

УДК 504.064.2:528.88.04

Мультидисциплінарний аналіз аерокосмічної і наземної інформації при оцінці стану водних екосистем на основі методів системного аналізу

О. Д. Федоровський¹, А. В. Хижняк¹, О. В. Томченко^{1*}, Л. М. Зуб², Л. В. Підгородецька³, Т. М. Дьяченко⁴, А. М. Шевченко⁵, О. В. Власова⁵, А. Я. Ходоровський¹, В. Г. Якимчук¹

¹ДУ "Науковий центр аерокосмічних досліджень Землі ІГН НАН України", Київ, Україна

²Інститут еволюційної екології НАН України, Київ, Україна

³Інститут космічних досліджень НАН України, Київ, Україна

⁴Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна

⁵Інститут водних проблем і меліорації НААН України, Київ, Україна

У статті розглянуто результати мультидисциплінарного підходу до аналізу аерокосмічної та наземної інформації при оцінці стану водних екосистем на основі методів системного аналізу з використанням даних, отриманих в суміжних наукових галузях знань: екології, гідробіології, гідрології, гідрохімії, геології, гідромеліорації.

Ключові слова: ДЗЗ — дистанційне зондування Землі, геомоніторинг, ПТК — природні територіальні комплекси, ВВР — вища водна рослинність, гідробіологія, гідрологія, гідрохімія, геологія, гідромеліорація, якість води

© О. Д. Федоровський, А. В. Хижняк, О. В. Томченко, Л. М. Зуб, Л. В. Підгородецька, Т. М. Дьяченко, А. М. Шевченко, О. В. Власова, А. Я. Ходоровський, В. Г. Якимчук. 2015

Вступ

Оцінка стану водних екосистем в умовах техногенезу є основною проблемою раціонального використання водних ресурсів, охорони і відновлення їх природного стану. Так, на межі тисячоліть, екологічне оздоровлення басейну р. Дніпро стало одним з пріоритетних напрямків природоохоронної діяльності уряду України, адже його водні ресурси становлять 80% водних ресурсів України, забезпечуючи водою понад 32 млн населення та 2/3 господарського потенціалу країни.

Головним завданням міжнародної програми спостереження за кліматом Global Climate Observing System (GCOS) є, поміж іншим, забезпечення необхідними методиками і комп'ютерними програмами для виявлення ресурсів води високої якості; змін у гідробіологічному різноманітті; аналізу ступеня загрози водним екосистемам тощо. Таким чином, комплексне застосування аерокосмічних і наземних досліджень у поєднанні з інтерпретацією результатів на основі методів системного аналізу становить значний інтерес, так як дозволяє вирішувати численні питання щодо моніторингу водних екосистем [11].

Використання інформації космічного геомоніторингу дозволяє не тільки оперативно отримувати зображення водних об'єктів, що займають великі площі, а й фіксувати зміни їх характеристик у часі та просторі. Так, дешифрування космічних знімків водних об'єктів дозволяє за рядом ознак визначити особ-

ливості гідрографічної мережі та гідрологічного режиму, тип біотопів, аквальні ландшафти та їх структуру. За супутниковими знімками можна досить впевнено виділити ділянки заболочування і заростання, обчислювати площі, зайняті вищою водною рослинністю (ВВР) і незарослі акваторії, відслідковувати розвиток явищ "цвітіння води" [12, 32].

Мета даної статті — обґрунтувати мультидисциплінарний науковий напрям дистанційних аерокосмічних досліджень при оцінці стану водних екосистем на основі методів системного аналізу і результатів дистанційного зондування землі (ДЗЗ) та наземних досліджень з використанням знань із суміжних наукових дисциплін: екології, гідробіології, гідрології, гідрохімії, геології та гідромеліорації.

Водні об'єкти представляють собою складні системи, аналіз яких відбувається на різних рівнях абстрактного опису з урахуванням ієрархії їх складових: ландшафтних комплексів, гідрологічних, геологічних, гідробіологічних та гідрохімічних характеристик. При цьому оцінка екостану водного об'єкта відбувається на основі узагальненого критерію, фактично інтегруючого результати досліджень, отриманих в різних наукових напрямках [18, 27].

У літературі можна зустріти різні назви і визначення процесу інтеграції знань з різних наукових дисциплін при вирішенні конкретних тематичних завдань: міждисциплінарні, мультидисциплінарні та трансдисциплінарні наукові методи або підходи. Методичні складові цих визначень багато в чому схожі [13].

Для дистанційних аерокосмічних досліджень в

* e-mail: tomch@i.ua

природокористуванні пропонується [18] процес інтеграції наукових знань називати: “мультидисциплінарний науковий напрямок” з визначенням методичної основи, як: інтеграція теоретичних положень, методів і моделей, інформаційних матеріалів та експериментальних результатів з різних наукових дисциплін на основі методів системного аналізу (рис.1).

Методи системного аналізу

Розробка та впровадження методів й моделей системного аналізу в технологію використання матеріалів аерокосмічної зйомки сприяють розширенню функціональних можливостей космічного моніторингу і створюють методичну основу для формування нового науково-методичного напрямку вирішення завдань природокористування — інтеграції наукових результатів, отриманих у суміжних наукових дисциплінах. За допомогою методів системного аналізу обґрунтовуються найбільш раціональні математичні моделі використання космічної інформації при вирішенні тематичних завдань природокористування, моделюється та прогнозується розвиток процесів, що досліджуються.

Зокрема, інтегральна оцінка стану водних екосистем виконувалася за усіма складовими біотопу та їх змінами відносно попередніх років дослідження на основі *методу багатокритеріальної оптимі-*

зації (Multi-objective optimization) [27]. Узагальнений критерій (функція приналежності F) обчислювався за показниками всього комплексу гідробіологічних, гідрологічних, гідрохімічних та гідрогеологічних досліджень. Коефіцієнти впливу кожного показника стану водного об’єкта визначалися методом аналізу ієрархій.

