 K_{5(1-6)}^4 K_{6(1-6)}^4) \cdot (x_{5(4-6)}^3)$	$F_{F(1-6)}^1 = (F_{1(1-6)}^2 F_{2(1-6)}^2) \cdot (x_{2(1-2)}^1)$
$F_{6(1-6)}^3 = (K_{4(1-6)}^4 K_{5(1-6)}^4 K_{6(1-6)}^4) \cdot (x_{6(4-6)}^3)$	$F_{S(1-6)}^1 = (F_{1(1-6)}^2 F_{2(1-6)}^2) \cdot (x_{3(1-2)}^1)$

Для прикладу приведемо вираз розрахунку F_B оцінки екосистеми Київського водосховища для потреб гідроенергетики за 1989 рік:

$$F_B = x_{18}^2 (0,3570 \cdot x_{18}^4 + 0,27506 \cdot x_{18}^4 + 0,38062 \cdot x_{18}^4) + x_{18}^2 (0,29035 \cdot x_{18}^4 + 0,3149 \cdot x_{18}^4 + 0,075065 \cdot x_{18}^4)$$

де x_p – значення (або коефіцієнт переваги) показника середовища p для порівнюваних років.

Зіставлення значень згортки узагальненого критерію F для порівнюваних років дозволяє оцінити динаміку змін екосистеми водосховища в трьох напрямках за всією сукупністю складових, що визначають ієрархію (табл. 4.8).

Таблиця 4.8 – Значення узагальненого критерію F для порівнюваних років (відносна шкала експертних оцінок значення екосистеми Київського водосховища)

Роки		1989	1993	1997	2001	2007	2013
<i>F</i>	1. Біорізноманіття	0,0897	0,0875	0,1050	0,1456	0,2238	0,3484
	2. Водопостачання	0,2254	0,1800	0,1449	0,1175	0,0969	0,0814
	3. Гідроенергетика	0,3265	0,2341	0,1656	0,1184	0,0874	0,0681

Отримані результати свідчать про те, що збільшення площ зарослих мілководь трансформує гіdroфізичні та гідрохімічні показники у бік послаблення значення екосистеми водосховища в соціально-економічному напрямку з точки зору забезпечення водними ресурсами [16]. З іншого боку, посилення заростання акваторій водосховища та зміна біотопічної структури мілководь сприяють підтриманню екологічної рівноваги усієї водойми, забезпеченню її біоресурсного потенціалу, самоочисних функцій, а також збереженню та відтворенню природного біорізноманіття водної та коловодної флори і фауни [2].

Наочно динаміку екосистемних послуг водосховища за період 1989–2013 рр. наведено на рис. 4.5.

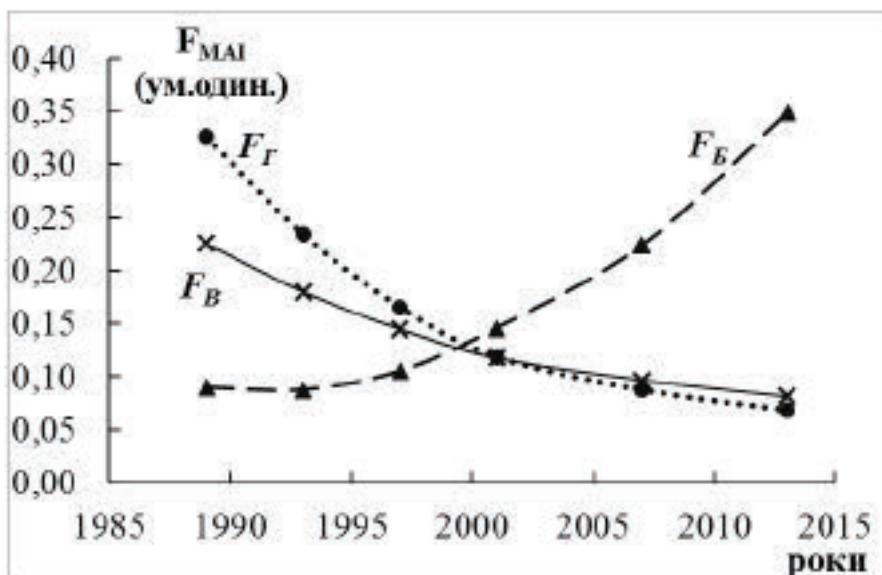


Рисунок 4.5 – Оцінка водогосподарсько-екологічного значення екосистеми Київського водосховища за період 1989–2013 рр. (F_B – біорізноманіття; F_B – водопостачання; F_G – гідроенергетика.)

MAI має наступні переваги:

1. MAI передбачає проведення детального аналізу проблеми і забезпечує раціональний збір даних для її вивчення.
2. Складна проблема декомпозується на ряд більш простих складових.
3. Метод сприяє виявленню суперечливих даних, з цією метою в MAI передбачений розрахунок індексу узгодженості в матрицях парних порівнянь.
4. MAI дозволяє розраховувати як узагальнючу оцінку фізіономічних та аналітических характеристик за роками, так і оцінити важливість кожної складової ієрархії. Якщо при виключенні деякого фактора пріоритети альтернатив змінюються незначно, то такий фактор можна вважати несуттєвим.
5. Метод забезпечує підтримку прийняття рішення за проблемою.

Висновки до підрозділу 4.2:

1. Обґрунтовано методику експертних оцінок для моделювання та визначення екосистемних послуг Київського водосховища. До цього традиційні дані наземних спостережень було доповнено результатами дешифрування КЗ, що дозволило дослідити стан водойми більш комплексно.
2. Розроблено ієрархічну модель експертної оцінки водогосподарсько-екологічного значення екосистеми Київського водосховища в трьох найбільших напрямках його використання: для підтримання біотичного різноманіття, водоспоживання та вироблення гідроелектроенергії.
3. З'ясовано, що процеси які відбуваються у водосховищі мають різнонаправлене значення для виробничих та підтримуючих біорізноманіття функцій екосистеми. У подальшому, з урахуванням отриманого досвіду, доцільно вирішити, що є прибутковішим, тимчасове використання виробничих екопослуги, чи отримання сумарного ефекту від усіх функцій екосистеми та забезпечення оздоровлення всього русла Дніпра на майбутнє.

4.3. Формування моделі адаптивного балансу біотопів ВБУ

4.3.1. Моделювання впливу різних типів біотопів на загальне забруднення води у Київському водосховищі з використання ABC-методу

Для моделювання і встановлення впливу різних типів біотопів на загальне забруднення вод у Київському водосховищі та прогнозної оцінки змін екологічного стану водойми було використано математичний апарат ABC-методу, який базується на врахуванні причинно-наслідкових зв'язків між модулями складної системи. При цьому якість прогнозу визначається відповідністю зв'язків лінійній моделі між відомими даними та прогнозними станами чи процесами.

Першим кроком дослідження було формування концептуальної моделі оцінки загального забруднення води. Основними модулями моделі виступали складові ВБУ (площі класифікованих типів біотопів), отримані на основі дешифрування та аналізу КЗ KA Landsat за період 1989-2013 рр., а саме: площа заплавних листяних лісів (*T-tree*), площа заплавних луків (*G-grassland*), площа зарослих водними рослинами мілководь (прибережні перезволожені біотопи та біотопи фіталь) (*M-macrophytes*), а також відкрита водна поверхня (незарослі гідротопи) (*W-water*). Також, як основний модуль, у роботі використано дані числової оцінки екологічного стану водойми, отримані за матеріалами наземних статистичних спостережень ДГМС, а саме індекси біологічної індикації властивостей води за системою сапробності (*S*) по фіто- ($S_{\text{фітопланк}}$) та зоопланктону ($S_{\text{зоопланк}}$), що ґрунтуються на тісній залежності водного біоценозу від властивостей води (табл. 4.9). Під сапробністю розуміють ступінь розпаду органічних речовин у забруднених водах. Індекс сапробності - чисельне вираження здатності угрупувань гідробіонтів (фіто- і зоопланктону) витримувати певний рівень органічного забруднення. Концептуальна модель процесів, що досліджувалися, представлена на (рис. 4.6).

Основним завданням дослідження було встановити наявність взаємозв'язку між всіма модулями моделі та отримати їх вагові коефіцієнти впливу, що

відображають характер функціонування екологічної системи. Та на основі яких в подальшому здійснити моделювання та прогнозування стану водойми.

Таблиця 4.9 – Вхідні дані для моделювання та прогнозування

Роки	Складові ВБУ				Індекс сапробності	
	заплавні листяні ліси, га	заплавні луки, га	зарослі водними рослинами мілководдя, га	незарослі гідротопи, га	по фіто-планктону	по зоо-планктону
	T	G	M	W	$S_{\text{фітопланк.}}$	$S_{\text{зоопланк.}}$
1989	11915,2	7147,6	14126,0	27093,5	2,079	1,776
1991	12194,2	7030,8	16307,0	24810,6	2,054	1,760
1993	11533,6	7115,4	16674,8	25018,4	2,040	1,776
1995	11947,2	7298,7	17335,3	23749,1	1,935	1,772
1997	11284,9	7944,4	22861,6	18178,5	1,994	1,927
1999	12617,4	6775,1	21569,7	19342,3	1,874	1,883
2001	12703,1	6497,0	20901,5	20179,2	2,015	1,862
2003	11781,3	5473,4	20596,5	22471,8	1,968	1,795
2005	12326,6	4227,3	22972,7	20745,1	1,820	1,692
2007	13338,8	4212,0	21988,0	20787,1	2,022	1,656
2009	11925,3	5283,6	21872,3	21250,5	2,017	1,618
2011	12753,4	4396,1	23583,3	19607,8	1,986	1,587
2013	13593,4	3707,8	24365,7	18717,2	1,914	1,611

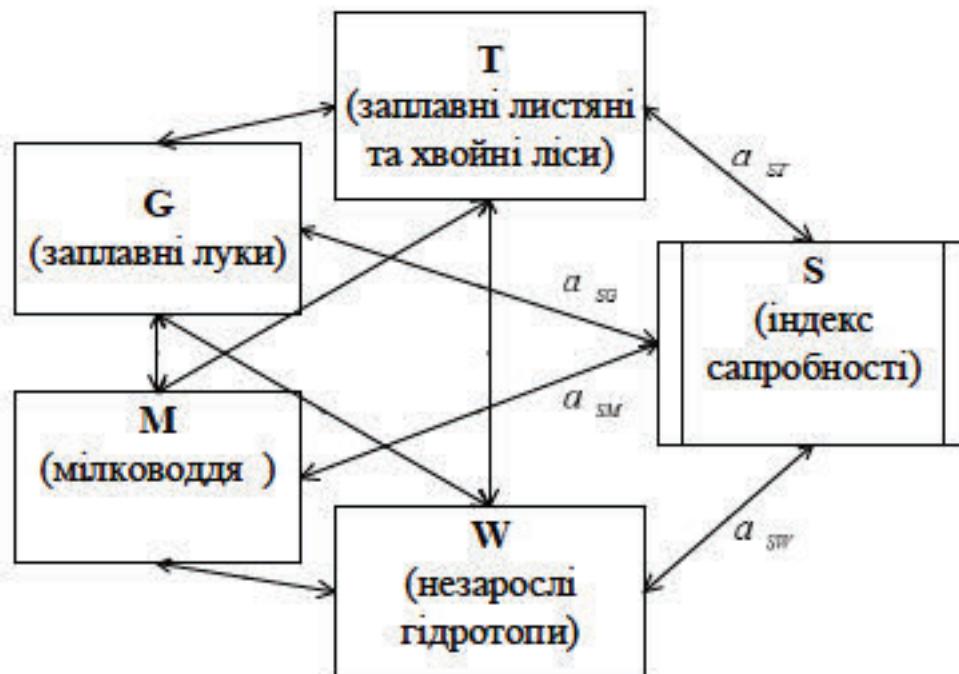


Рисунок 4.6 – Концептуальна модель оцінки загального забруднення води

Системне моделювання та прогнозна оцінка загального забруднення вод у Київському водосховищі під впливом змін біотопів виконувалася на основі рівняння (2.36.) [113]. Якщо прийняти, що кожна із складових може бути виражена лінійною комбінацією інших складових, то можна скласти математичну модель взаємозв'язку біотопів (4.7.):

$$\begin{aligned} \frac{dS}{dt} &= a_{ST}T + a_{SG}G + a_{SM}M + a_{SW}W - S, \\ \frac{dT}{dt} &= a_{TG}G + a_{TM}M + a_{TW}W + a_{TS}S - T, \\ \frac{dG}{dt} &= a_{GM}M + a_{GW}W + a_{GS}S + a_{GT}T - G, \\ \frac{dM}{dt} &= a_{MW}W + a_{MS}S + a_{MT}T + a_{MG}G - M, \\ \frac{dW}{dt} &= a_{WS}S + a_{WT}T + a_{WG}G + a_{WM}M - W. \end{aligned} \quad (4.7.)$$

, де a_{ij} - коефіцієнти рівнянь АВС-моделі (надалі коефіцієнти), які враховують вплив процесу s на процес i та зберігають постійне значення у вираному інтервалі часу [114].

Припустимо, що значення процесів відомі зі спостережень для певного моменту часу. Оскільки процеси розвиваються в природних умовах навколошнього середовища, їхні значення повинні бути узгоджені між собою, а саме з рівнянь (4.8.) можуть бути отримані системи рівнянь для знаходження невідомих коефіцієнтів a_{ij} .

$$\begin{aligned} a_{ST}T + a_{SG}G + a_{SM}M + a_{SW}W &= S, \\ a_{TG}G + a_{TM}M + a_{TW}W + a_{TS}S &= T, \\ a_{GM}M + a_{GW}W + a_{GS}S + a_{GT}T &= G, \\ a_{MW}W + a_{MS}S + a_{MT}T + a_{MG}G &= M, \\ a_{WS}S + a_{WT}T + a_{WG}G + a_{WM}M &= W. \end{aligned} \quad (4.8.)$$

Для моделювання та оцінки екологічного стану необхідно знати значення коефіцієнтів a_{ij} . Визначення їх є важливим етапом формування моделі. Від того наскільки правильно визначені значення коефіцієнтів залежить якість прогнозу сценаріїв розвитку системи. Особливість методу АВС полягає в тому, що

володіючи даними попередніх досліджень можна дати оцінку коефіцієнтів на основі статистичних даних. З цією метою використовуються елементи кореляційної матриці досліджуваних складових, яка дозволяє виключити визначення коефіцієнтів евристично. Крім того, спрощується побудова рівнянь моделі, які в цьому випадку мають уніфіковану форму. Відповідно до цього стан балансу біотопів у системі (4.7.) може бути використано для визначення самих коефіцієнтів впливу. Нижче, як приклад, наведено рівняння для знаходження коефіцієнтів впливу $a_{ST}, a_{SG}, a_{SM}, a_{SW}$.

$$\begin{aligned} a_{ST} + r_{TG}a_{SG} + r_{TM}a_{SM} + r_{TW}a_{SW} &= r_{ST}, \\ r_{GT}a_{ST} + a_{SG} + r_{GM}a_{SM} + r_{GW}a_{SW} &= r_{SG}, \\ r_{MT}a_{ST} + r_{MG}a_{SG} + a_{SM} + r_{MW}a_{SW} &= r_{SM}, \\ r_{WT}a_{ST} + r_{WG}a_{SG} + r_{WM}a_{SM} + a_{SW} &= r_{SW}. \end{aligned} \quad (4.9.)$$

Відзначимо, що в такій інтерпретації кожне з рівнянь (4.9.) являє собою формулу лінійної інтерполяції, а задача полягає в знаходженні таких значень коефіцієнтів інтерполяції, що забезпечують найкращу (оптимальну) точність відновлення кожного з процесів. Впливи процесів один на одного визначаються із кореляційних зв'язків, які відображають статистичні зв'язки між процесами. Елементи кореляційної матриці r_{ij} знаходяться у результаті усереднення на певній ділянці, в межах якої коефіцієнти можна вважати постійними.

Всі розрахунки виконувалися з застосуванням програми ABC-моделювання розробленої співробітниками ЦАКДЗ. Нижче наведено робоче вікно з проміжними результатами розрахунків (рис. 4.7).

Аналогічно з рівнянь (4.9.) можуть бути отримані системи рівнянь для процесів T, G, W, M, S які використовуються при знаходженні відповідних коефіцієнтів r_{ij} . Необхідні для цієї мети коефіцієнти кореляції знаходяться у відповідних рядках кореляційної матриці. Для знаходження коефіцієнтів достатньо скористатися формулами Крамера. Розраховані за архівними даними досліджуваних процесів коефіцієнти кореляції r_{ij} за період 1989-2013 рр. наведено

в табл. 4.10, а коефіцієнти впливу для параметру $S_{ST} = -0,871$; $a_{so} = -0,866$; $a_{sm} = -4,782$; $a_{sw} = -4,054$.

Рисунок 4.7 – Дані отримані при "навчанні" - коефіцієнти a_{lm} і коефіцієнти кореляції r_{ls} , а також мінімальні і максимальні значення, необхідні для подальшого нормування результатів моделювання

Таблиця 4.10 – Матриця коефіцієнтів кореляції r_{ls}

	T	G	W	M	$S_{\text{фітопланк.}}$	$S_{\text{зоопланк.}}$
T	1	-0,72	-0,623	0,583	-0,265	-0,508
G	-0,72	1	0,775	-0,881	0,38	0,83
W	-0,623	0,775	1	-0,968	0,546	0,446
M	0,583	-0,881	-0,968	1	-0,523	-0,602
$S_{\text{фітопланк.}}$	-0,265	0,38	0,546	-0,523	1	0,072
$S_{\text{зоопланк.}}$	-0,508	0,83	0,446	-0,602	0,072	1

Таким чином, після визначення у відповідності до (4.9.) значень коефіцієнтів, з'являється можливість на основі першого рівняння системи 4.7.) виконати моделювання процесу оцінки екологічного стану водойми. Для програмного моделювання вказане рівняння представлене в кінцевих різницях:

$$S_m = S_j + \tau \cdot (a_{ST} \cdot T_j + a_{SG} \cdot G_j + a_{SM} \cdot M_j + a_{SW} \cdot W_j - S_j) \quad (4.10)$$

де $S_m, S_j, T_j, G_j, M_j, W_j$ - j -ті значення процесів, $m > j$; τ - інтервал часу, в протягом якого значення коефіцієнтів можна наблизено вважати постійними.

Алгоритм розрахунків в середовищі програми включає також нормування результатуючих значень модельованого параметру (рис. 4.8). Спочатку нормуємо значення x_{kn} ($k=2, 3, \dots, K$) відповідно до (4.11.) і отримуємо x_{kn}^n

$$x_{kn}^n = \frac{x_{kn} - x_k^{\min}}{x_k^{\max} - x_k^{\min}} \quad (4.11.)$$

де x_{kn}^n нормоване значення x_{kn} , $n=1, 2, \dots, N$; x_k^{\min} мінімальне з усіх значень x_{kn} , x_k^{\max} максимальне з усіх значень x_{kn} .

Прогноз полягає у вичислені значень y_{1n} за вхідними даними $x_{2n}, x_{3n}, \dots, x_{Kn}$ для $n=1, 2, \dots, N$

$$y_{1n} = a_{12}x_{2n} + a_{13}x_{3n} + \dots + a_{1K}x_{Kn} \quad (4.12.)$$

де y_{1n} - n -те обчислене значення для процесу x_{1n} по n -им значенням інших вихідних процесів $x_{2n}, x_{3n}, \dots, x_{Kn}$.

Для остаточного прогнозу нормуємо отримані значення y_{1n} відповідно до (5.13.) і отримуємо y_{1n}^n

$$y_{1n}^n = \frac{y_{1n} - y_1^{\min}}{y_1^{\max} - y_1^{\min}} \quad (4.13.)$$

де y_{1n}^n нормоване значення y_{1n} , $n=1, 2, \dots, N$; y_1^{\min} мінімальне з усіх значень y_{1n} , y_1^{\max} максимальне з усіх значень y_{1n} .

Приводимо нормоване значення y_{1n}^n до масштабу відповідно до (4.14.) і отримуємо z_{1n}

$$z_{1n} = y_{1n}^n (x_1^{\max} - x_1^{\min}) + x_1^{\min} \quad (4.14.)$$

де $n=1, 2, \dots, N$; x_1^{\min} мінімальне з усіх значень x_{1n} , x_1^{\max} максимальне з усіх значень x_{1n} .

	Y	$Y \logit$
1	0.74032015	1.83032544
2	1.81787398	2.23009791
3	1.89079538	2.25715175
4	2.28861766	2.40474381
5	2.82821506	2.60493443
6	3.15773728	2.72718720
7	3.47123900	2.84349633
8	4.18537125	3.10843940
9	4.07988367	3.06930350
10	3.55033335	2.87284034
11	3.57049756	2.88032126
12	4.23549602	3.12710389
13	4.43956410	3.20274494

Рисунок 4.8 – Робоче вікно програми АВС з модельованими значеннями впливу збільшення площи зарослих водними рослинами мілководь на індекс сапробності по зоопланктону (1-й стовпець - ненормований результат 2-й стовпець - нормований результат)

Моделювання виконувалось шляхом виявлення впливу на екологічний стан водойми поступової зміни кожної складової ВБУ (заплавних листяних лісів та луків, зарослих водними рослинами мілководь, незарослих гідротопів) на 5% від номінального значення 1989 (рис. 4.9, табл. 4.11)

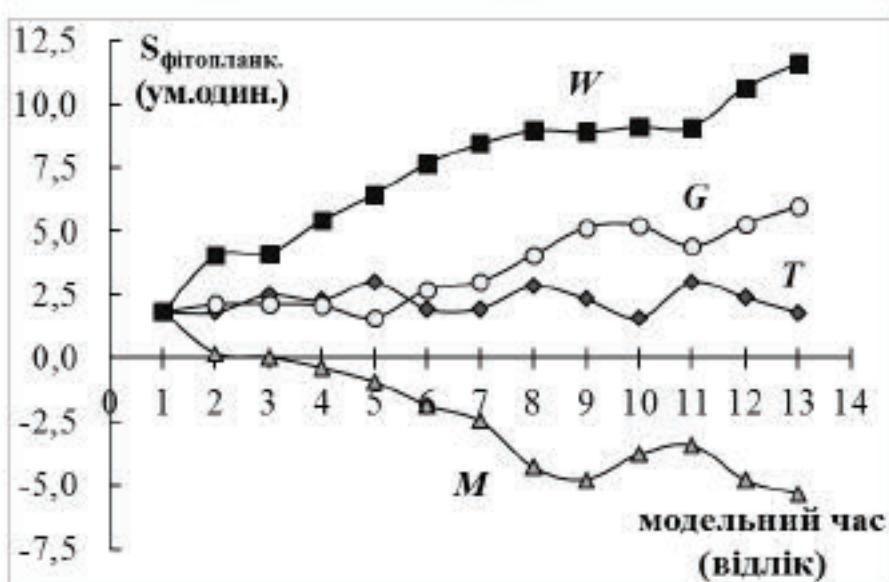


Рисунок 4.9 – Результати моделювання впливу різних біотопів на загальне забруднення води Київського водосховища на основі АВС-методу (W – незарослі гідротопи; G – заплавні луки; T – ліси; M – мілководдя.)

Таблиця 4.11 – Результати моделювання впливу біотопів на загальне забруднення вод (за індексом сапробності по зоопланктону)

Період моделювання (t)	заплавні листяні ліси	заплавні лукі	незарослі гідротопи	зарослі водними рослинами мілководдя
	T	G	W	M
1	1,830325	1,830325	1,830325	1,830325
2	1,857593	1,816346	1,316354	2,230098
3	1,717729	1,800574	1,286229	2,257152
4	1,810652	1,856907	1,020807	2,404744
5	1,75116	1,969891	0,849227	2,604934
6	1,865549	1,787789	0,455229	2,727187
7	1,841402	1,739739	0,244765	2,843496
8	1,523481	1,493141	-0,02777	3,108439
9	1,481988	1,273012	-0,16371	3,069304
10	1,646461	1,290442	-0,18917	2,87284
11	1,463425	1,435365	-0,09524	2,880321
12	1,516775	1,296544	-0,54402	3,12711
13	1,581982	1,184827	-0,83125	3,202745

Дані результатів моделювання (рис. 4.9) приводять до висновку, що сформована модель адекватно реагує на зміни площ основних типів біотопів ВБУ Київського водосховища. Моделювання впливу зміни біотопічної структури ВБУ на екосистему водосховища дозволило визначити, що перерозподіл площ біотопів, який відбувається, та збільшення обсягу заростання мілководь призведе до загального покращення екологічного стану водойми.

Результати моделювання доводять, що якщо відбудеться повторне заповнення водосховища водою, це призведе до погіршення стану водойми з позиції забруднення, викликаного розкладанням органічної маси рослинного походження. Відомо, що чим менше значення індексу сапробності, тим менше ступінь забруднення води органічними речовинами.

Таким чином, запропонована модель дозволить у подальшому не лише здійснювати екологічний моніторинг на новому рівні, але й на науковому підґрунті розробляти екологічно збалансовані менеджмент-плани управління використанням потенціалу водойм, подібних Київського водосховища.

4.3.2. Прогнозна оцінка динаміки змін екологічного стану Київського водосховища

Сформована модифікована концептуальна модель АВС-методу стану Київського водосховища дає можливість не тільки моделювати, а і прогнозувати, виходячи з реальних умов, зміна середовища під впливом складових біотопів і різних факторів.

Спочатку для простого прогнозування наступних змін площ біотопів було використано спосіб регресійного аналізу – функцію тенденція, яка обчислює прогнози, що базуються на лінійному зв'язку між результатом спостереження і часом, в яке це спостереження було зафіксовано (рис. 4.10). Отримавши таким чином прогнозні значення площ біотопів до 2023 року нами були розраховані прогнозні значення загального забруднення води з використанням програми АВС-моделювання на основі формули (2.36.) (табл. 4.12). Навчання системи АВС виконувалося на основі наявних даних площ біотопів отриманих на основі дешифрування матеріалів ДЗЗ і гідробіологічних даних наземних спостережень за період 1989-2013 рр., потім системі на вход надавалися лише прогнозні дані площ біотопів і таким чином були отримані результати прогнозу значення індексу сапробності табл.4.12.

Таблиця 4.12 – Прогнозні значення впливу складових ВБУ на загальне забруднення води

Роки	Складові ВБУ				Індекс сапробності	
	заплавні листяні ліси, га	заплавні луки, га	зарослі водними рослинами мілководдя, га	незарослі гідротопи, га	по фіто-планктону	по зоопланктону
	T	G	M	W	S _{фітопланкт.}	S _{зоопланкт.}
2015	13064,8	3657,0	25541,5	18076,2	2,079	1,776
2017	13173,8	3332,1	26339,8	17496,9	2,054	1,760
2019	13282,9	3007,2	27138,1	16917,5	2,040	1,776
2021	13392	2682,3	27936,4	16338,2	1,935	1,772
2023	13501,1	2357,4	28734,6	15758,9	1,994	1,92667

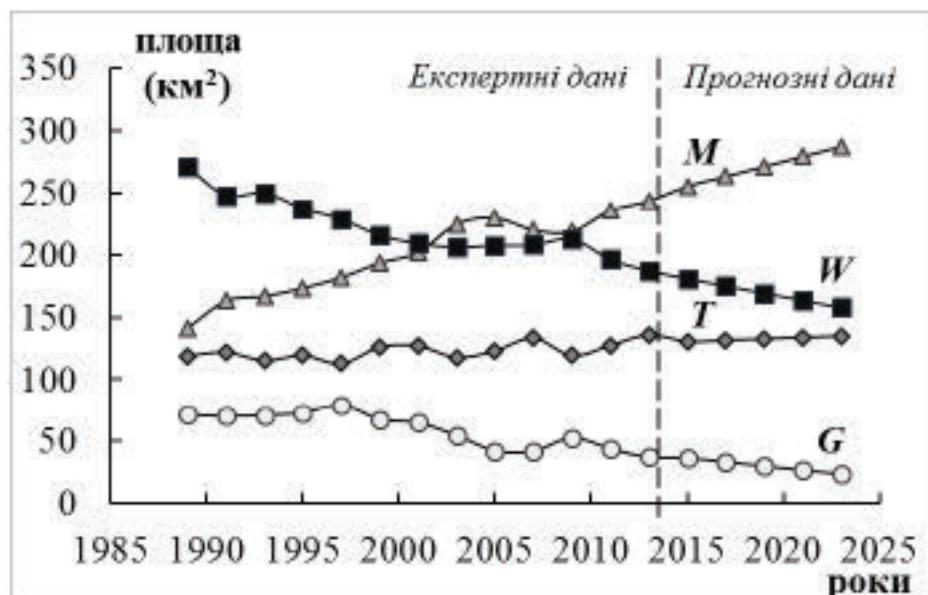


Рисунок 4.10 – Прогнозування тенденцій змін площ біотопів верхів'я Київського водосховища до 2023 р., отримане за даними ДЗЗ

З графіку на рис. 4.10 видно, що в наступні 10 років процеси перерозподілу площ між основними типами біотопів триватимуть внаслідок заростання новостворених мілководь та заболочення існуючих [3]. Результати прогнозування (рис. 4.11) показують подальше поліпшення якості води за гідробіологічними показниками (індексами сапробності за фіто- та зоопланктоном) на наступні десять років у разі стабільного протікання процесів заростання водосховища без втручання людини.

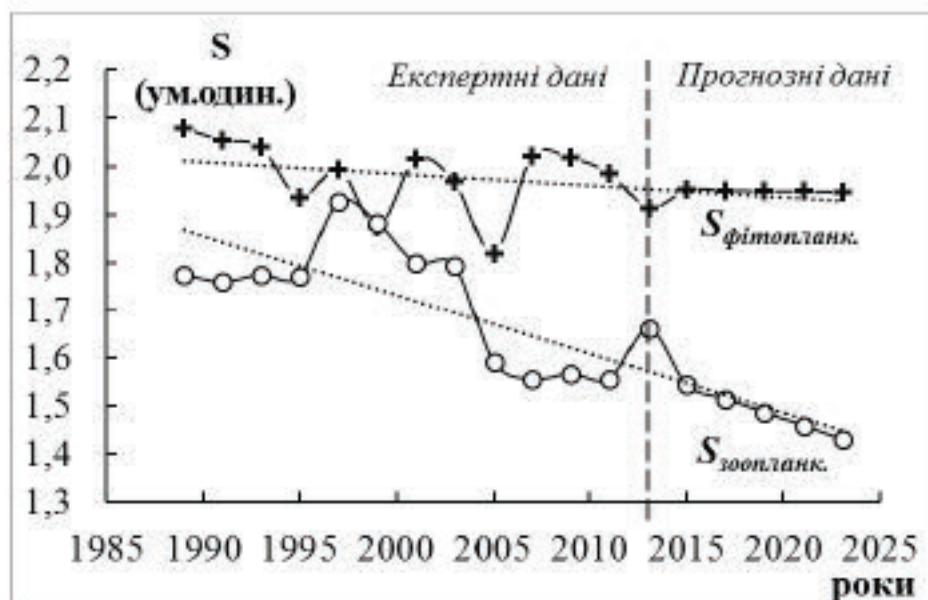


Рисунок 4.11 – Прогнозування змін ступеня загального забруднення води за даними спостережень ДГМС в залежності від змін біотопів

Прогнозуючи подальший хід процесів ландшафтоперетворень у верхів'ях Київського водосховища (рис. 4.12), слід зазначити, що на період 2065 р. (менше ніж через 50 років) у разі збереження сучасних тенденцій трансформації основних типів біотопів відбудеться суттєве зменшення площ глибоководних акваторій водосховища і відновлення руслових ділянок та пограничних заплавних комплексів річок Дніпра та Прип'яті у верхів'ї Київського водосховища.

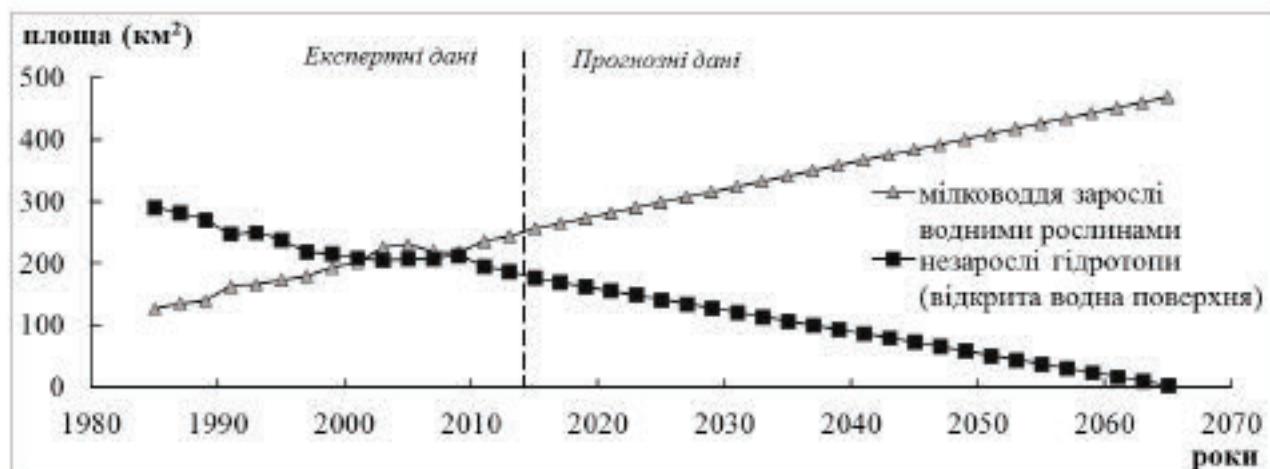


Рисунок 4.12 – Результати довгострокової прогнозної оцінки стану заростання верхніх ділянок Київського водосховища до 2065 р.