Розглянемо, в загальному вигляді, алгоритм багатокритеріальної оптимізації для оцінки екологічного стану водних об’єктів. Для цього введемо наступні умовні позначення [25]:

A — стан водного об’єкта у попередній період чи рік, прийнятий за еталон. У загальному вигляді його стан можна описати як: $A = \{a_1, a_1, \dots, a_1, \dots, a_n\}$, де, a_j — нумерація j -ї складової від 1 до n .

B — стан водного об’єкта в поточному періоді досліджень, $B = \{b_1, b_2, \dots, b_j, \dots, b_n\}$, де b_j — нумерація j -ї складової від 1 до n .

Оцінка екологічного стану водного об’єкта можлива при виконанні наступної умови:

$$b^* = a \cap b \neq \emptyset.$$

Ця умова говорить про те, що в множині характеристик складових водного об’єкта обов’язково є характеристики b^* , які необхідні для порівняння з характеристиками складових того ж об’єкта в період стану, який прийнятий за еталон.

При цьому можливі такі випадки:

1. $b^* = a, a \neq b$ — зазначення перетинання збігається

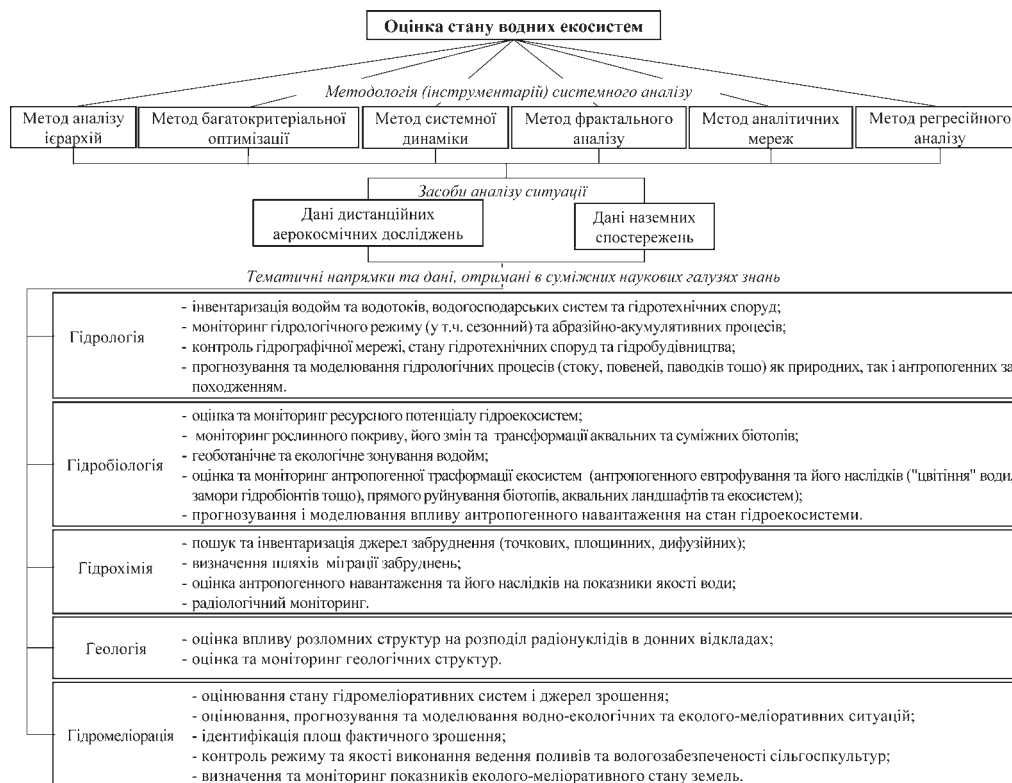


Рис. 1. Концептуальна схема мультидисциплінарного аналізу аерокосмічної і наземної інформації при оцінці стану водних екосистем методами системного аналізу

- з множиною a , відповідає тому, що перелік характеристик, що порівнюються за еталонний період і на момент дослідження повністю збігаються;
2. $b^* = b, a \neq b$ — перетинання збігається з множиною b , це відповідає тому, що характеристик, що порівнюються на момент дослідження не достатньо для порівняння з характеристиками того ж таки об'єкта в попередній період;
 3. $b^* = a = b, \bar{A} = A = A^*$ — множини a і b збігаються, це означає що значення характеристик об'єкта, що порівнюються за еталонний період і на момент дослідження повністю збігаються.

Завдання дослідження полягає у встановленні, наскільки сучасний стан водного об'єкта відрізняється від його стану за попередній період або рік, прийнятий за еталон. Для вирішення таких завдань використовуються алгоритми, засновані на обчисленні оцінок, що складаються з наступних етапів: введення функції близькості порівнюваних величин, обчислення оцінки для функції близькості — функції відповідності, обчислення оцінок для класу по опорному безлічі.

Функція відповідності описує ступінь збігу значень порівнюваних величин. Обчислення оцінок по опорній множині означає врахування ступеня важливості, представленості ознак (складових) для характеристики водного об'єкта, а також визначення близькості між усіма складовими об'єкта досліджень. Вирішальне правило виносить судження про ступінь відповідності цих характеристик.

У нашому випадку описаний вище підхід включає обчислення наступних функцій: близькості S , що характеризує близькість окремих значень характеристик складових водного об'єкта за поточний і попередній періоди;

- відповідності f , яка показує ступінь відповідності значень кожної характеристики всіх складових об'єкта за поточний і попередній періоди;
- приналежності F , яка показує ступінь приналежності кожної складової водного об'єкта за поточний і попередній періоди;

Близькість значення параметру a до параметру b визначається за допомогою функції близькості — $S_j(b_j, a_j)$ для наступних випадків:

$$S_j(b_j) = (\bar{a}_j - b_j) / \bar{a}_j, \text{ для випадку } b_j < \bar{a}_j$$

$$S_j(b_j) = 0, \text{ для випадку } \bar{a}_j \leq b_j \leq \underline{a}_j$$

$$S_j(b_j) = (b_j - \bar{a}_j) / b_j, \text{ для випадку } b_j > \bar{a}_j$$

Отже оцінка водних об'єктів може бути формалізована як задача багатокритеріальної оптимізації m критеріїв, кожний з яких виступає як функція відповідності характеристики b параметру a .