Цю тенденцію можна прослідкувати використовуючи архівні картографічні матеріали, що відображають вигляд русла Дніпра до утворення водосховища (рис. 4.13).



Рисунок 4.13 – Відновлення природного стану русла та заплави р. Дніпро та р. Прип'ять (а – топографічна карта 1943 р. (до утворення водосховища); б – КЗ Landsat 5 1984 р.; в – КЗ Landsat 8 2015 р.)

Висновки до підрозділу 4.3:

1. Розроблено математичну модель адаптивного балансу впливів складових ВБУ для моделювання та оцінки ступня впливу різних біотопів на загальне забруднення води.
2. Встановлено взаємозв'язок між динамікою змін структури біотопів і ступенем забруднення води органічними речовинами, що актуально для оперативного контролю стану водойми на основі космічного геомоніторингу. У результаті отримано модель, що адекватно реагує на зміну впливу складових ВБУ.
3. Виконано, з урахуванням впливу різних складових ВБУ, прогнозну оцінку стану Київського водосховища до 2023 р. за індексом сапробності.
4. З'ясовано, що в результаті процесів лавшфтоперетворень відбувається поліпшення якості води за гідробіологічними показниками (індексами сапробності) на наступні десять років у разі стабільного протікання процесів заростання водосховища ВВР без втручання людини.

ВИСНОВКИ

У дисертації наведено теоретичне узагальнення та запропоновано нове вирішення наукової задачі, що полягає в обґрунтуванні та удосконаленні методичного забезпечення космічного геомоніторингу водно-болотних угідь на основі комплексування даних дистанційного зондування Землі та наземних спостережень шляхом розроблення відповідних математичних моделей системного аналізу й формування узагальнюючих критеріїв (на прикладі верхів'я Київського водосховища). Основні результати дисертації такі:

1. Визначено низку інформативних ознак структурних одиниць ВБУ – типів біотопів, що надійно дешифруються на космічних знімках та є індикаторними ознаками стану територій, які досліджуються. Отримано класифікаційну схему індикаторних типів біотопів (за КЗ KA Landsat), що включає 7 основних класів, які у подальшій роботі є ключовими елементами комплексного системного аналізу.

2. Розроблено математичні моделі системного аналізу та сформовано узагальнюючі критерії, що суттєво удосконалили методичне забезпечення космічного геомоніторингу водно-болотних угідь на основі комплексування даних дистанційного зондування Землі й наземних спостережень.

3. Створення комплексного критерію для оцінки якості води на основі даних ДЗЗ сприяло суттєвому удосконаленню методики багатокритеріальної оптимізації. Аналіз ефективності використання даного методу з урахуванням показників, які мають позитивний і негативний вплив, встановив зміну стану Київського водосховища в бік незначного погіршення якості води для потреб водоспоживання.

4. Розроблена ієрархічна модель експертної оцінки екологічних функцій водно-болотних угідь Київського водосховища довела, що аналіз екосистемного значення водойми має базуватися на оцінці спроможності функціонування двох основних її складових: підтримуючої і виробничої, а також реалізації трьох напрямків призначення водойми: підтримання біотичного різноманіття,

водозабезпечення та виробництва електроенергії. Отримані результати відображають, на думку здобувача, перевагу на сьогодні біоресурсного екосистемного значення розвитку водойми над господарськими функціями.

5. Між динамікою змін структури ВБУ і станом водосховища виявлено яскраво виражений взаємозв'язок, що є пріоритетним для оперативного контролю екосистеми водойми на основі космічного геомоніторингу.

6. Розроблена модель адаптивного балансу впливів складових структури ВБУ на гідрохімічні показники водойми підтвердила пряму залежність якості води від ступеню розвитку біотопів зарослих мілководь.

7. Прогнозна оцінка стану ВБУ верхів'я Київського водосховища до 2023 р., виконана з урахуванням різних факторів, показала чіткі тенденції щодо подальшої трансформації основних типів біотопів в бік зростання площ зарослих мілководь і заболочених територій, що сприятиме подальшому покращенню якості води та посиленню біоресурсного потенціалу водойми.

Отримані моделі можуть бути використані як наукова основа під час обґрунтування та формування методик для комплексного оцінювання стану ВБУ та екологічного моніторингу з використанням космічної інформації ДЗЗ.

Отже, на основі проведених досліджень обґрунтовано застосування методів системного аналізу стану водно-болотних угідь з використанням даних дистанційного зондування Землі і наземних спостережень на прикладі верхів'я Київського водосховища з метою розв'язання актуальних задач щодо комплексного, збалансованого природокористування та охорони довкілля.

Виходячи із досвіду проведених робіт, убачаємо перспективи подальших розвідок у дослідженнях процесів, що відбуваються у водосховищах всього каскаду Дніпра з різним рівнем зарегулювання та відмінними стадіями формування водно-болотних комплексів – угідь, цінних для збереження природного різноманіття.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Томченко О. В. Використання методу багатокритеріальної оптимізації матеріалів ДЗЗ та наземних даних для оцінки екологічного стану Київського водосховища / О. В. Томченко // Екологічна безпека та природокористування: зб. наук. праць / М-во освіти і науки України, Нац. Ун-т буд-ва і архіт., НАН України, Ін-т телекомуникацій і глобал. інформ. простору; [редкол.: О. С. Волошкіна, О. М. Трофимчук (голов. ред.) та ін.]. – К., 2014. – Вип. 15. – С. 31–39.
2. Томченко О. В. Використання космічної інформації ДЗЗ та наземних спостережень для комплексної оцінки екосистемних послуг Київського водосховища на основі методу аналізу ієархій / О. В. Томченко // Космічна наука і технологія. – 2014. – Т. 20. № 5(90). – С. 41–49.
3. Томченко О. В. Моделювання екологічного стану антропогенних ландшафтів на основі космічного геомоніторингу / О. В. Томченко, А. В. Соколовська, О. Д. Федоровський // Геоінформатика. – К.: Карбон ЛТД, 2015. – № 1(53). – С. 77–84.
4. Sokolovska A. Sustainable development and safety for territories using systems analysis methods and remote sensing materials/ Anna Sokolovska, Olga Tomchenko // Modern Science – Moderni veda. – Praha. – Czech Republic: Nemoros, 2014. – № 4. – P. 148–155.
5. Зуб Л. М. Формування рослинного покриву та деякі особливості гідрохімічного режиму Київського водосховища / Л. М. Зуб, О. В. Томченко // Екологічні науки: науково-практичний журнал; голов. ред. О. І. Бондар. – К.: ДЕА, 2015. – № 8. – С. 27–39.
6. Спосіб дешифрування оптичних аномалій на аерокосмічних знімках [Текст] : ПАТЕНТ України №104662 / Федоровський О. Д., Якимчук В. Г., Соколовська А. В., Томченко О. В.; власник патенту ДУ "Науковий центр аерокосмічних досліджень Землі Інституту геологічних наук НАН України". – № а 2012 09156; заявл. 25.07.2012; опубл. 25.02.14, Бюл. № 16–1 с.
7. Стародубцев В. М. Формування дельтових ландшафтів у верхніх водосховищах Дніпровського каскаду [Електронний ресурс] / В. М. Стародубцев,

- В. А. Богданець, С. В. Яценко, О. В. Томченко, Н. В. Скіміра, Б. В. Урбан // Електронний журнал «Наукові доповіді НУБіП України». – 2010–5(21). 13 с. – Режим доступу до журн.: http://www.nbuu.gov.ua/e-journals/Nd/2010_5/10svmdrc.pdf
8. Стародубцев В. М. Утворення нових ландшафтів у вершині Кременчуцького водосховища / В. М. Стародубцев, В. А. Богданець, О. В. Томченко, С. В. Яценко // Проблеми природокористування, сталого розвитку та техногенної безпеки регіонів: матеріали п'ятої міжнародної науково-практичної конференції (м. Дніпропетровськ, Україна, 06–09 жовтня 2009). – Д., 2009. – Ч. II. – С. 21–23.
9. Стародубцев В. М. Земельні ресурси у нових дельтах Дніпра / В. М. Стародубцев, О. В. Томченко, С. В. Яценко // Моніторинг навколошнього природного середовища: науково-методичне, нормативне, технічне і програмне забезпечення: матеріали 4-ої науково-практичної конференції (м. Коктебель, АР Крим, 21–25 вересня 2009). – К.: НПЦ Екологія наука техніка, 2009. – С. 49–51.
10. Стародубцев В. М. Формування нових дельт у Дніпровських водосховищах / В. М. Стародубцев, В. А. Богданець, О. В. Томченко, С. В. Яценко, Н. В. Скіміна // Водні ресурси, проблеми раціонального використання, охорони і відтворення: матеріали 3-ї науково-практичної конференції (м. Коктебель, АР Крим, 21–25 червня 2010). – К.: НПЦ Екологія наука техніка, 2010. – С. 39–41.
11. Соколовська А. В. Використання системних методів аналізу космічної інформації ДЗЗ для визначення екологічного стану антропогенно змінених ландшафтів / А. В. Соколовська, О. В. Томченко // Геоінформатика – теоретичні і прикладні аспекти: матеріали 13-ї Міжнародної конференції (м. Київ, Україна, 13–16 травня 2013). – К.: Наукова думка, 2013. – С. 1–6.
12. Томченко О. В. Дослідження змін та особливості дешифрування мілководдя Київського водосховища на основі матеріалів ДЗЗ / О. В. Томченко, О. Д. Федоровський // Проблемы, методы и средства исследований Мирового океана: сб. докладов третьей международной научно-практической конференции

(г. Запорожье, Украина, 14–15 мая 2013). – 3.: НАН Украины, Научно-технический центр панорамных акустических систем, 2013. – С. 289–299.

13. Томченко О. В. Исследование динамики зарастания Киевского водохранилища с использованием ГИС/ДЗЗ-технологий / О. В. Томченко, П. В. Луценко // Мониторинг окружающей среды: сборн. матер. II междунар. науч.-практ. конфер. (г. Брест, Республика Беларусь, 25–27 сентября 2013). – Брест: Брестский гос. унив. им. А. С. Пушкина, 2013. – Ч. 1. – С. 146–148.
14. Томченко О. В. Анализ временных изменений зарастания макрофитами Киевского водохранилища по данным дистанционного зондирования Земли / О. В. Томченко // Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса: сборник материалов Одннадцатой Всероссийской открытой конференции (ИКИ, г. Москва, РФ, 11–15 ноября 2013). – М.: ИКИ, 2013. – С. 438.
15. Томченко О. В. Оцінка екологічного стану акваторій водно-болотних угідь верхніх ділянок Київського водосховища / О. В. Томченко, Л. М. Зуб, А. В. Сагайдак // Екологія водно-болотних угідь і торфовищ: зб. наук. статей. Голов. ред. В. В. Конішук. – К.: ТОВ НВП «Інтерсервіс», 2014. – С. 246–251.
16. Томченко О. В. Тенденції зміни стану Київського водосховища для соціально-економічного та природоохоронного використання / О. В. Томченко // II Міжнародна науково-практична конференція, присвячена Все світньому дню води (Вода і енергія): матеріали наук.-практ. конф. [Ред. кол.: В. А. Сташук та ін.] (м. Київ, Україна, 21 березня 2014). – К.: Державний інститут управління та економіки водних ресурсів, 2014. – С. 12–14.
17. Sokolovska A. The methods and models of using of satellite images to assess the condition of natural and anthropogenic landscapes / A. Sokolovska, O. Tomchenko, A. Fedorovsky // Аерокосмічні спостереження в інтересах сталого розвитку та безпеки: матеріали доповідей четвертої міжнародної конференція (Київ, Україна, 26–30 травня 2014). – К.: Наукова думка, 2014. – С. 86–88.
18. Томченко О. В. Ретроспективний аналіз стану Київського водосховища з використанням матеріалів космічних знімань / О. В. Томченко // 14-та Українська

конференція з космічних досліджень: тези доповідей (м. Ужгород, Україна, 8–12 вересня 2014). – К., 2014. – С. 156.

19. Томченко О. В. Комплексна оцінка екологічного стану водойм на основі космічної інформації дистанційного зондування Землі (на прикладі оз. Світязь та верхів'я Київського водосховища) / О. В. Томченко, Л. В. Підгородецька, О. Д. Федоровський // Гідроакустичний журнал (Проблеми, методи та засоби досліджень Світового океану): Зб. наук. пр. – З.: НТЦ ПАС НАН України, 2013. – № 10. – С. 111–117.
20. Томченко О. В. Використання космічної інформації дистанційного зондування Землі для моніторингу стану крупного рівнинного водосховища / О. В. Томченко // Гідроакустичний журнал (Проблеми, методи та засоби досліджень Світового океану): Зб. наук. пр. – З.: НТЦ ПАС НАН України, 2014. – № 11. – С. 135–143.
21. Зеров К. К. Формирование растительности и зарастание днепровского каскада / К. К. Зеров. – К.: Наукова думка, 1976. – 142 с.
22. Корелякова И. Л. Растительность водохранилищ Днепровского каскада. – Автореф. дисс. на соиск. учен. степ. докт.биол.наук./ И. Л. Корелякова. – Кишенев, 1982. – 42 с.
23. Клоков В. М. Особенности становления растительного покрова крупного равнинного водохранилища с большой долей мелководий (на примере Киевского в.-ща) / В. М. Клоков, Г. А. Карпова, В. И. Мальцев, Т. Н. Дьяченко, С. Я. Козина, В. П. Горбик, И. Ю. Иванова // Влияние водохранилищ на водно-земельные ресурсы: тезы докл. – Пермь, 1987. – С. 98–100.
24. Зуб Л. М. Еколого-ценотичний аналіз та ландшафтна типізація рослинного покриву мілководь Дніпровських водоймищ (в умовах режиму, що сформувався): автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук: спец. 03.00.05 "Ботаніка" / Л. М. Зуб. – К., 1994. – 16 с.
25. Кокин К. А. О фильтрующей роли высшей водной растительности в процессах самоочищения р. Москвы / К. А. Кокин // Бюл. Московского общества испытателей природы. Отд. биол. – 1962. – № 1. – С. 33–37.

26. Корелякова И. Л. Растительность Кременчугского водохранилища / И. Л. Корелякова. – К.: Наукова думка, 1977. – 198 с.
27. Мережко А. И. К вопросу о высшей водной растительности в токсикации вредных веществ в водоемах/ А. И. Мережко // Высшая водная и воздушно-водная растительность. – К.: Наукова думка, 1977. – С. 62–64.
28. Музаров А. М. Охрана водоемов и роль высшей водной растительности и водорослей в очистке коммунально-промышленных стоков / А. М. Музаров, Т. Т. Таубаев // Материалы совещания по охране объектов растительного мира рек Средней Азии и Казахстана. – Ташкент, 1971. – С. 5–7.
29. Морозов Н. В. Роль высшей водной растительности в самоочищении рек от нефтяного загрязнения/ Н. В. Морозов, Р. Б. Петрова, Г. Н. Петров // Гидробиол. журн. – 1969. – № 4. – С. 23–29.
30. Seidel K. Über Phenolspeicherung und Phenolabbau in Wasserpflanzen / K. Seidel // Naturwissenschaften. – 1963. – 15. – N. 2.
31. Оксюк О. П. Использование высшей водной растительности для улучшения качества воды и укрепления берегов каналов / О. П. Оксюк, А. И. Мережко, Т. Ф. Волкова // Водные ресурсы. – 1978. – № 4. – С. 97–105.
32. Долинский В. Л. Биоценологическая характеристика молоди рыб зарослевой зоны Днепровских водохранилищ: – автореф. дис. на соиск. учен. степ. канд. биол. наук: спец. 03.00.18 "Гидробиология" / В. Л. Долинский. – К., 1985. – 16 с.
33. Сухойван П. Г. Розмноження риб у Кременчуцькому водоймищі / П. Г. Сухойван // Біологія риб у Кременчуцькому водоймищі. – К.: Наукова думка, 1970. – С. 21–28.
34. Сухойван П. Г. Значение мелководной зоны равнинных водохранилищ СССР для естественного воспроизводства их рыбных запасов / П. Г. Сухойван // Вопросы комплексного использования водохранилищ. – К.: Наукова думка, 1971. – С. 103–123.
35. Сухойван П. Г. Распределение и численность личинок и мальков промысловых рыб и беспозвоночных на ранних стадиях развития (в связи с

- вопросами динамики их численности) / П. Г. Сухойван, Н. В. Коваль, В. А. Кундиев // Всесоюзная конф. по биологии рыб и беспозвоночных на ранних стадиях развития: тез. докл. – Мурманск, 1974. – С. 42–43.
36. Катанская В. М. Высшая водная растительность континентальных водоемов СССР/ В. М. Катанская. – Л.: Наука, 1981. – 185 с.
37. Seddon B. Aquatic macrophytes as limnological indicators / B. Seddon // Freshwater Biol.– 1972.– Vol. 2 – 22 p.
38. Мальцев В. І. Формування мілководних ландшафтів дніпровських водосховищ – результат динаміки їхнього заростання / В. І. Мальцев, Л. М. Зуб // Забезпечення сталого функціонування та дотримання природно-екологічної рівноваги дніпровських водосховищ: матеріали до регіонального тренінгу. – К.: Оріяни, 2004. – С. 58–65.
39. Мальцев В. И. Роль зарастания в процессах развития речной дельты в крупном равнинном водохранилище (на примере Каховского водохранилища) / В. И. Мальцев, Л. Н. Зуб // Влияние водохранилищ на водно-земельные ресурсы. – Пермь, 1987. – С. 96–97.
40. Водно-болотні угіддя Дніпровського екологічного коридору / В. І. Мальцев, Л. М. Зуб, Г. О. Карпова, В. А. Костюшин, В. М. Титар, А. В. Мішта, О. Д. Некрасова – К.: Недержавна наукова установа Інститут екології ІНЕКО, Карадазький природний заповідник НАН України, 2010. – 142 с.
41. Стародубцев В. М. Зміни еколого-меліоративного стану ландшафтів дельти Дніпра під впливом регулювання річкового стоку [Електронний Ресурс] / В. М. Стародубцев, О. І. Сахацький // Наукові доповіді НАУ. – 2008. – 15 с. – Режим доступу до журн.: www.nbuv.gov.ua/e-journals/nd/2008-4/08svmofr.pdf,
42. Дубняк С. С. Еколого-гідрологічні та водогосподарські аспекти проблеми освоєння мілковод'я Київського водосховища / С. С. Дубняк // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2007. – Т. 13. – С. 54–61.
43. Дубняк С. С. Сучасний стан та перспективи використання мілководних зон дніпровських водосховищ/ С. С. Дубняк : ред.: А. В. Яцик // Забезпечення

сталого функціонування та дотримання природно-екологічної рівноваги дніпровських водосховищ: матеріали до тренінгу. – К.: Орієни, 2003. – С. 68–75.

44. Мальцев В. И. Динамика зарастания Киевского, Каневского и Каховского водохранилищ полупогруженными макрофитами / В. И. Мальцев // Гидроботаника 2010: материалы I (VII) Междунар. конф. по водным макрофитам (пос. Борок, 9–13 окт. 2010 г.). – Ярославль: «Принт Хаус», 2010. – С. 205–207.

45. Стародубцев В. М. Формування нових ландшафтів у басейні Дніпра [Електронний Ресурс] / В. М. Стародубцев, О. І. Сахацький // Наукові доповіді НУБіП України. – 2009. – 8 с. – Режим доступу до журн.: <http://www.nbuv.gov.ua/e-journals/nd/2009-2/09svmdrb.pdf>

46. Денисова А. И. Гидрология и гидрохимия Днепра и его водохранилищ / А. И. Денисова, В. М. Тимченко, Е. П. Нахшина. – К.: Наук. думка, 1989. – 212 с.

47. Максимчук В. М. Инженерно-геологическое и гидродинамическое обоснование берегозащитных сооружений на водохранилищах / В. М. Максимчук, С. А. Дубняк, В. П. Ткаченко. – К.: Знание, 1983. – 24 с.

48. Схема улучшения технического состояния и благоустройства Киевского водохранилища и его прибрежной полосы. Минводхоз УССР. Укргипроводхоз. – К., 1981. – Том I. Современное состояние. –1981. – 373 с.

49. Романенко В. Д. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / В. Д. Романенко. – К.: ЛОГОС, 2006. – 408 с.

50. Згуровский М. З. Системный анализ / М. З. Згуровский, Н. Д. Панкратова. – К.: Наукова думка, 2005. – 743 с.

51. Романов А. А. Сравнение методов объектно-ориентированной и нейросетевой классификации данных дистанционного зондирования Земли на основе материалов систем Landsat-5 и Orbview-3/ А. А. Романов, К. А. Рубанов // Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из Космоса.– М.: ИКИ РАН, 2012. – №4. – С. 495–506.

52. Кочуб Е. В. Анализ методов обработки материалов дистанционного зондирования земли / Е. В. Кочуб, А. А. Топаз // Вестник Полоцкого государственного университета. – 2012. – Серия F.–С. 132–140.

53. Blaschke T. What's wrong with pixels? Some recent developments interfacing remote sensing and GIS / T. Blaschke, J. Strobel // GIS-Zeitschrift für Geoinformationssysteme. – 2001. – № 6. – P. 12 – 17.
54. Романов А. А. Эффективность непараметрических классификаторов в условиях лимитированной обучающей выборки/ А. А. Романов, К. А. Рубанов // Журнал Сибирского федерального университета. – Серия «Техника и технологии». – 2012. – Т. 5, № 5.– С. 495–506.
55. Саймон Х. Нейронные сети: полный курс (Neural Networks: A Comprehensive Foundation) / X. Саймон. –2-е изд. – М.: Вильямс, 2006. – 1104 с.
56. Ольшевский А. Выбор оптимального метода классификации космоснимков для целей автоматизированного дешифрирования видов земель / А. Ольшевский // Земля Беларуси. – 2010. – № 1. – С. 42 – 48.
57. Новотарський М. А. Штучні нейронні мережі: обчислення / М. А. Новотарський, Б. Б. Нестеренко // Праці Інституту математики НАН України. – К.: Ін-т математики НАН України, 2004. – Т 50. – 408 с.
58. Decatur S. E. Proc. Internat. Joint Conf. on Neural Networks / S. E. Decatur. – Washington, DC, 1989. –Vol. 1. – P. 283–288.
59. Шовенгердт Р. А. Дистанционное зондирование. Модели и методы обработки изображений / Р. А. Шовенгердт. – М.: Техносфера, 2010. –С. 560.
60. Дьяконова С. В. Анализ методов сегментации спутниковых изображений / С. В. Дьяконова, Ю. П. Зайченко // Вісник НТУУ „КПІ“ Інформатика, управління та обчислювальна техніка. – 2012. – №57.– С. 118–123.
61. Kettig R. L. Classification of multispectral image data by extraction and classification of homogeneous objects/ R. L. Kettig, D. A. Landgrebe // II IEEE Trans. Geoscience Electronics. 1976. –V. GE-14, №. 1. – P. 19–26.
62. De Kok R. Object-based classification and applications in the alpine forest environment II Intern / R.De Kok, T.Schneider, U.Ammer // Archives of Photogrammetry and Remote Sensing. – Valladolid. Spain, 1999. –V. 32.
63. Vetges-Llahi J. Color Constancy and Image Segmentation Techniques for Applications to Mobile Robotics I I Dissertation of UPL, 2005. – P. 231.

64. Schiewe J. Segmentation of high-resolution remotely sensed data: concepts, applications and problems/ J. Schiewe // International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing. – 2002. – Vol. 34. – P. 380–385.
65. Robinson D. J. Implementation of a fast algorithm for segmenting SAR imagery, Scientific and Technical Report / D. J. Robinson, N. J. Redding, D. J. Crisp. – Australia: Defense Science and Technology Organization, 01 January 2002.
66. Vapnik V. N. The Nature of Statistical Learning Theory / V. N. Vapnik. – New York: Springer-Verlag, 1995. – 314 p.
67. Gualtieri J. A. Advances in Computer Assisted Recognition / J. A. Gualtieri, R. F. Cromp // In Proceedings of the 27th AIPR Workshop. – Washington, DC, 1998. – P. 221–232.
68. Watanachaturaporn P. In Proceedings of the ASPRS / P. Watanachaturaporn, M. K. Arora, P. K. Varshney // Annual Conference. – Baltimore, Maryland, USA, 2005. – P. 242.
69. Gualtieri J. A. The Summaries of the Eighth JPL Airborne Earth Science Workshop / J. A. Gualtieri, S. R. Chettri, R. F. Cromp, L. F. Johnson. – 1999.
70. Foody G. M. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing / G. M. Foody, A. Mathur. – 2004. – Vol. 42. – №. 6. – P. 1335–1343.
71. Foody G. M., Mathur A.// Remote Sensing of Environment / G. M. Foody, A. Mathur. – 2004. –Vol. 93. – №. 1–2. – P. 107–117.
72. Тимченко И. Е. Системный менеджмент и ABC-технологии устойчивого развития / И. Е. Тимченко, Е. М. Игумнова, И. И. Тимченко. –Сев.: ЭКОСИ-Гидрофизика, 2000. – 225 с.
73. Тимченко И. И. Образование и устойчивое развитие. Системная методология / И. И. Тимченко, Е. М. Игумнова, И. Е. Тимченко. – Сев.: Экоси-гидрофизика, 2004. – 527 с.
74. Тимченко И. Е. Системный анализ морской среды / И. Е. Тимченко, В. Д. Ярин, Е. Ф. Васечкина, Е. М. Игумнова. – Сев.: Издат. МГИ, 1996.–224 с.
75. Теременко О. М. Екологічна інтерпретація космічних зйомок міських агломерацій./ О. М. Теременко, В. І. Лялько, О. Д. Федоровський, О. Д. Рябоконенко

// Нові методи в аерокосмічному землезнавстві. ЦАКДЗ ПГН НАН України. – К., 1999. – С. 143–148.

76. Тимченко И. Е. Прогнозирование природных процессов методом адаптивного баланса влияний / И. Е. Тимченко, Е. М. Игумнова // Мор. гидрофиз. журн. – 2004. – №5. – С. 53–63

77. Березовский Б. А. Многокритериальная оптимизация: математические аспекты / Б. А. Березовский, В. И. Борзенко, Л. М. Кемпнер. – АН СССР, Ин-т проблем управления / М.: Наука, 1989. – 128 с.

78. Ногин В. Д. Принятие решений при многих критериях. Учебно-методическое пособие/ В. Д. Ногин. – СПб.: «ЮТАС», 2007. – 104 с.

79. Ларичев О. И. Теория и методы принятия решений, а также Хроника событий в Волшебных Странах: Учебник / О. И. Ларичев. –М.: Логос, 2000. – 296 с.

80. Кини Р. Принятие решений при многих критериях: предпочтения и замещения / Р. Кини, Х. Райфа. – М.: Радио и связь, 1981.

81. Штойер Р. Многокритериальная оптимизация. Теория, вычисления и приложения: Пер. с англ. / Р. Штойер – М.: Радио и связь, 1992. – 504 с.

82. Саати Т. Принятие решений. Метод анализа иерархий / Т. Саати. – М.: Радио и связь, 1993 – 278 с.

83. Батьковский А. М Об одном подходе к оценке вариантов реструктуризации оборонно-промышленного комплекса / А. М. Батьковский, С. П. Коробов, Е. Ю. Хрусталев // Экономика и математические методы. – 2004. – Т. 40. № 1. – С. 50–68.

84. Федоровський О. Д. Використання тестових ділянок Димерського дослідницького полігону для верифікації результатів космічних зйомок / О. Д. Федоровський, В. Т. Гриневецький, О. І. Сахацький, О. Л. Котляр // Український географічний журнал. –1997. –№2. –С. 39–43.

85. Тимченко И. Е. Управление эколого-экономическими системами. / И. Е. Тимченко, Е. М. Игумнова, А. А. Прималенный. – Сев.: Издат. МГИ, 1999.– 178 с.

86. Яцик А. В. Досвід використання "Методики екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями" (пояснення, застереження, приклади) / А. В. Яцик, В. М. Жукинський, А. П. Чернявська. – К.: Орієнти, 2006. – 60 с.
87. Осадчий В. І. Гідрохімічний довідник: Поверхневі води України. Гідрохімічні розрахунки. Методи аналізу / В. І. Осадчий, Б. Й. Набиванець, Н. М. Осадча, Ю. Б. Набиванець. – К.: Ніка-Центр, 2008. – 656 с.
88. Комплексные оценки качества поверхностных вод / [Под ред. А. М. Никанорова]. – Л.: Гидрометеоиздат, 1984. – 139 с.
89. Devillers P. CORINE biotopes manual. Habitats of the European Community. Data specifications / P. Devillers, J. Devillers-Terschuren, J. Ledant. – Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, 1991. –Part 2. –pp. 232.
90. About the EUNIS Database [Електронний ресурс] / European Environment Agency. – Режим доступу: <http://eunis.eea.europa.eu/about.jsp>.
91. Davies C. E. EUNIS Habitat Classification. Final Report to the European Topic Centre on Nature Protection and Biodiversity / C. E. Davies, D. Moss // European Environment Agency. – 2002. – 125 p.
92. Альошкіна У. М. Біотопи міста Києва / У. М. Альошкіна [за ред. Я. П. Дідуха, О. О. Кагала, Б. Г. Проця] // Біотопи (оселища) України: наукові засади їх дослідження та практичні результати інвентаризації: матеріали робочого семінару (м. Київ, 21–22 березня 2012). –К.–Л., 2012. – С. 76–80.
93. Киевское водохранилище. Гидрохимия, биология, продуктивность / [Отв. ред. А. Я. Цееб, Ю. Г. Майстренко]. – К.: Наукова думка, 1972. – 455 с.
94. Цапліна К. М. Продукційні характеристики вищих водяних рослин Київського водосховища на сучасному етапі функціонування його екосистеми / К. М. Цапліна // Наукові записки ТНПУ ім. В. Гнатюка. Сер. Біологія. Вип. 2 (43). Спец. вип.: Гідроекологія / редкол.: М. М. Барна, В. В. Грубінко, В. З. Курант [та ін.]. – Т.: ТНПУ, 2010. – С. 524–527.

95. Гидроботаника: методология, методы: материалы школы по гидроботанике (п. Борок, 8–12 апреля 2003 г.). – Рыбинск: ОАО "Рыбинский Дом печати", 2003. – 188 с.
96. Корелякова І. Л. Екологічна характеристика водної рослинності Верхнього Дніпра / І. Л. Корелякова // Питання екології і ценології водних організмів Дніпра. – К.: Вид-во АН УРСР, 1963. – С. 3–14.
97. Sharing Earth Observation Resources [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <https://directory.eoportal.org/web/eoportal/satellite-missions/l/landsat-8-ldcm>
98. Викторов А. С. Рисунок ландшафта/ А. С. Викторов. – М.: Мысль, 1986. – 180 с.
99. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. [Електронний ресурс] – Режим доступу: <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>
100. Garigal K. FRAGSTATS: Spatial Analysis Program for Quantifying Landscape Structure [Електронний ресурс] / K. Garigal. – Режим доступу: <http://iale.org.uk/files/pdfs/What-is-Fragstats.pdf>
101. Пузаченко Ю. Г. Разнообразие ландшафта и методы его измерения / Ю. Г. Пузаченко, К. Н. Дьяконов, Г. М. Алещенко // География и мониторинг биоразнообразия. – М.: Изд-во НУМЦ, 2002. – С. 143–302.
102. Nagenda H. Opposite trends in response for the Shannon and Simpson indices of landscape diversity / H. Nagenda // Applied Geogr. – 2002. – Vol. 22. – P. 175–185.
103. Forrester J. W. Principles of Systems/ J. W. Forrester. – Cambridge MA, Productivity Press.
104. Наследов А. Д. SPSS 19. Профессиональный статистический анализ данных / А. Д. Наследов. – СПб.: Питер, 2011. – 400 с.
105. Тімченко В. М. Абіотичні компоненти екосистеми Київського водосховища / В. М. Тімченко, П. М. Линник, О. П. Холодько, В. В. Беляєв, Н. С. Вандюк, О. О. Гуляєва, В. А. Жежеря. – К.: Логос, 2013. – 60 с.

106. Макрофиты – индикаторы изменений природной среды / [Отв. ред. С. Гейны, К. М. Сытник]. – К.: Наук. думка, 1993. – 434 с.
107. Оценка экосистем на пороге тысячелетия. Экосистемы и благосостояние человека: водно-болотные угодья и водные ресурсы. Синтез / [под.ред Х. Сарухан, Э. Уайт]. – Вашингтон: Институт мировых ресурсов. – 2005. – 80 с.
108. Руководство по Рамсарской конвенции: Справочник по осуществлению Конвенции о водно-болотных угодьях (Рамсар, Иран, 1971 г.), 4-ое издание. Гланц, Швейцария: Секретариат Рамсарской конвенции, 2006. – 150 с.
109. Дегтярь Н. В. Екосистемні принципи управління водно–болотними угіддями [Електронний ресурс] / Н. В. Дегтярь // Ефективна економіка. – 2012. – № 9. – Режим доступу до журн.: <http://www.economy.nauka.com.ua/?op=1&z=1405>.
110. Ячик А. В. Управління розвитком та ефективністю використання малої гідроенергетики в Україні / А. В. Ячик, В. А. Ячик, Т. О. Басюк // Стійкий розвиток гідроенергетики, як основа стабільного розвитку держави. Гідроенергетика України: матеріали міжнар. конфер. – 2011. – № 3–4. – С. 7–10.
111. Федоровский А. Д. Оценка эффективности космических систем ДЗЗ на основе метода анализа иерархий/ А. Д. Федоровский, В. Г. Якимчук, Е. Н. Боднар, З. В. Козлов // Косм. наука і технология. – 2005. – Т. 11, № 3/4. – С. 75 – 60.
112. Саати Т., Аналитическое планирование / Т. Саати, К. Аернс. – М.: Радио и связь, 1991. – 186 с.
113. Ліщенко Л. П. Ландшафтно-системний підхід до оцінки і прогнозування геоекологічного стану природно-техногенних систем / Л. П. Ліщенко, О. Д. Федоровський, В. Г. Якимчук // Геоінформатика. – К., 2005. – № 2. – С. 53–58.
114. Боднар О. М. Системне моделювання природних процесів на основі космічної інформації ДЗЗ і наземних спостережень / О. М. Боднар, З. В. Козлов, О. Д. Федоровський // Космічна наука і технологія. – 2008. – Т. 14. № 4. – С. 53–57.