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

Функція відповідності: $f(b_j, a_j) = \{1 - S(b_j, a_j)\}$;

Функція приналежності $F(b_j, a_j)$:

$$F(b_j, a_j) = \sum_{j=1}^n \rho(b_j, a_j) \cdot [1 - S(b_j, a_j)]$$

де: $\rho(b_j, a_j)$ — вагові коефіцієнти, $j = 1 - n$.

Для оцінки вагових коефіцієнтів складових водних об'єктів використовувався метод експертних оцінок, а саме *метод аналізу ієрархій* (Analytic Hierarchy Process) [16, 17]. Для цього формулюється цільова функція, яка ділиться на більш прості складові — показники, що об'єднуються у відповідні ієрархічні рівні. Завдання першого рівня полягає у формуванні мети, яка буде досягнута в процесі розв'язання задачі. Коли розглянута проблема представлена ієрархічно, для формалізації експертної процедури будується множина матриць попарних порівнянь для кожного рівня і за кожною складовою даного ієрархічного рівня. Проводиться їх нормалізація і оцінка векторів пріоритетів з урахуванням ступеню їх впливу на складові попереднього рівня. Обробка матриць, наприклад, чотирьох рівнів дає можливість вирахувати вектори пріоритетів відповідних рівнів K^1, K^2, K^3 і K^4 , компоненти яких визначають їх пріоритети з точки зору експерта.

Метод аналізу ієрархій дозволяє сконструювати необхідну цільову функцію та оцінити ступінь впливу на неї кожної з характеристик досліджуваної системи. Якщо отримані всі необхідні вагові коефіцієнти, то формула згортки узагальненого критерію для порівнюваних варіантів має вигляд:

$$F_{\text{коэф}} = \sum K_1^1 \sum K_m^2 \sum K_r^3 \sum K_p^4 \cdot x_p^s$$

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

Значення $F_{\text{коэф}}$ дозволяє встановити переваги того чи іншого альтернативного варіанта системи за всією сукупністю аналізованих факторів. Наприклад, дати порівняльну оцінку вагових коефіцієнтів складових водних об'єктів.

Нові можливості для отримання об'єктивної геодинамічної інформації на основі реальних даних відкриває *метод фрактального аналізу* (Fractal analysis) [3], який дає оцінку конфігурації і структури досліджуваного процесу або об'єкта, періодичності розподілу геометричних, фізичних та інших характеристик. Введення мультифрактальних параметрів дозволяє оцінити ступінь упорядкованості і стійкості системи до зовнішнього впливу, що неможливо визначити звичайними іншими статистичними методами. В якості кількісної міри, яка описує структуру складових об'єкта, прийнято використовувати фрактальну розмірність Рені — D_q , яка показує наскільки щільно і рівномірно елементи даної множини заповнюють евклідовий простір. Значення D_q — інваріантне до розміру вибірки, площі, масштабу.

Можливість використання фрактального аналізу для оцінки варіабельності складових досліджуваного об'єкта встановлювалося перевіркою виконання двох умов: по-перше, степеневою залежністю зростання компонентів статистичної суми Z_q від розміру вибірки N і, по-друге, не зростаючим видом функції спектра узагальнених розмірностей D_q , динаміка змін яких характеризує закономірності росту і еволюції процесу.

$$Z_q(N, q) = \sum_{i=1}^n p_i^q, \quad p_i = \frac{N_i}{N}, \quad \sum_{i=1}^n p_i = 1.$$

$$D_q = \frac{\tau(q)}{1-q} \quad \text{при } q \neq 1, \quad \text{де } \tau(q) = \frac{\log \sum_{i=1}^n p_i^q}{\log N}.$$

Для моделювання інтегральних процесів в екосистемі використовується основні принципи системної динаміки, а саме *метод адаптивного балансу впливів (method of adaptive balance of causes — ABC)*, який дозволяє моделювати і прогнозувати розвиток складних систем і виконувати обчислювальні функції з урахуванням взаємодії всіх модулів, кожен з яких знаходиться в стані динамічної рівноваги [21]. Рівновага підтримується функціями впливу, які пов'язують даний модуль з іншими модулями системи. Режим динамічного балансу впливів всередині системи зберігається під управлінням зовнішнього впливу на систему

Відповідно 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 виникають під впливом функцій внутрішньосистемних зв'язків і зовнішнього впливу.

Основні положення ABC-методу полягають у наступному:

- структура складної системи формується з універсальних модулів і функцій впливу, а також допоміжних елементів;
- керована система та 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 розрахунків прогностичних сценаріїв і забезпечують адаптацію модельних сценаріїв до реальності.

Методика полягає в розробці концептуальної моделі та формуванні схеми причинно-наслідкових зв'язків між елементами системи, на підставі якої створюється системна діаграма моделі. Причинно-наслідкові зв'язки в моделі зображуються 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, які виражають адаптивний баланс впливів усередині системи.

Основні рівняння методу висловлюють баланс значень процесу (x), обумовлених впливом на нього з боку інших процесів:

$$dx_i/dt = [1 - 2F^{(+)}(a_{i1}x_1 + a_{i2}x_2 + \dots + a_{im}x_m + x_i)],$$

де a_{is} — коефіцієнти рівнянь моделі (далі коефіцієнти), які враховують вплив складової s на складову i і зберігають постійне значення в вибраному інтервалі часу.

Рівняння стає найбільш простим у разі вибору базової функції впливів $F^{(+)}$ у формі параболи, яка асимптотично наближається до одиниці. При цьому рівняння стає лінійним і набуває вигляду

$$\frac{dx_i}{dt} = a_{i1}x_1 + a_{i2}x_2 + \dots + a_{i,i-1}x_{i-1} + a_{i,i+1}x_{i+1} + \dots + a_{im}x_m - x_i,$$

де t — часовий або просторовий аргумент процесу.