ДОДАТКИ

Додаток А

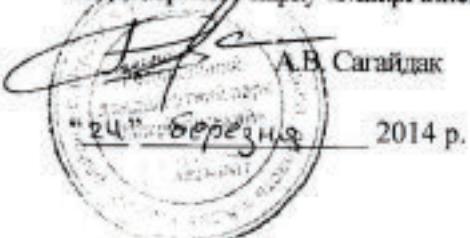
ЗАТВЕРДЖУЮ

Директор ЦАКДЗ ІГН НАН України
академік НАН України



ЗАТВЕРДЖУЮ

Генеральний директор регіонального
ландшафтного парку «Міжрічинський»

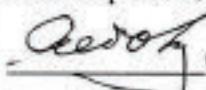
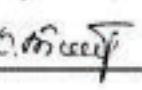


АКТ ВПРОВАДЖЕННЯ

(приймання-передачі матеріалів науково-дослідних розробок)

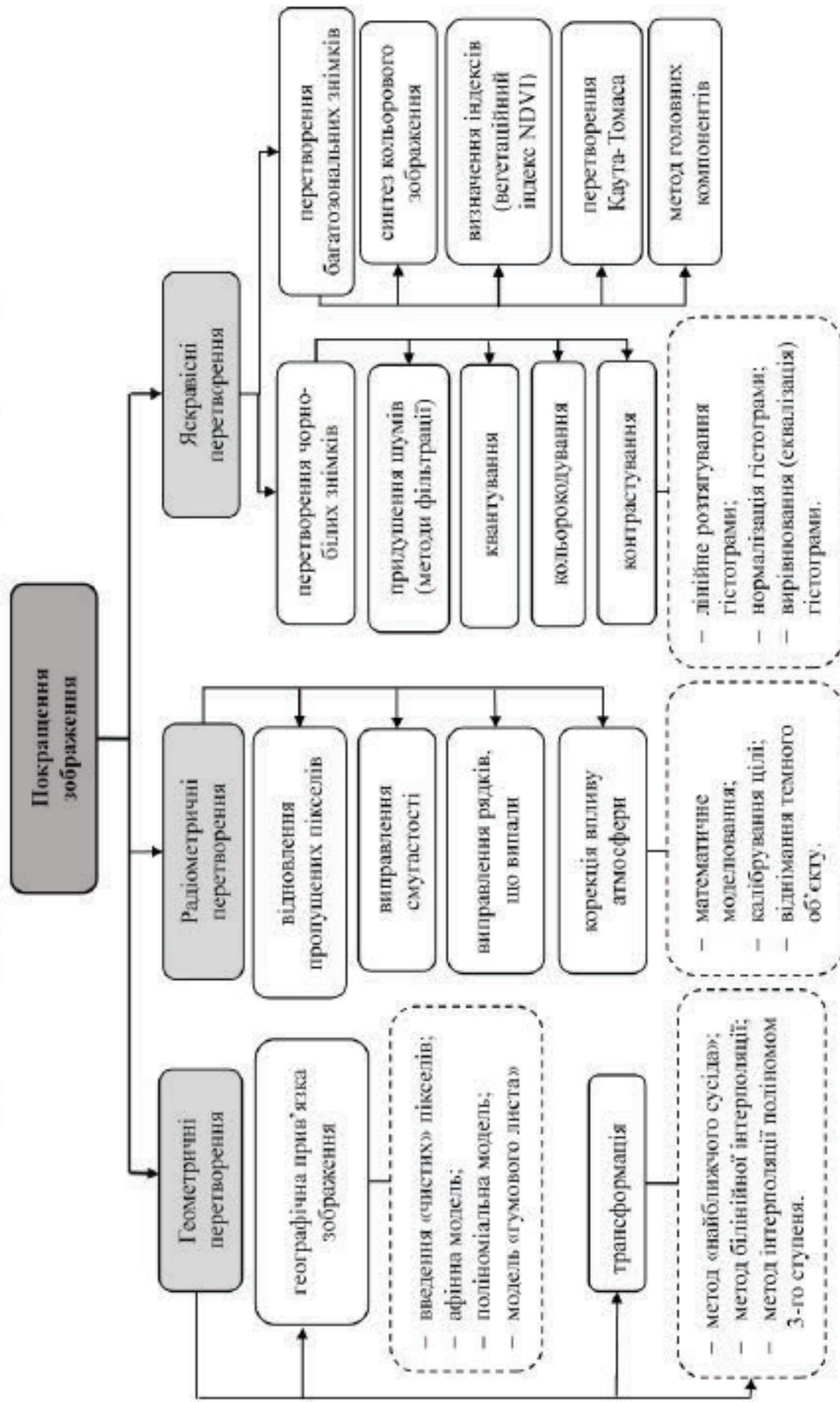
Ми, що нижче підписалися, завідувач відділом системного аналізу (СА) Державної установи "Науковий Центр аерокосмічних досліджень Землі Інституту геологічних наук Національної академії наук України" (ЦАКДЗ ІГН НАНУ), член-кореспондент НАНУ, Федоровський О.Д. та молодший науковий співробітник відділу СА ЦАКДЗ ІГН НАНУ Томченко О.В. з одного боку та генеральний директор регіонального ландшафтного парку (РЛП) «Міжрічинський» Сагайдак А.В. та завідувач Лабораторії екологічного моніторингу природних екосистем РЛП «Міжрічинський», кандидат біологічних наук В.М. Тищенко з іншого боку, склали цей акт про те, що ЦАКДЗ ІГН НАНУ передає, а РЛП «Міжрічинський» приймає методику оцінки екологічного стану водойм на основі космічної інформації дистанційного зондування Землі та наземних спостережень розроблену в дисертаційному дослідженні Томченко О.В на прикладі Київського водосховища.

Методику було апробовано при виконанні наукових досліджень за програмою «Літопису природи РЛП «Міжрічинський» у 2012-2013 роках для оцінки екологічного стану території західної частини парку, що прилягає до Київського водосховища (затоплена заплава Дніпра). В подальшому дану науково-дослідну розробку буде використано для оцінки екологічного стану інших водойм РЛП «Міжрічинський».

Від ЦАКДЗ ІГН НАНУ	Від РЛП «Міжрічинський»
завідувач відділом СА ЦАКДЗ ІГН НАНУ, член-кореспондент НАНУ	Завідувач Лабораторії екологічного моніторингу природних екосистем, кандидат біологічних наук
 О.Д. Федоровський	 В.М. Тищенко
молодший науковий співробітник відділу СА ЦАКДЗ ІГН НАНУ	
 О.В. Томченко	

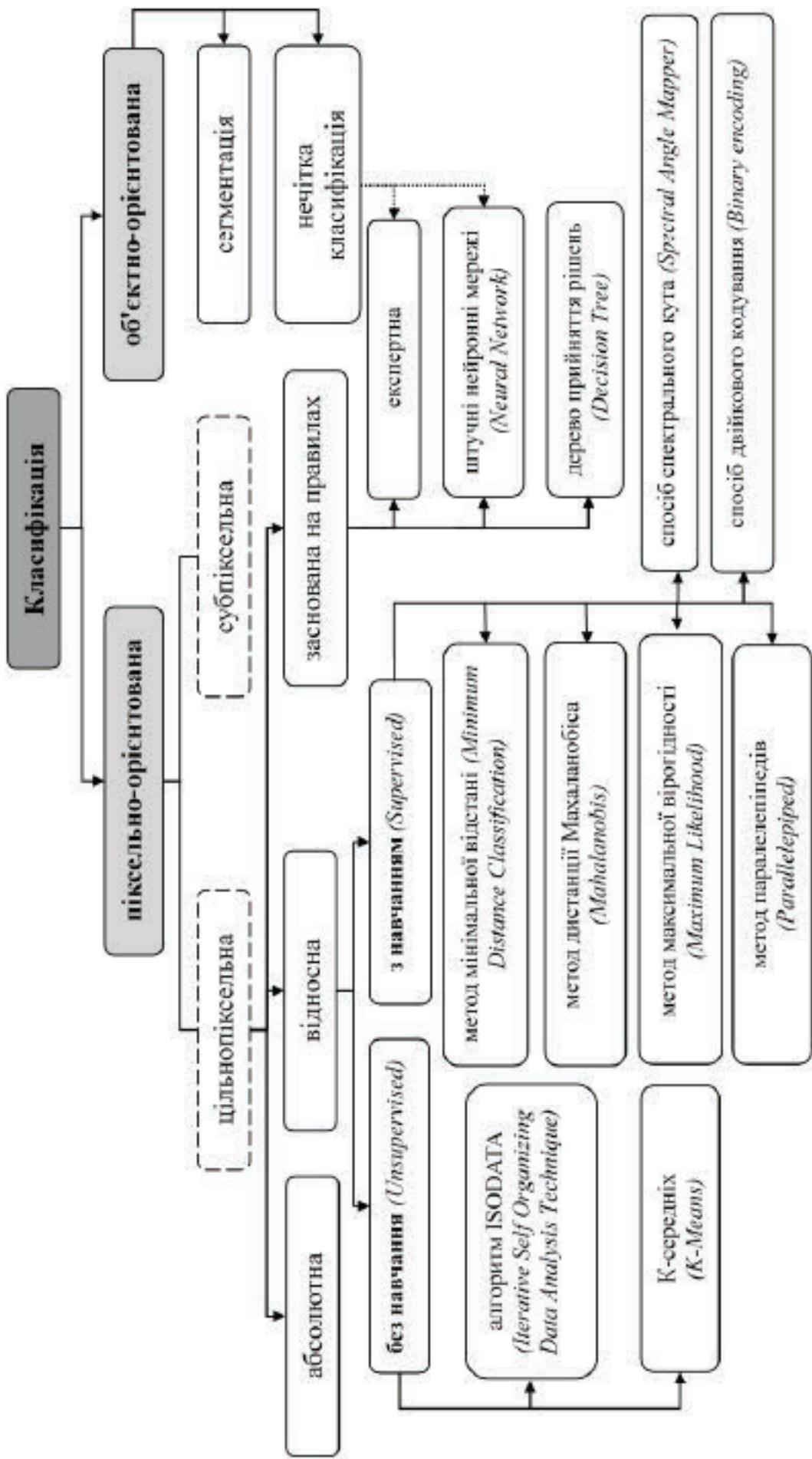
Додаток Б

Ієрархічна структура методів попереднього перетворення зображень ДЗЗ



Додаток В

Ієрархічна структура методів тематичної обробки зображень ДЗЗ



Додаток Г

Таблиця – Середньорічні показники якості поверхневих вод суші Київського водосховища на гідропосту Страхолісся за роками

Показники	Роки	1987	1989	1991	1993	1995	1997	1999	2001	2003	2005	2007	2009	2011	2013	2014
		Мінералізація, мг/л	302,2	330,0	357,4	344,7	344,4	308,1	300,4	342,0	323,8	321,2	309,1	314,4	269,1	339,2
загальні показники, згруповані за хімічним складом на показники юані:	Прозорість по шрифту, см	–	21,13	21,33	22,5	21,72	19,58	23,79	21,88	24,5	24,06	22,38	18,69	17,25	15,06	–
	Температура, °C	–	10,85	12,29	13,42	13,57	14,85	16,86	22,23	9,08	10,71	13,94	15,1	9,806	13,48	–
	Завислі речовини, мг/л	–	0,466	1,067	6,959	5,078	6,383	11,89	11,675	11,6	22,31	13,43	9,19	11,3	21,91	–
	pH (водневий показник)	–	7,48	7,439	7,578	7,342	7,483	8,474	8,303	8,229	7,696	7,496	7,684	7,584	7,75	–
	Розчинений кисень, мг/л	8,596	9,83	8,973	9,869	12,82	11,52	8,306	6,958	8,01	9,384	7,824	6,88	9,279	13,08	9,652
	Насич. виснем, %	–	89,27	83,53	96,69	123,8	113,0	85,43	80,25	65	84,41	70,88	68,38	84,63	127,8	–
	Вуглеводний газ, мг/л	–	1,8	1,8	3,4	3,4	6,7	6,8	7,2	9,5	14,5	12,6	13,5	8,1	8,83	–
	Магній, мг/л	–	13,46	15,67	15,84	16,03	15,11	12,17	10,95	15,57	11,61	10,85	11,12	7,57	9,4	–
	Хлор, мг/л	–	29,41	26,18	24,84	26,03	24,91	22,03	21,31	24,03	20,22	21,28	20,05	21,42	19,08	22,91
	Сульфат, мг/л	–	37,83	36,7	16,17	25,56	35,1	14,71	8,713	28,72	22,30	28,38	21,95	12,53	12,0	8,85
	Гідрокарбонат, мг/л	–	159,9	183,4	231	206,1	193,9	185,3	192,23	198,7	192,6	189,3	189,3	199,6	167,4	–
	Натрій, мг/л	–	14,73	13,97	13,19	17,46	17	18,39	13,5	19,23	19,77	14,97	11,03	13,01	13,66	–
	Калій, мг/л	–	4,3	3,467	3,475	3,311	2,75	3,179	2,313	3,58	3,559	3,281	2,488	2,988	3,738	–
	Кальцій, мг/л	–	46,54	50,47	57,81	50,13	51,3	52,16	51,2	52,98	53,65	53,34	53,16	57,35	43,93	–
загальні показники органічного та неорганічного походження:	Кольоровість, град.	–	21,3	22,1	25,5	40,3	42,8	37,6	45,1	37,7	43,0	36,1	45,6	47,1	41,88	–
	Оксин. перман., мг/л	–	–	–	–	–	9,696	8	20	7,55	6,4	7,375	12,03	–	–	–
	Оксин. бломром., мг/л	37,63	27,46	26,71	41,19	39,02	36	35,06	47,16	31,79	52,82	42,56	49,69	44,41	43,13	–
	ВСК5, мг/л	1,9	1,657	1,269	7,5	5,553	2,58	1,967	0,96	1,646	2,455	1,963	1,941	1,933	3,175	1,94
	Трефлан, мкг/л	–	–	0	0	0	0	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	Феноли, мг/л	0,004	0,002	0	0,002	0,003	0,001	0,001	0,001	0,001	0	0,001	0,002	0,002	0,002	0,001
	Смоли і асфальт, мг/л	–	0,019	–	–	–	–	–	–	–	0,014	–	–	–	–	–
	Нафтопродукти, мг/л	0,023	0,03	0,029	0,153	0,028	0,086	0,052	0,373	0,008	0,012	0,013	0,031	0,014	0,01	0,018
	СПАР, мг/л	0,038	0,027	0,065	0,142	0,046	0,008	0,021	0,041	0,006	0,011	0,014	0,017	0,014	0,01	0,002
	ДДЕ, мг/л	0	0,118	0	0	0	0,001	0	0	0	0,001	0	0	0,001	0	0
загальні показники хімічного походження:	ДДТ, мкг/л	0	0	0	0	0	0,001	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Альфа ГХЦГ, мкг/л	0	0,081	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Азот амон., мг/л	0,333	0,129	0,179	0,376	1,141	0,286	0,315	0,246	0,539	0,448	0,446	0,323	0,309	0,492	0,454
	Азот нітрат., мг/л	0,013	0,006	0,003	0,007	0,016	0,012	0,015	0,007	0,019	0,01	0,006	0,013	0,009	0,019	0,019
	Азот нітрит., мг/л	0,079	0,024	0,038	0,041	0,054	0,081	0,173	0,033	0,195	0,081	0,145	0,189	0,169	0,136	0,205
	Азот заг., мг/л	0,425	0,159	0,24	0,424	1,195	0,429	0,502	0,286	0,773	0,539	0,595	0,726	0,688	0,647	0,678
	Фосфати, мг/л	–	0,033	0,064	0,032	0,061	0,256	0,078	0,055	0,137	0,06	0,241	0,029	0,032	0,042	–
	Кремній, мг/л	–	0,787	1,3	5,106	3,683	4,458	3,521	3,688	5,95	2,6	3,15	2,394	4,519	3,119	–
	Фосфор заг., мг/л	0,136	0,063	0,111	0,042	0,115	0,32	0,181	0,107	0,265	0,15	0,284	0,051	0,05	0,065	0,09
	Залізо заг., мг/л	–	–	0,858	–	–	0,113	0,2	0,114	0,253	0,255	0,156	0,142	0,301	0,187	0,172
	Мідь, мг/л	0,005	0,013	–	–	0,017	0,012	0,002	0,004	0,001	0,004	0,001	0,002	0,002	0,005	–
	Цинк, мкг/л	11,2	–	33,5	–	–	21	15,83	22,13	28,5	10,18	7,813	23,31	13,44	0,012	0,024
	Хром вал. +6, мкг/л	0,005	0,006	0,004	0,011	0,009	0,009	0,005	0,023	0,007	0,010	0,006	0,006	0,009	0,009	0,008
	Марганець, мкг/л	–	177,1	82	117,8	99	12,25	25,83	14,5	39,5	19,88	14,81	36,38	58,06	23,06	29,19