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

Гідробіологія

Основним компонентом та найбільш чутливою ланкою біоти більшості водних екосистем є вища водна рослинність, як представник базового трофічного й середовищестроючого рівнів. Склад і структурні особливості рослинності визначають структуру мілководних ландшафтів водойми, формуючи певні природні територіальні комплекси (ПТК), і слугують універсальними індикаторами екологічного стану як самої водойми, так і водозабору загалом. Участь рослинних угруповань у комплексі внутрішньоводоймних процесів можна умовно розділити на три напрямки: перший — механічний (хвильоруйнівна та седиментаційна функція зарослової зони), другий — трансформуючий (накопичення, трансформація та захоронення забруднюючів, що визначають потенціал водойми до самоочищення від забруднень) і третій — продукційний. Зарості водних рослин, певною мірою, є інтегральним показником екологічного стану водойми, за їх якісними та кількісними показниками можна отримати досить повне уявлення про цілу низку абіотичних складових водного середовища, зокрема, рівні рН, навантаження середовища біогенними речовинами (трофність водойми), трансформацію гідрологічного режиму, наявність забруднень.

Флористичний склад вищих водних рослин у водоймищах України представлений більш ніж 150 видами, що формують понад 160 угруповань та їх різновидностей. Важливість ролі водної рослинності у формуванні якості води й біологічної про-

дуктивності водойм обумовлює необхідність проведення систематичного контролю за її розвитком, особливостями горизонтального й вертикального розподілу, якісними й кількісними змінами в часі й у просторі під впливом зовнішніх факторів. У перелік задач моніторингу входить вирішення наступних завдань [5]:

- оцінка змін у якісному складі, структурі угруповань та кількісних показниках запасів фітомаси;
- відслідковування динаміки змін площ заростання;
- виявлення джерел забруднень та особливостей міграції забруднень по водоймах;
- визначення сучасного і прогноз екологічного стану водних об'єктів.

Перелічені завдання успішно вирішуються за допомогою космічного геомоніторингу. Космічні знімки, по-перше, забезпечують можливість вивчення особливостей оселищ рослинних угруповань: характер берегової лінії, тип мілководь, наявність заплавних водойм, обмілин, рукавів, інтенсивність водообміну тощо. По-друге, дозволяють виокремити й обчислити площі заростей вищої водної рослинності (ВВР). Крім того, космічні знімки, отримані в різних спектральних діапазонах, виконують роль реальної картографічної основи, що забезпечує екстраполяцію даних наземних і підсупутникових спостережень.

В основу розроблених у ЦАКДЗ алгоритму й програми водно-рослинних ландшафтних комплексів (VRLK) покладені структурно-функціональні взаємозв'язки біотичних (характеристики рослинних угруповань) та гідролого-гідрохімічні показників як структурних елементів акваторіального ландшафту. Інструментом алгоритму є математичні методи системного аналізу, які успішно застосовані для систематизації інформації. Як зазначалося, на водоймах (як природних так і штучних) існує значна кількість комбінацій рослинних угруповань, котрі під впливом зовнішніх факторів безупинно змінюють свою конфігурацію, структуру і обумовлюють, відповідно новим умовам, плавний і безупинний перехід одного типу ПТК в інший. Зазначені обставини і вимагають застосування такого експрес-методу, який при класифікації досліджуваних об'єктів дозволяв би враховувати не тільки перебігу вказаних суцесійних змін, але і проводити біоіндикацію змін середовища. При традиційному підході до класифікації зарослих територій приймається бінарне рішення, наприклад, $m = 1$ — у випадку приналежності ділянки до конкретного типу ПТК чи $m = 0$ — неприналежності. Теорія нечітких множин заміняє строгу приналежність досліджуваної ділянки до якогось-небудь типу ПТК на безупинну функцію приналежності до кожного ПТК [32].

Для реалізації методу використовуються математичні моделі різних типів ПТК. Принцип побудови останніх заснований на узагальненні досві-

ду експертів-гідробіологів щодо вивчення розподілу рослинних угруповань рангу асоціації (в трактуванні школи Браун-Бланке) по площі різних типів ПТК для конкретних водних екосистем. У структурі ПТК прийнята бальна шкала Браун-Бланке для опису частки кожного конкретного угруповання. При цьому перша домінанта відповідає 4-му балу по шкалі Браун-Бланке, що свідчить про те, що угруповання даної асоціації займає 50–75% від загальної площі ПТК. Друга домінанта відповідає 3-му балу (площа угруповань асоціації 25–50%) і т. д. Практика показала, що виставлення балів за шкалою Браун-Бланке не є однозначною процедурою. Так, наприклад, якщо частка $S = 55\%$, то віднести її до 1-ї домінанти можна лише з певною умовністю. Щоб обійти цей недолік, кожному бальному класу шкали Браун-Бланке було поставлено у відповідність функцію приналежності, що приймає значення 1, якщо площа покриття попадає в середину бального інтервалу, і 0.5, якщо значення цієї площі знаходиться на краю інтервалу. Процес рішення задачі визначення типу ПТК складається з трьох етапів: створення бази даних можливих типів ПТК для наступної машинної обробки; визначення за супутниковим знімком переліку зафіксованих наземними спостереженнями рослинних угруповань і обчислення займаних ними площ; визначення функції приналежності досліджуваної ділянки до кожного типу ПТК і виявлення бажаного типу за максимальним значенням функції приналежності [28].

Якщо донедавна розробка дистанційних методів контролю акваторій типів ПТК зводилася головним чином до вивчення змін концентрації хлорофілу фітопланктону як індикатора біологічної продуктивності акваторій за даними оптичного діапазону, то в даний час для досліджень зарослих акваторій ландшафтів широко використовуються також матеріали, отримані в ІЧ і УФ-зонах спектра.

Кожна дешифрувальна ознака використаних знімків залежно від просторової розрізненності на місцевості віддзеркалює конкретний ландшафтний індикатор чи їх комплекс. На космічних знімках низької просторової розрізненності фіксуються загальні генералізовані риси типів ПТК. Наприклад, фототон може характеризувати стан рослинного покриву у цілому, зволоженість ґрунтів чи ступінь горизонтального розчленовування рельєфу; текстура й рисунок зображення — специфіку ґрунтового покриву, розподіл видового складу заростей й т. д. Ця істотно різна інформація повинна аналізуватися під кутом зору поставленої задачі, а виділені в процесі дешифрування однознакові аномалії позначати передбачуваний зв'язок: дешифрувальна ознака — ландшафтний індикатор — елемент прогнозованої структури. Знімки високої просторової розрізненності дозволяють на основі аналізу від-

мінностей елементів ландшафту, зафіксованих у зображенні, виявити границі співіснування окремих угруповань, а, почасти, і видів рослинності.