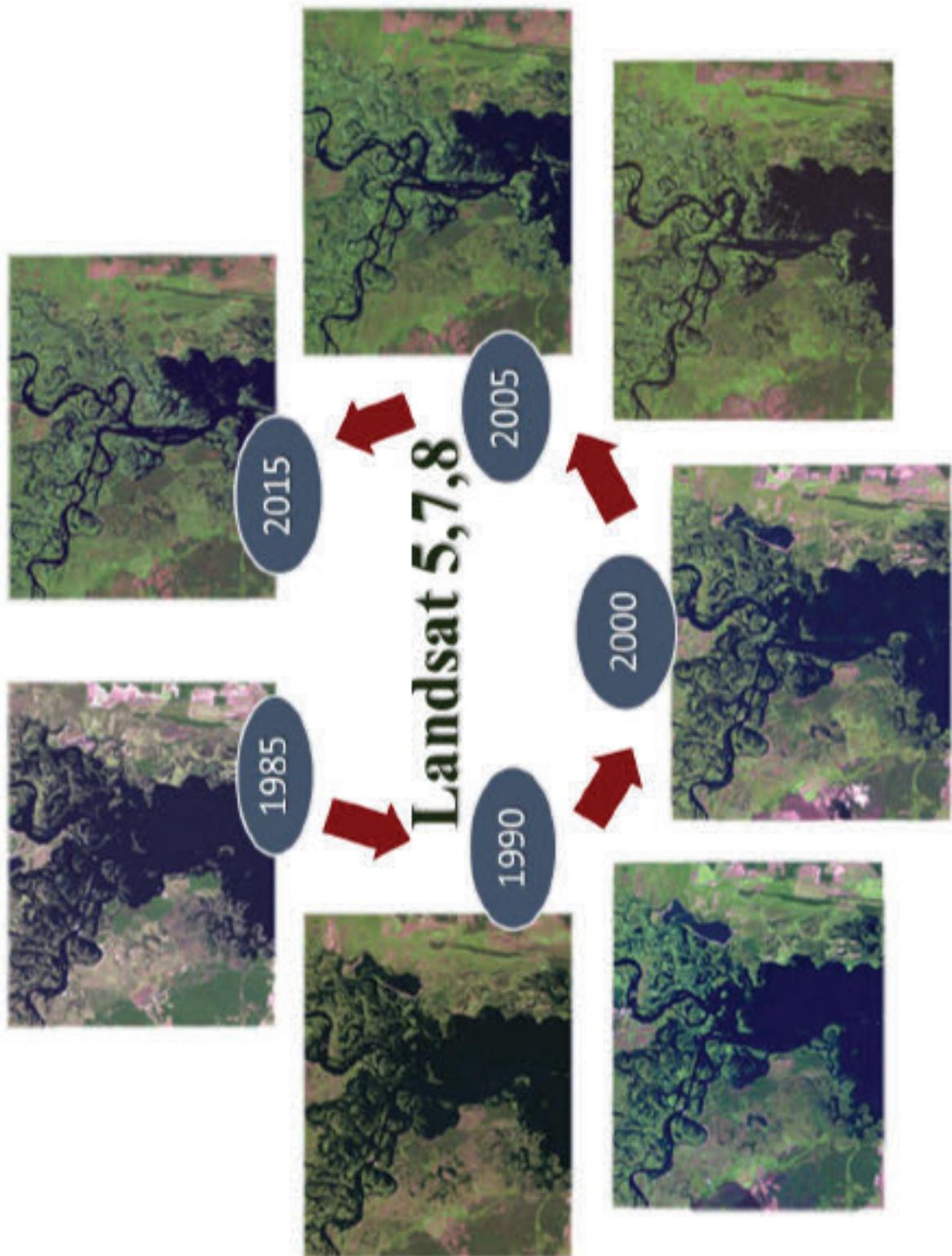
Додаток Д

Таблиця – Характеристика типів біотопів, використаних для класифікації водно-болотних угідь Київського водосховища

Тип біотопу	Характеристика	код за EUNIS [90]
I біотопи заплавних листяних лісів	Прируслові дерев'янисто-чагарникові ценози, що склалися в умовах надмірного зволоження як на молодих супіщаних і піщано-мулистих наносах, так і на лучно-болотних піщано-суглиннистих ґрунтах.	G1.1, G1.C, F9.1
II біотопи штучних хвойних насаджень	Штучні насадження сосни на супіщаних і дерново-підзолистих ґрунтах островів і прируслових гряд.	G3.F1
III біотопи заплавних луків	Ксеро-мезофільні і гігро-мезофільні злаково-різnotравні і осокові луки, сформовані в широкому діапазоні ґрутових умов (слабодернових піщаних, дернових глейових, лучно-болотних піщано-суглиннистих або торфянисто-болотних ґрунтах).	E1.9, E3.4, E5.4
IV прибережні незарослі або слабозарослі піщані біотопи	Відкриті піщані арени узбережъ, зрідка зарослі розрідженими угрупованнями пionерної високотравної гелофітної рослинності.	C3.5, C3.6
V прибережні перезволожені біотопи	Зона підтоплення та літоральний пояс річкових русел, заплавних водойм різного типу і плеса водосховища, заросла угрупуваннями з домінуванням високотравних гелофітів на піщано-мулистих, мулистих і торф'янистих ґрунтах.	C3.2– C3.5, D5.1
VI біотопи вищих гідрофітів (макрофітів)	Мілководні акваторії річкових русел і водосховища, а також різноманітних заплавних водойм (глибиною до 2 м), заростаючих угрупуваннями гідрофітів на піщаних, ілистопіщаних і мулистих ґрунтах.	C1.2, C1.3
VII незарослі гідротопи водосховища	Глибоководні акваторії річкових русел і водосховища з глибинами понад 2 м, позбавлені заростей вищих водних рослин.	C2.3

Додаток Е

Ретроспективний ряд космічних знімків Landsat 5,7,8



Додаток Ж

Таблиця – Характеристика використаних в ході роботи матеріалів ДЗЗ

Космічний апарат	Скануючий прилад	Спектральні діапазони, мкм	Просторова розрізненість, м	Дата зйомки
Landsat 4–5	TM та MSS	1 канал – 0,45 – 0,515	30	06.06.1985
		2 канал – 0,525 – 0,605	30	28.06.1987
		3 канал – 0,63 – 0,69	30	11.07.1989
		4 канал – 0,75 – 0,90	30	20.08.1992
		5 канал – 1,55 – 1,75	30	15.08.1993
		6 канал – 10.40 – 12.5	60	21.08.1995
		7 канал – 2.09 – 2.35	30	23.06.1997
				31.07.2005
				22.08.2007
				24.06.2009
Landsat 7	ETM +	1 канал – 0,45 – 0,515	30	16.07.2011
		2 канал – 0,525 – 0,605	30	
		3 канал – 0,63 – 0,69	30	
		4 канал – 0,75 – 0,90	30	08.08.1999
		5 канал – 1,55 – 1,75	30	04.08.2001
		6 канал – 10.40 – 12.5	30	02.08.2003
		7 канал – 2.09 – 2.35	60	
		8 канал (панхром.) – 0,52 – 0,90	30	
			15	
Landsat 8	OLI, TIRS	1 канал – 0,43 – 0,45	30	
		2 канал – 0,45 – 0,515	30	
		3 канал – 0,525 – 0,605	30	
		4 канал – 0,63 – 0,69	30	
		5 канал – 0,85 – 0,89	30	
		6 канал – 1,56 – 1,66	30	13.08.2013
		7 канал – 2.10 – 2.30	30	28.08.2015
		8 канал (панхром.) – 0,50 – 0,68	15	
		9 канал – 1,36 – 1,39	30	
		10 канал – 10.30 – 11.30	100	
		11 канал – 11.50 – 12.50	100	
QuickBird		1 канал – 0,45–0,52	2.44	
		2 канал – 0,52–0,60	2.44	
		3 канал – 0,63–0,69	2.44	
		4 канал – 0,76–0,90	2.44	11.07.2011
		панхром. 0,45–0,90	0.61	

Додаток К

Графічне представлення результатів піксельно-орієнтованої класифікації даних ДЗЗ середньої просторової розрізності (К3 Landsat) методом штучних мереж для виділення біотопів надфітоценотичного рівня

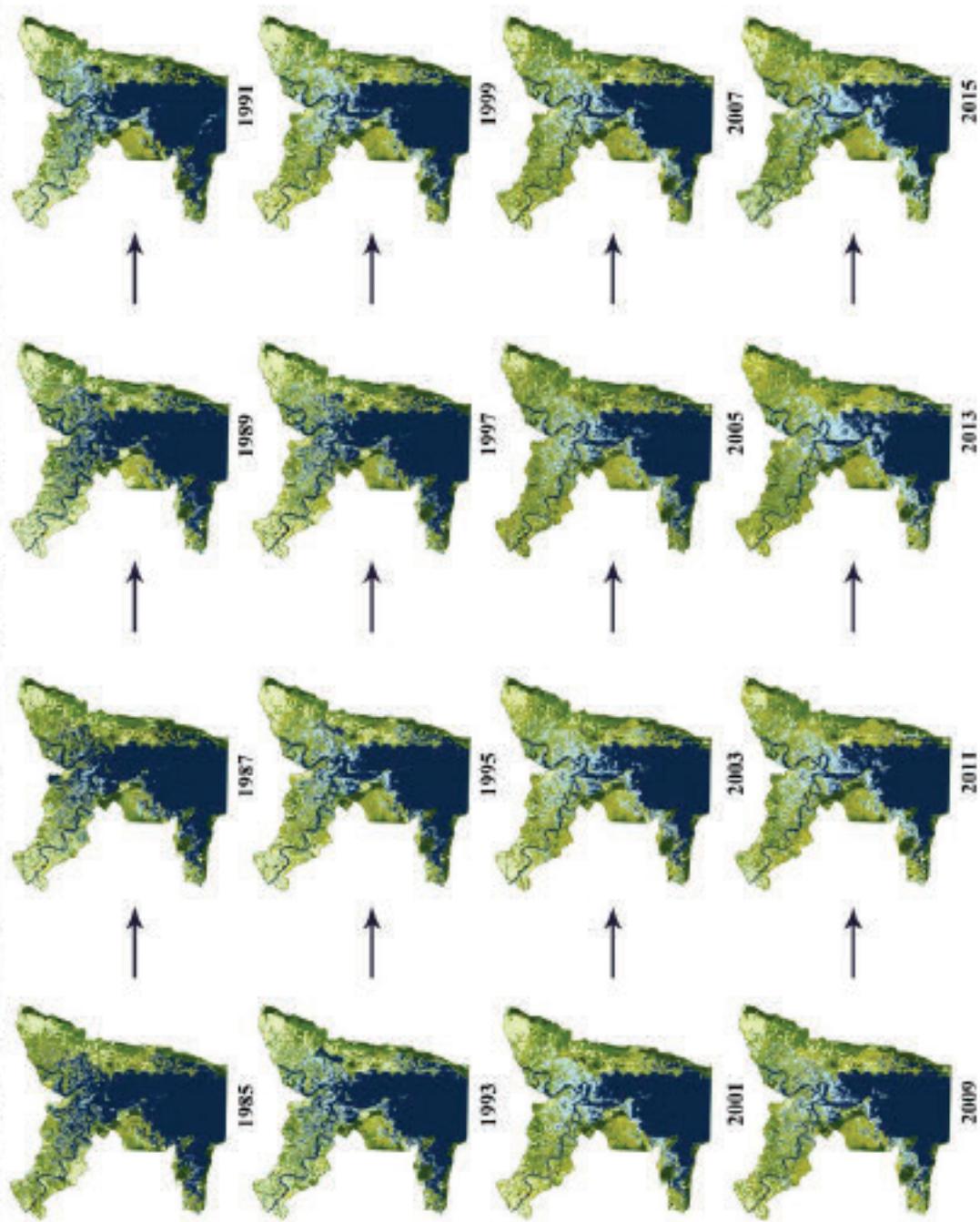


Рисунок К.1 – Карти розподілу біотопів ВБУ в верхів'ях Київського водосховища за період з 1985 до 2015 р.

Додаток К (продовження)

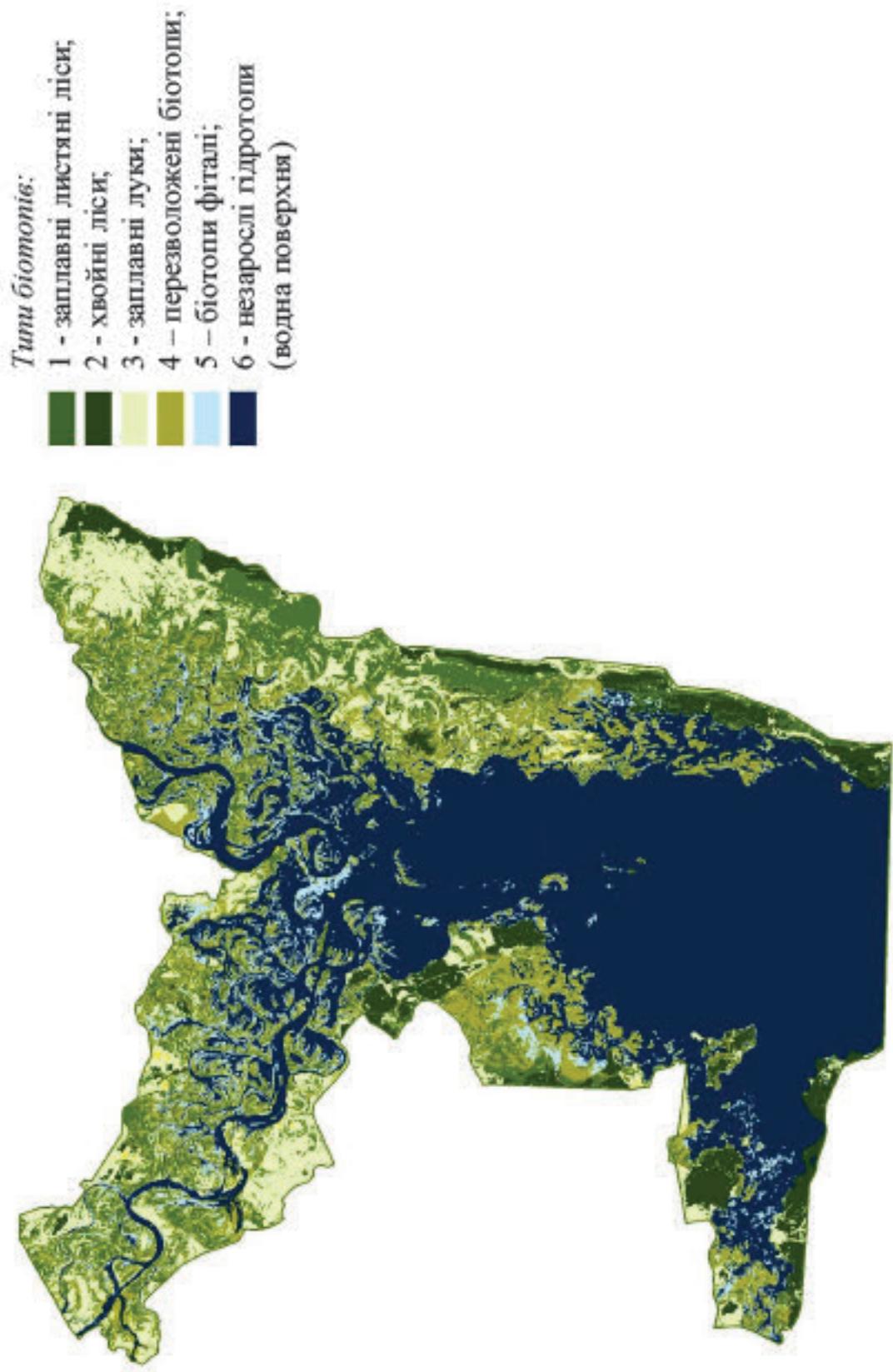


Рисунок К.2 – Карта розподілу біотопів ВБУ в верхів'ях Київського водосховища станом на 11.07.1985

Додаток К (продовження)