При дистанційних аерокосмічних дослідженнях ряду водних об'єктів для оцінки їх екологічного стану були обрані найбільш репрезентативні біологічні складові, які надійно дешифруються за космічними знімками на основі яких були сформовані індикаторні критерії. Так, при дослідженні озера Світязь за період 1988–2009 рр. [2] у його зарослевій зоні були виділені наступні складові-індикатори (рис. 2): прибережні чагарниково-болотні комплекси; водно-болотні комплекси; непорушені прибережні піщані мілководдя; літоральні комплекси “водних” очеретів; літоральні комплекси рдесників; деградовані прибережні піщані мілководдя. Додатково були проаналізовані показники середньої температури води за літній період та рівень води по роках. На основі вибраних складових і проведених мультифрактальних досліджень матеріалів дешифрування космічних знімків як критерій оцінки екологічного стану озера Світязь було прийнято фрактальна розмірність D_q при $q = -4$, коефіцієнт кореляції якої з експертними оцінками по роках дорівнював $r = 0.78$ [14].

Для отримання оцінки якості води верхів'я Київського водосховища був обраний узагальнений критерій методу багатокритеріальної оптимізації [23]. За результатами дешифрування і аналізу космічних знімків Landsat за період з 1989 по 2013 рр. (рис. 3) було виділено основні біотопи водно-болотних угідь (ВБУ) верхніх ділянок водойми, а саме: лісові біотопи (заплавні листяні ліси та штучні хвойні насадження); заплавні луки; ВВР (прибережні перезволожені біотопи та біотопи вищих гідрофітів); прибережні незарослі або слабозарослі

піщані біотопи; відкрита водна поверхня та отримані дані щодо динаміки їх площ через кожні 2 роки. Далі на основі площ виділених біотопів була обчислена функція приналежності, що характеризує якість води.

В ході аналізу було встановлено, які саме типи біотопів позитивно і негативно впливають на якість води. Так, параметри максималізуються, коли збільшення показника впливає на якість води позитивно і мінімалізуються, коли позитивно на якість води впливає зменшення показника. Заключним етапом розрахунків було отримання функції приналежності як суми функцій відповідності всіх параметрів складових за кожен рік дослідження в порівнянні з 1989 р., прийнятим за еталон. В таблиці 1 наведені значення функції приналежності $F_{ДЗЗ}$, отримані за результатами дешифрування космічних знімків, які відображають зміну якості води Київського водосховища в бік незначного погіршення за фізико-хімічними характеристиками [22, 24].

Наступним кроком було визначення ступеня взаємозв'язку між динамікою заростання Київського водосховища вищою водною рослинністю та даними гідрохімічних досліджень (за матеріалами наземних статистичних спостережень держгідрометслужби (ДГМС)). В результаті розрахунків було отримано взаємозв'язок функцій приналежності $F_{ДЗЗ}$ та $F_{назем}$, що становить 0.7 за коефіцієнтом кореляції Пірсона, і є цілком достатнім аргументом для підтвердження доцільності оперативного контролю якості води на основі матеріалів ДЗЗ на відміну від трудомістких наземних спостережень.

Виконані дослідження, як у випадку озера Світязь, так і Київського водосховища, свідчать про наявність статистичної залежності між наземними, в тому числі, експертними оцінками екологічного

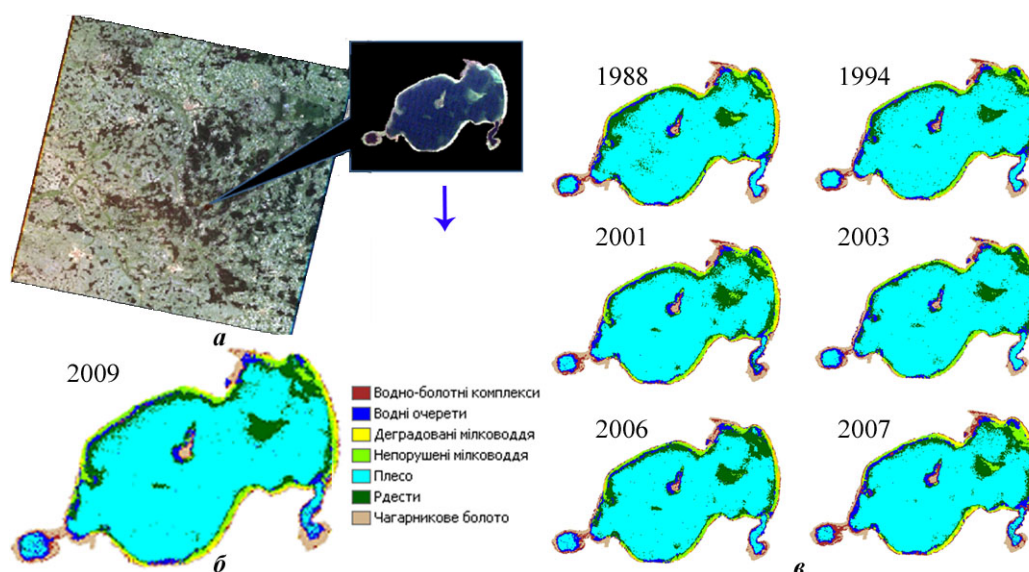


Рис. 2. Карты розподілу ПТК оз. Світязь за 11 років (а — космічний знімок Landsat 5 за 2009 рік; б — карта розподілу ПТК оз. Світязь за 2009 р.; в — ретроспективний ряд карт розподілу ПТК оз. Світязь з 1988 по 2007 рр.)

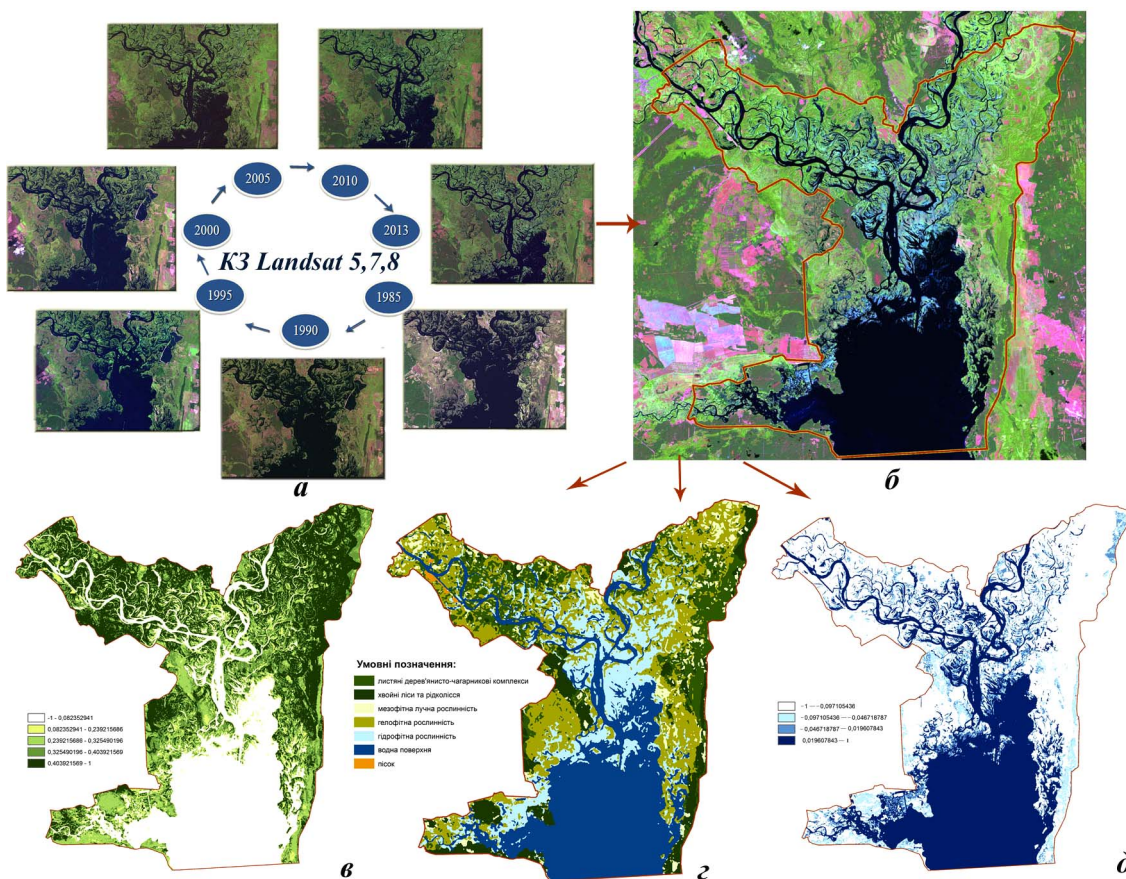


Рис. 3. Дешифрування космічних знімків середньої просторової розрізненості та складання карт біотопів ВБУ Київського водосховища: а — ретроспективний ряд КЗ Landsat з 1985 по 2013 рік; б — космічний знімок Landsat 8 (дата зйомки 13.08.2013); в — розподіл значень нормалізованого вегетаційного індексу (NDVI); г — карта біотопів ВБУ Київського водосховища станом на 13.08.2013 р.; д — розподіл значень нормалізованого водного індексу (NWI)

Таблиця 1.

Значення узагальненого критерію оцінки якості води Київського водосховища за даними ДЗЗ та наземних спостережень ДГМС

Роки	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

стану водних об’єктів та оцінками, здійсненими за космічними знімками з подальшою обробкою отриманих даних методами фрактального аналізу та багатокритеріальної оптимізації.

Гідрологія

Функціонування водних екосистем багато в чому пов’язано з впливом гідрологічних умов на складові компоненти екосистем. Як показали дослідження, рівень і ступінь проточності водойм є факторами, що найбільш істотно впливають на стан водної екосистеми як середовища існування біоти, а також на якісні характеристики води. Змінюючи внутрішній і зовнішній водообмін, рівень води, швидкість течії, можна регулювати самоочисну здатність і біопродуктивність водойм. Щоб реалізувати таку мож-

ливість, необхідно знайти кількісні залежності показників екологічного стану водойм і якості води в них від зазначених елементів водного режиму, який є лише складовою частиною загального комплексу факторів, що визначають стан екосистеми. У цей комплекс входять фізико-географічні характеристики водойм і їхніх водозборів, хімічні, біохімічні і біологічні аспекти формування якості вод, антропогенний вплив і т. д. Таким чином, регулювання водного режиму з метою зміни в потрібному напрямку яких-небудь характеристик водних екосистем повинно погоджуватися з загальною концепцією керування станом екосистеми. При цьому необхідно забезпечити наукову обґрунтованість і доцільність запропонованого рішення, технічну й економічну реальність його реалізації, розрахувати ефективність важелів впливу.

В роботі [29] приведена модель, що описує взаємозв'язок гідрологічних показників (площа водного дзеркала, інтенсивність водообміну, тип мілководь, наявність заплачних водойм тощо) з параметрами, що їх характеризують. Віднесення сукупності гідрологічних параметрів, що характеризують досліджувану ділянку гирла річки, до j -ого типу гідрології виробляється на основі обчислення функції приналежності F_{zn} у відповідності з виразом

$$F_{zn} = \exp \left[- \sum_{i=1}^N \left(\frac{\bar{R}_{ij} - R_i}{2 \cdot \Delta R_{ij}} \right)^2 \right],$$

де: R_i — нормоване (за умовою $\sum_{i=1}^N R_i = 1$) значення i -го параметра гідрології на ділянці, наприклад, площа водного дзеркала; \bar{R}_{ij} — середина бального інтервалу i -го параметра в j -ому типі гідрології; ΔR_{ij} — ширина інтервалу i -го параметра; $i = 1, 2, \dots, N1$; $j = 1, 2, \dots, M1$. В тому випадку, коли параметри задаються дискретним рядом, в формулі F_{zn} на заміну ΔR_{ij} використовуються вагові коефіцієнти b_{ij} , а \bar{R}_{ij} буде відповідати значенням ряду.