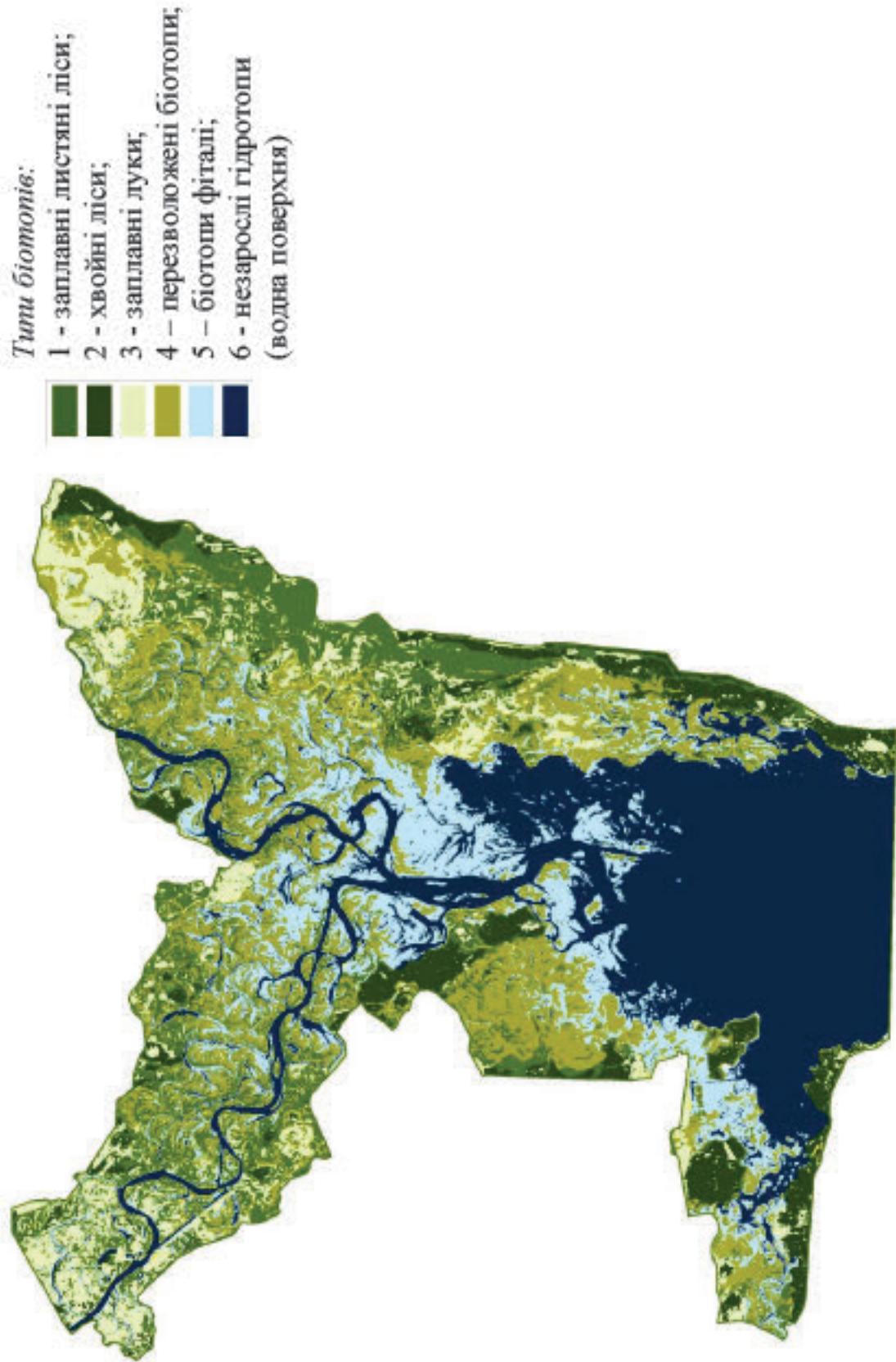


Рисунок К.3 – Карта розподілу біотопів ВБУ в верхів'ях Київського водосховища станом на 28.08.2015

Додаток Л

Графічне представлення результатів об'єктно-орієнтованої класифікації даних ДЗЗ високої просторової розрізnenності (К3 QuickBird) з видленням елементів біотопів фітоценотичного рівня

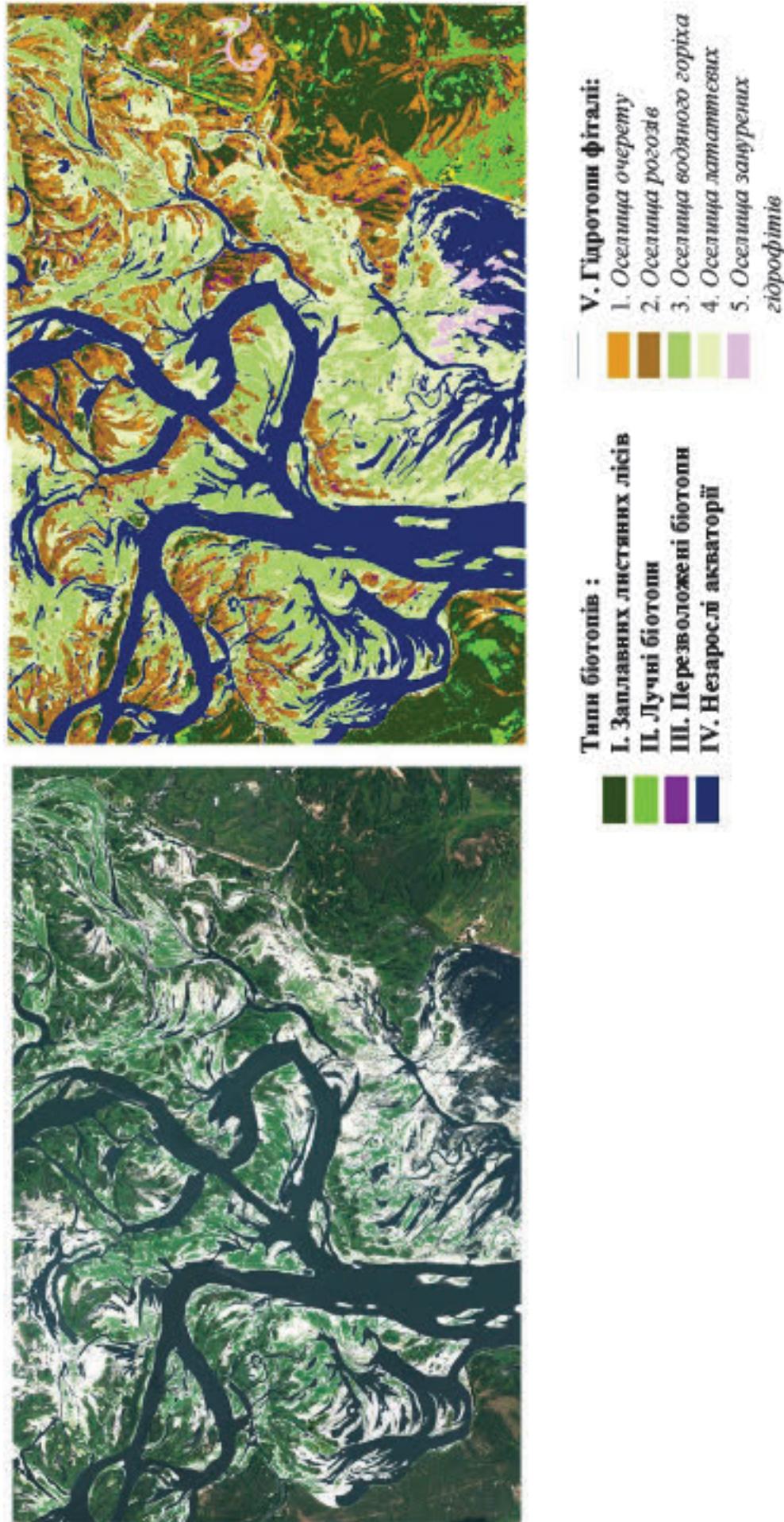


Рисунок Л. 1 – К3 QuickBird станом на 11.07.2011

Рисунок Л. 2 – Тематичний растр (карта розподілу біотопів)