На основі цієї моделі визначаються елементи гідрологічного режиму. Віднесення досліджуваної ділянки до конкретного типу гідрологічних параметрів проводиться за максимальним значенням функції приналежності. В таблиці 2 наводиться перелік типів гідрології гирлових зон Дніпра, кожному з яких відповідає певний перелік апріорної інформації про ПТК, гідрохімічних параметрів, якості води і характеру нерестовищ [15].

На основі розроблених математичних моделей для мезокомбінацій, гідрологічних умов, типів зарослих водною рослинністю ПТК і гідрохімічних параметрів створено алгоритм, який дозволить в автоматичному режимі класифікувати сукупність гідрологічних умов і аналізувати екологічний стан різних водних екосистем [29].

Описані методика і розроблена програма були випробувані на прикладі класифікації водної рослинності і визначення якості води в гирловій зоні ріки Прип'яті [31]. На космічному знімку (рис. 4а), супутника "Океан-О" (прилад МСУ-В) дешифрувальником-гідробіологом фіксувалися елементи різної гідрології і підраховувалися їхні площі.

Результати дешифрування були використані як вхідна інформація для класифікації за допомогою розробленої програми виділених рослинних угруповань за типами ПТК.

У результаті обчислень досліджувані ділянки були віднесені до 12 типів ПТК. За розподілом останніх у гирловій зоні ріки було дано якісну оцінку хімічного складу води. За останньою у відповідності з існуючою методикою (Оцінка якості поверхневих вод суші і естуаріїв України КНД 211.1.4.010-94) були виділені ділянки з різною якістю води.

На рис. 4 б приведена карта якості води, що ілюструє результати проведених досліджень. Провірність отриманих оцінок якості води свідчать результати наземних контактних вимірів показників гідрохімічного режиму, виконаних Інститутом гідробіології НАН України в період серпень-вересень 2008 р. на 4-й та 5-й ділянках (210 буїв), на 25-й ділянці (Оташево) і на 26-й ділянці (Березова кладь).

Гідрохімія

Формування гідрохімічного режиму вод Київського водосховища відбувається під впливом багатьох факторів, основними з яких є гідрометеорологічні умови (температура, вітер, освітлення), гідрологічний режим (наявність або відсутність водообміну, рівневий режим), типи ґрунтів та життєдіяльність водних організмів. За період існування Київського водосховища у його гідрохімічному режимі відбулося ряд змін, приміром, середньорічна температура води в ньому зросла на 1.2–1.5°C, а водообмін послабився на 7% [1, 9].

Загалом було проаналізовано 25-річну динаміку 38 гідрохімічних показників ДГМС. 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, хлору (висока кореляція) та показниками вмісту іонів міді, біхроматної окислюваності, кольоровості води, вмістом завислих речовин (значна кореляція).

Посилення заростання водосховища, насамперед, впливає на газовий та седиментаційний режими водойми, певною мірою визначає декотрі інгредієнти сольового складу та мікроелементів. Залежності між показниками розчиненого у воді O_2 і зростанням заростей макрофітів не було виявлено. Концентрація розчиненого у воді O_2 має флюктуаційний характер, проте на сучасному етапі спостерігається поступове збільшення його концентрації.

Дослідженням взаємозв'язку гідрохімічних параметрів та розвитку ВВР показали наявність залежності між зміною площ зарослих акваторій та вмістом розчиненого у воді діоксиду вуглецю, хлору (висока кореляція) та показниками біхроматної окислюваності, кольоровості води, вмістом іонів міді та завислих речовин (значна кореляція) (табл. 3).

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). Такі збільшення

Таблиця 2.

Перелік типів гідрології гирлових зон Дніпра

Тип гідрології	Відкриті прируслові мілководдя, що знаходяться під впливом стокових плинів і вітрохвильової діяльності. Швидкість плину в період паводка досягає 0,6 м/сек у межень — 0,1 — 0,2 м/сек. Промиваемість заростей гарна. Проектне покриття складає 30–60%. Переважають піщані ґрунти.
II	Напівзакриті прируслові мілководдя, зі свіжонамитим піщаним алювієм. Швидкість відкладення алювіальних наносів вище, ніж у попередній групі (2–3 см у рік).
III	Мілководдя на місці розмитих островів центральної заплави. Характеризуються більш вирівняним рельєфом, ніж на прируслових мілководдях. Даний тип рельєфу утворився в результаті слабвиражених акумулятивно-ерозійних процесів.
IV	Відкриті і напівзакриті притерасові мілководдя. Характеризуються більш вирівняним рельєфом заплави. Алювіальні процеси виражені слабо (0,2 мм/рік). Переважають мулисто-торфяно-глеєві групи і торфяники. Ділянки знаходяться під впливом дії вітрових плинів. Промиваемість заростей помірна.
V	Закриті притерасові мілководдя, цілком ізольовані від основного плесу. Характеризуються обмеженим водообміном і інтенсивними процесами накопичення органічної речовини (мул з рослинним детритом). Переважають процеси заболочування.
VI	Найбільш підвищені ділянки мілководь, до яких відносяться численні заплавні острови, що у період паводка на 70–80% залиті водою. Переважають утруповання чагарникової і лугової рослинності.
VII	Ділянки старих заток рукавів і стариць зі слабким водообміном і інтенсивним мулонакопиченням.
VIII	Ділянки відкритих мілководь прісноводного узмор'я зі значною хвильовою активністю, мулисто-піщаними піщанисто-ракушечниковими і мулисто-черепашниковими донними відкладами.
IX	Ділянки відкритих мілководь солоноватоводного узмор'я зі значною хвильовою активністю, мулисто-черепашниковими донними відкладами і піщанисто-ракушечниковими донними відкладами.
X	Конуси виносу й алювіальні обмілини уздовж рукавів, із практично прісною водою, наявністю плину, мулистими та мулисто-піщаними донними відкладами.
XI	Відкриті ділянки прісноводних заток з інтенсивною седиментацією і перевідкладенням наносів.
XII	Відкриті ділянки солоноватоводних заток з інтенсивною седиментацією і перевідкладенням наносів.
XIII	Закриті ділянки прісноводних заток зі слабким водообміном і інтенсивним автосточним мулонакопиченням. Рослинність тут піддана зовнішнім впливам і сама виступає як осреднюючий фактор.
XIV	Закриті ділянки солоноватоводних заток зі слабким водообміном і інтенсивним автосточним мулонакопиченням. Рослинність тут піддана зовнішнім впливам і сама виступає як осреднюючий фактор.
XV	Ізольовані внутрідільтові прісноводні водойми з гіперакумуляцією органічної речовини і припливом свіжої води лише під час повені.
XVI	Ізольовані внутрідільтові солоноватоводні водойми з гіперакумуляцією органічної речовини.
XVII	Екотонні прісноводні ділянки, що окантовують плавневі острови.
XVIII	Солоноватоводні екотонні ділянки міжводно плавневою рослинністю.