Додаток М

Динаміка просторової структури ландшафту ВБУ у верхів'ях Кіївського водосховища

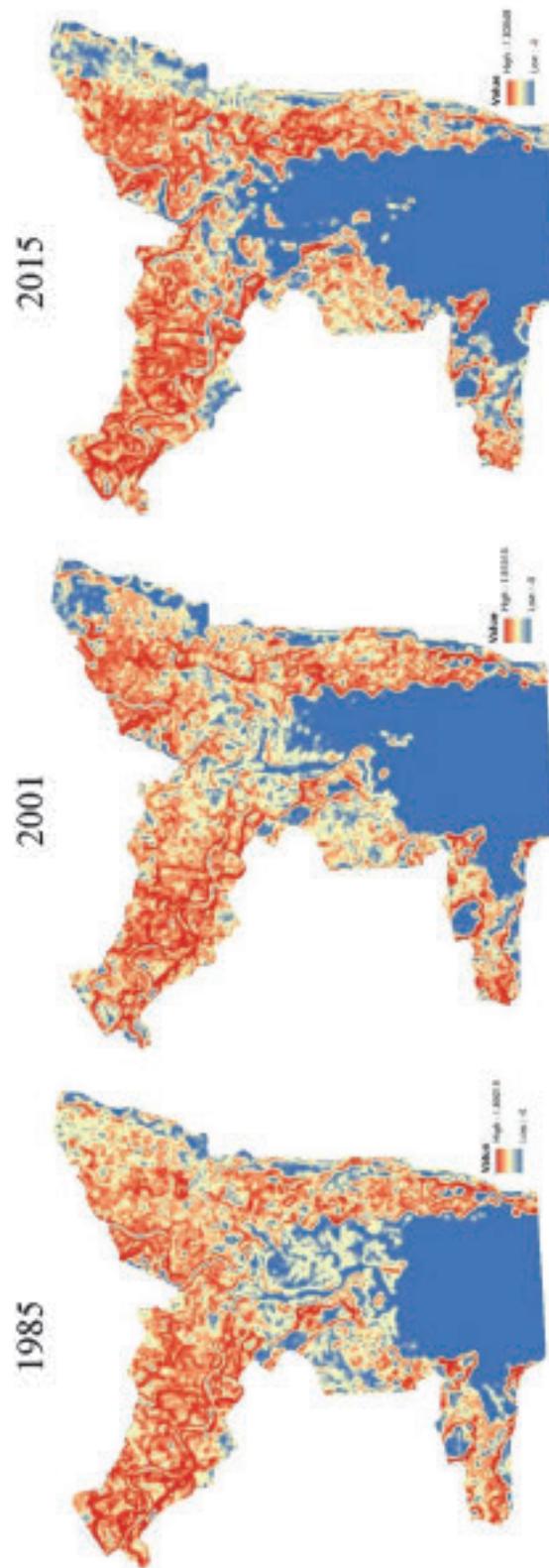


Рисунок М. 1 – Розподіл значень індексу Шеннона

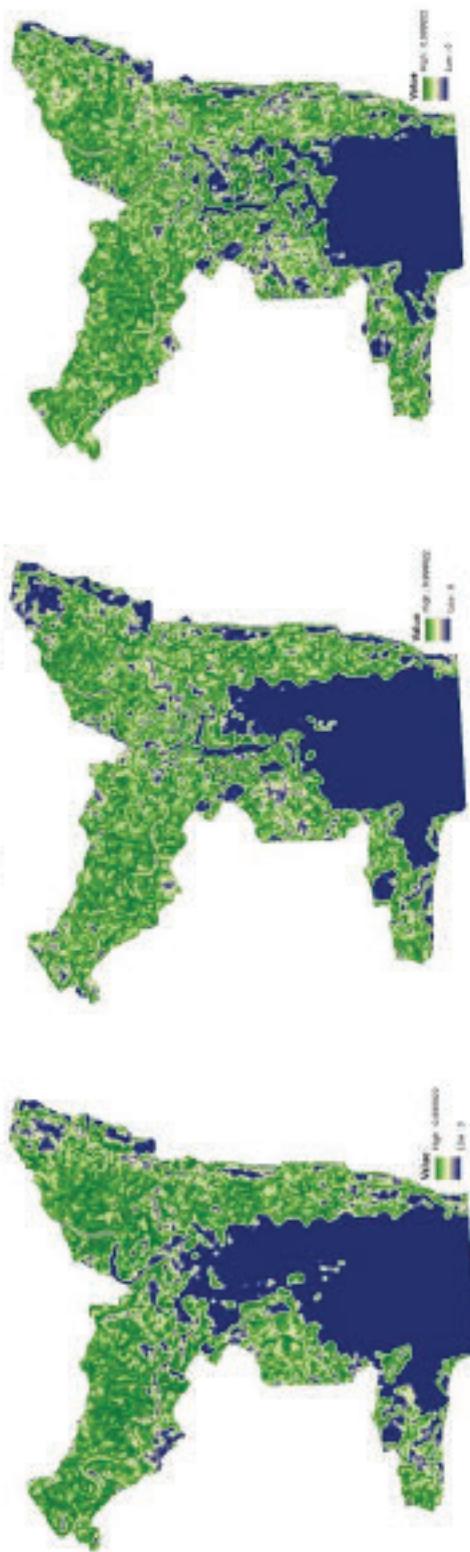


Рисунок М. 2 – Розподіл значень індексу Сімпсона

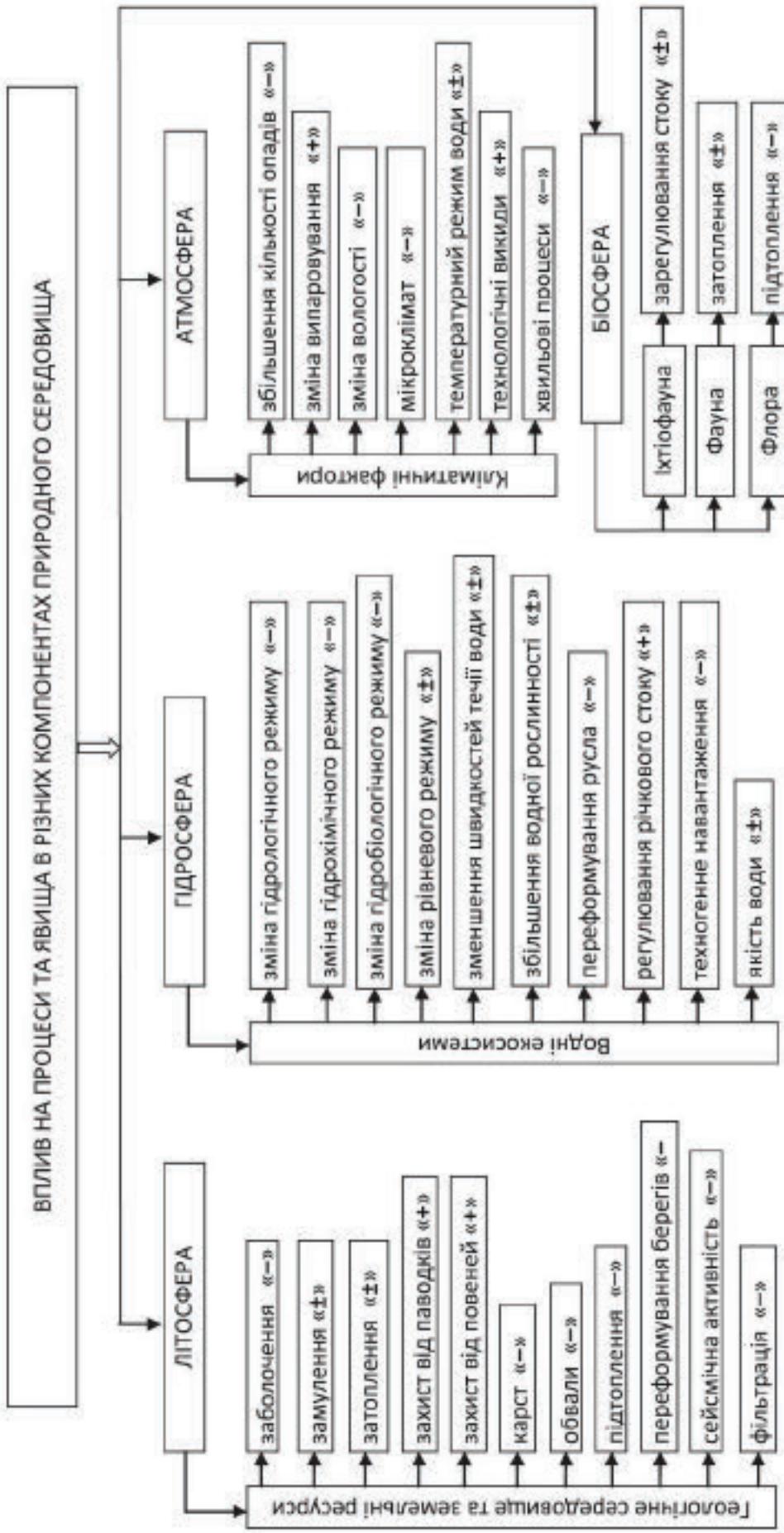
Додаток Н

Таблиця – Перелік екосистемних послуг ВБУ Київського водосховища

Прямі екосистемні послуги ВБУ	Непрямі екосистемні послуги ВБУ
Послуги забезпечення	Послуги забезпечення
<ul style="list-style-type: none"> - забезпечення населення питною водою високої якості; - забезпечення водою для потреб промисловості, сільського господарства, протипожежного призначення (наприклад, рівень вод визначає продуктивність незрошуваного землеробства); - забезпечення рибними ресурсами (основа рибальства та основа для ведення рибного господарства); - забезпечення мисливськими послугами (мисливські тварини, мисливські угіддя, спостереження за тваринами тощо); - забезпечення дикорослою продукцією: плодами, ягодами, грибами, лікарськими рослинами, пасовищами та сінокосами; - забезпечення транспортними шляхами сполучення, судноплавні артерії; - забезпечення корисними копалинами, у тому числі, будівельними матеріалами (галка, гравій, пісок тощо), а також торфом та лікувальними грязями; - забезпечення деревинними та не деревинними матеріалами, які використовуються у будівництві, народному промислі та художній творчості; - забезпечення місцями для розміщення різних об'єктів (сільські поселення, міські поселення, промислові об'єкти та споруди, об'єкти інфраструктури, автомобільний, повітряний та залізничний транспорт, трубопроводи тощо) 	<ul style="list-style-type: none"> - забезпечення місцями існування рідкісних видів тварин та рослин;
Послуги регулювання	Послуги регулювання
	<ul style="list-style-type: none"> - регулювання та пом'якшення шкідливих наслідків стихійних явищ природи; - поглинання та накопичення парникових газів; - регулювання, стабілізація та формування мікроклімату; - регулювання та підтримка рівня ґрутових вод, забезпечення живлення рік та інших водних об'єктів; - захист від ерозії; - самоочищення вод від промислових та побутових забруднень; - регулювання процесів запилення.
Послуги підтримки	Послуги підтримки
<ul style="list-style-type: none"> - регулювання, збереження, відновлення та збільшення видового (екологічного), таксономічного, популяційного, екосистемного, генетичного біологічного різноманіття, ресурси якого використовуються, у тому числі, у сільському та садово-парковому господарстві; - захист від забруднення водотоків, що знаходяться нижче за течією; 	<ul style="list-style-type: none"> - підтримка процесів утворення ґрунтів; - підтримка біохімічних циклів; - підтримка ландшафтного різноманіття; - кругообіг поживних речовин;
Культурні послуги	
<ul style="list-style-type: none"> - забезпечення рекреаційними територіями, туристичними та спортивними об'єктами; - забезпечення місцями проведення наукових досліджень, екологічне виховання, навчання та просвітництво. 	

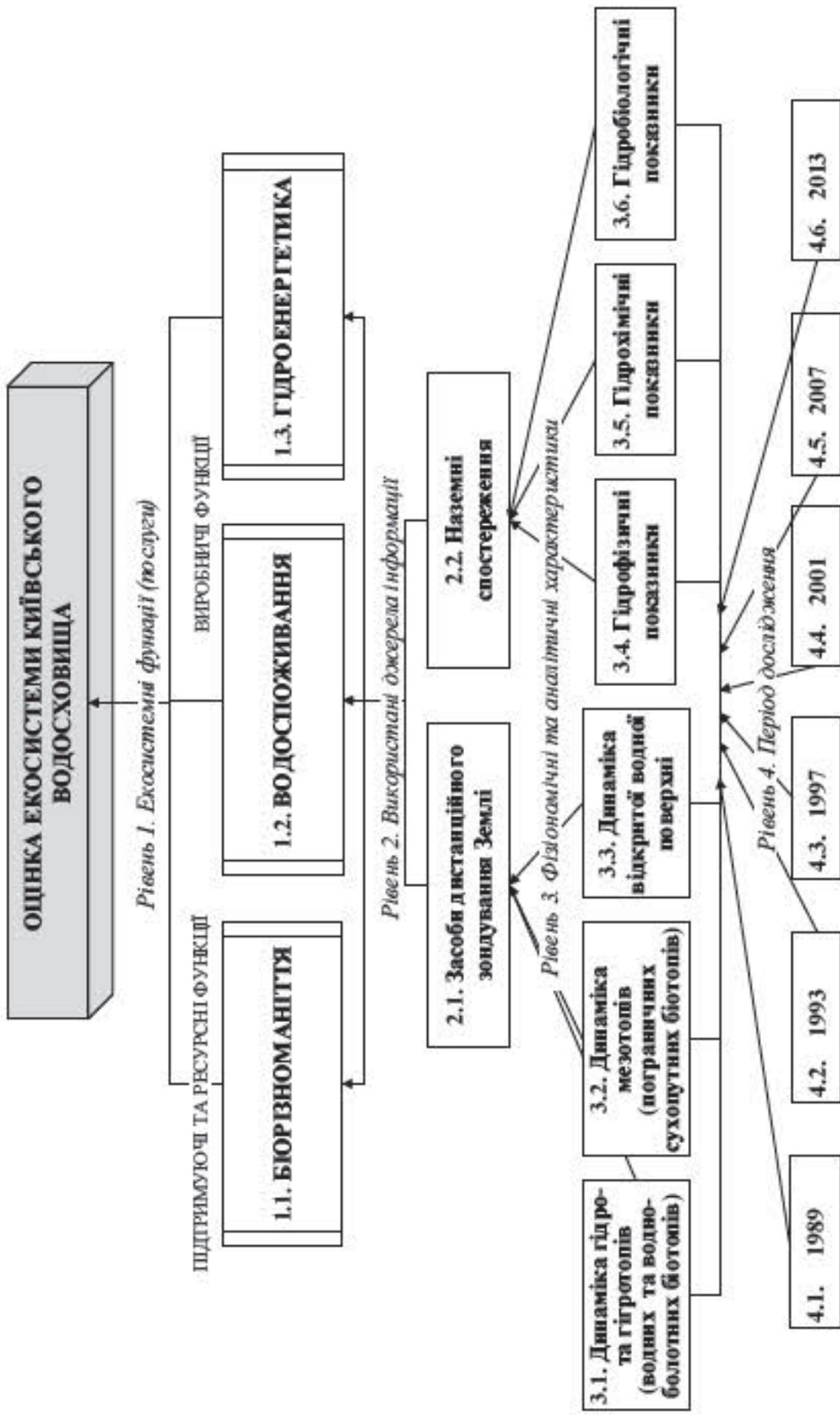
Додаток II

Вплив на навколошнє середовище при створенні технологенного комплексу для забезпечення ГЕС [110]



Додаток Р

Іерархічне представлення задачі оцінки водогосподарсько-екологічного значення Київського водосховища за роками



Додаток С. 1

Матриці попарних порівнянь другого рівня

Таблиця С. 1.1 – Бюоріноманіття (індекс узгодженості ГУ = 0)

Бюоріноманіття	Засоби дистанційного зондування Землі	Наземні спостереження	$\prod_{j=1}^n \alpha_{ij}$	$\sqrt[n]{\prod_{j=1}^n \alpha_{ij}}$	$K_i = \alpha_i / \sum_i \alpha_i, \dots$ $(X^2_{1/1,2})$	λ_{\max}
Засоби дистанційного зондування Землі	1	4	4	2	0,8	1
Наземні спостереження	0,25	1	0,25	0,5	0,2	1
Σ	1,25	5		2,5	1	2

Таблиця С. 1.2 – Водоспоживання (ГУ = 0)

Водоспоживання	Засоби дистанційного зондування Землі	Наземні спостереження	$\prod_{j=1}^n \alpha_{ij}$	$\sqrt[n]{\prod_{j=1}^n \alpha_{ij}}$	$K_i = \alpha_i / \sum_i \alpha_i, \dots$ $(X^2_{2/1,2})$	λ_{\max}
Засоби дистанційного зондування Землі	1	0,5	1	0,707	0,333	1
Наземні спостереження	2	1	2	1,4142	0,6667	1
Σ	3	1,5		2,1213	1	2

Таблиця С. 1.3 – Гідроенергетика (ГУ = 0)

Гідроенергетика	Засоби дистанційного зондування Землі	Наземні спостереження	$\prod_{j=1}^n \alpha_{ij}$	$\sqrt[n]{\prod_{j=1}^n \alpha_{ij}}$	$K_i = \alpha_i / \sum_i \alpha_i, \dots$ $(X^2_{3/1,2})$	λ_{\max}
Засоби дистанційного зондування Землі	1	2	2	1,4142	0,6667	1
Наземні спостереження	0,5	1	0,5	0,7071	0,3333	1
Σ	1,5	3		2,1213	1	2

Додаток С. 2

Матриці попарних порівнянь третього рівня

Таблиця С. 2.1 – Засоби дистанційного зондування Землі (ГУ = 0,0268)

Засоби дистанційного зондування Землі	Динаміка гідро- та гігратопів	Динаміка відкритої водної поверхні	Динаміка мезотопів	$\prod_{j=1}^n \alpha_{1j}$	$\sqrt[n]{\prod_{j=1}^n \alpha_{1j}}$	$K_i = \alpha_i / \sum_i \alpha_i, \dots, (X^{\beta}_{1/1-\delta})$	λ_{\max}
Динаміка гідро- та гігратопів	1	0,3	2	0,6667	0,8736	0,2493	1,1219
Динаміка відкритої водної поверхні	3	1	3	9	2,0801	0,5936	0,9894
Динаміка мезотопів	0,5	0,3	1	0,1667	0,5503	0,1571	0,9423
Σ	4,5	1,667	6		3,5040	1	3,0536

Таблиця С. 2.2 – Наземні спостереження (ГУ = 0,0268)

Наземні спостереження	Гідрофізичні показники	Гідрохімічні показники	Гідробіологічні показники	$\prod_{j=1}^n \alpha_{1j}$	$\sqrt[n]{\prod_{j=1}^n \alpha_{1j}}$	$K_i = \alpha_i / \sum_i \alpha_i, \dots, (X^{\beta}_{2/1-\delta})$	λ_{\max}
Гідрофізичні показники	1	7	7	49	3,6593	0,7732	0,9941
Гідрохімічні показники	0,143	1	2	0,2857	0,6586	0,1392	1,1829
Гідробіологічні показники	0,143	0,5	1	0,0714	0,4149	0,0877	0,8767
Σ	1,286	8,5	10		4,7329	1	3,0536

Додаток С. 3
Матриці попарних порівнянь четвертого рівня

Таблиця С. 3.1 – Динаміка гідро- та гігратопів (водних та водно-болотних біотопів) ГУ = 0,0456

Динаміка гідро- та гігратопів	1989	1993	1997	2001	2007	2013	$\prod_{j=1}^n \alpha_{1j}$	$\sqrt[n]{\prod_{j=1}^n \alpha_{1j}}$	$K_i = \alpha_i / \sum_i \alpha_i, \dots$ $(X^q_{1/I-d})$	λ_{\max}
1989	1	2	3	4	4	4	384	2,6960	0,3570	0,9223
1993	0,5	1	2	3	4	4	48	1,9064	0,2524	1,0939
1997	0,3	0,5	1	2	3	4	4	1,2599	0,1668	1,1818
2001	0,25	0,3	0,5	1	2	3	0,25	0,7937	0,1051	1,1386
2007	0,25	0,25	0,3	0,5	1	2	0,0208	0,5246	0,0695	1,0072
2013	0,25	0,25	0,25	0,3	0,5	1	0,0026	0,3709	0,0491	0,8841
Σ	2,58	4,33	7,08	10,8	14,5	18		7,5515	1	6,2281

Таблиця С. 3.2 – Динаміка мезотопів (пограничних сухопутних біотопів) ГУ = 0,0542

Динаміка мезотопів	1989	1993	1997	2001	2007	2013	$\prod_{j=1}^n \alpha_{1j}$	$\sqrt[n]{\prod_{j=1}^n \alpha_{1j}}$	$K_i = \alpha_i / \sum_i \alpha_i, \dots$ $(X^q_{2/I-d})$	λ_{\max}
1989	1	2	2	2	2	2	32	1,7818	0,2751	0,9627
1993	0,5	1	2	2	2	2	8	1,4142	0,2183	1,0916
1997	0,5	0,5	1	2	2	2	2	1,1225	0,1733	1,1263
2001	0,5	0,5	0,5	1	2	2	0,5	0,8909	0,1375	1,1003
2007	0,5	0,5	0,5	0,5	1	2	0,125	0,7071	0,1092	1,0370
2013	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	1	0,0312	0,5612	0,0866	0,9530
Σ	2,45	4,28	7,08	10,83	15,5	21		7,8655	1	6,1256

Таблиця С. 3.3 – Динаміка відкритої водної поверхні (ГУ = 0,0251)

Динаміка відкритої водної поверхні	1989	1993	1997	2001	2007	2013	$\prod_{j=1}^n \alpha_{1j}$	$\sqrt[n]{\prod_{j=1}^n \alpha_{1j}}$	$K_i = \alpha_i / \sum_i \alpha_i, \dots$ $(X^q_{3/I-d})$	λ_{\max}
1989	1	2	3	4	5	6	720	2,9938	0,3806	0,9325
1993	0,5	1	2	3	4	5	60	1,9786	0,2516	1,0775
1997	0,3	0,5	1	2	3	4	4	1,2599	0,1602	1,1346
2001	0,25	0,3	0,5	1	2	3	0,25	0,7937	0,1009	1,0932
2007	0,2	0,25	0,33	0,5	1	2	0,0167	0,5054	0,0643	0,9960
2013	0,17	0,2	0,25	0,3	0,5	1	0,0014	0,3340	0,0425	0,8918
Σ	2,45	4,28	7,08	10,8	15,5	21		7,8655	1	6,1256

Таблиця С. 3.4 – Гідробіологічні показники ($\Gamma_U = 0,0314$)

Гідробіологічні показники	1989	1993	1997	2001	2007	2013	$\prod_{j=1}^n \alpha_{1j}$	$\sqrt[n]{\prod_{j=1}^n \alpha_{1j}}$	$K_i = \alpha_i / \sum_i \alpha_i, \dots, (X_{s/1-i})$	λ_{\max}
1989	1	0,5	0,5	0,5	0,3	0,3	0,014	0,4903	0,0751	0,9008
1993	2	1	0,5	0,5	0,5	0,5	0,125	0,7071	0,1083	1,0285
1997	2	2	1	0,5	0,5	0,5	0,5	0,8909	0,1364	1,0912
2001	2	2	2	1	0,5	0,5	2	1,1225	0,1719	1,1171
2007	2	2	2	2	1	0,5	8	1,4142	0,2165	1,0466
2013	3	2	2	2	2	1	48	1,9064	0,2919	0,9729
Σ	12	9,5	8	6,5	4,83	3,3		6,5313	1	6,1571

Таблиця С. 3.5 – Гідрохімічні показники ($\Gamma_U = 0,0309$)

Гідрохімічні показники	1989	1993	1997	2001	2007	2013	$\prod_{j=1}^n \alpha_{1j}$	$\sqrt[n]{\prod_{j=1}^n \alpha_{1j}}$	$K_i = \alpha_i / \sum_i \alpha_i, \dots, (X_{s/1-i})$	λ_{\max}
1989	1	2	2	2	3	4	96	2,1398	0,3149	0,9710
1993	0,5	1	2	2	2	3	12	1,5131	0,2227	1,0763
1997	0,5	0,5	1	2	2	2	2	1,1225	0,1652	1,0738
2001	0,5	0,5	0,5	1	2	2	0,5	0,8909	0,1311	1,0490
2007	0,3	0,5	0,5	0,5	1	2	0,0833	0,6609	0,0973	1,0213
2013	0,25	0,3	0,5	0,5	0,5	1	0,0104	0,4673	0,0688	0,9629
Σ	3,08	4,83	6,5	8	10,5	14		6,7945	1	6,1544

Таблиця С. 3.6 – Гідрофізичні показники ($\Gamma_U = 0,0447$)

Гідрофізичні показники	1989	1993	1997	2001	2007	2013	$\prod_{j=1}^n \alpha_{1j}$	$\sqrt[n]{\prod_{j=1}^n \alpha_{1j}}$	$K_i = \alpha_i / \sum_i \alpha_i, \dots, (X_{s/1-i})$	λ_{\max}
1989	1	2	2	2	2	3	48	1,9064	0,2904	0,9679
1993	0,5	1	2	2	2	2	8	1,4142	0,2154	1,0770
1997	0,5	0,5	1	2	2	2	2	1,1225	0,1710	1,1112
2001	0,5	0,5	0,5	1	2	2	0,5	0,8909	0,1357	1,0855
2007	0,5	0,5	0,5	0,5	1	2	0,125	0,7071	0,1077	1,0231
2013	0,3	0,5	0,5	0,5	0,5	1	0,0208	0,5246	0,0799	0,9587
Σ	3,33	5	6,5	8	9,5	12		6,5656	1	6,2235