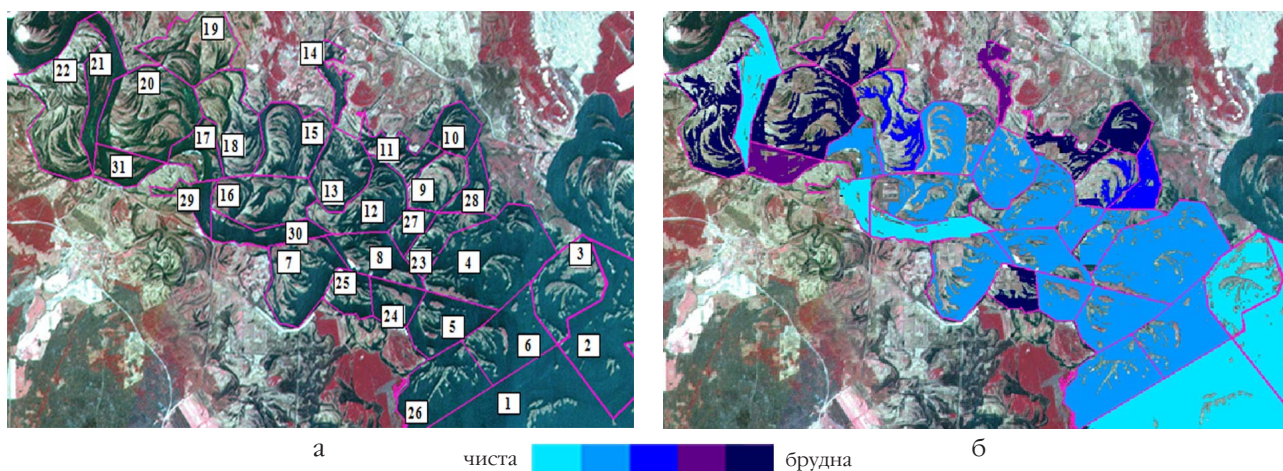


Рис. 4. Фрагмент зображення та картосхеми гирлової зони ріки Прип'ять: а — фрагмент КЗ Landsat 5, на якому цифрами позначені ділянки, у яких контролювалася якість води; б — ділянки різної якості води виділені відповідними тонами

концентрацій розчиненого у воді CO_2 можна пояснити, насамперед, змінами гідрологічного режиму верхніх ділянок водосховища за рахунок уповільнення руху водних мас мілководдями, що інтенсивно заростають.

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 екологічних груп

водної рослинності вказав на активізацію на сучасному етапі процесів евтрофікації та заболочення, що пояснюється інтенсивним протіканням вторинного заплавоутворення. Карбонатний режим водойми обумовлює, зазвичай, зміни величини рН. Вегетація вищої водної рослинності, асимілюючи розчинений у воді діоксид вуглецю, спричиняє зниження його вмісту та впливає на підвищення значень рН. Проте видимого зв'язку між підвищенням кислотності води верхніх ділянок Київського

Таблиця 3.

Величина коефіцієнту кореляції Пірсона між значеннями гідрохімічних показників і площами макрофітів для верхніх ділянок Київського водосховища на період 1986–2013 рр.

Показник	зарості гідрофітів, га	зарості гелофітів, га	загальна площа заростей, га
O ₂ (мг/дм ³)	-0.17	-0.09	-0.091
Діоксид вуглецю (мг/дм ³)	0.839	0.65	0.829
pH	0.232	0.461	0.305
NH ₄ ⁺ + NO ₂ ⁻ + NO ₃ ⁻ (мгN/дм ³)	0.289	0.265	0.268
NO ₃ ⁻ (мгN/дм ³)	0.047	0.317	0.401
Фосфор заг. (мгP/дм ³)	-0.022	-0.097	0.053
Хлоридні іони (мг/дм ³)	-0.855	-0.840	-0.893
Сульфатні іони (мг/дм ³)	-0.497	-0.682	-0.538
Сума іонів (мг/дм ³)	-0.464	-0.359	-0.389
Залізо заг. (мг/дм ³)	-0.411	-0.212	-0.5
Мідь (мг/дм ³)	-0.760	-0.742	-0.776
БСК ₅ (мг O ₂ /дм ³)	-0.192	-0.005	-0.114
ХСК (мг O/дм ³)	0.679	0.588	0.657
Калій (мг/дм ³)	-0.163	-0.191	-0.268
Завислі речовини (мг/дм ³)	0.826	0.799	0.859
Кольоровість (градуси)	0.663	0.604	0.755

водосховища та збільшенням площ заростей не виявлено [8].

Вода Київського водосховища, як і води Дніпра та Прип'яті, відноситься до гідрокарбонатного класу, і вміст іонів хлору у ній завжди був незначним. Зростання площ заростей, сприяє ще більшому його зменшенню за рахунок їх акумулюючих властивостей. Адсорбційними властивостями угруповань водних рослин пояснюється і від'ємна кореляція вмісту міді та зростання площ заростей верхніх ділянок водосховища.

В ході дослідження відібрано 7 основних показників гідрохімічного режиму верхніх ділянок Київського водосховища (параметрів), які в подальшому і були використані для розрахунку узагальнених критеріїв оцінки якості води: O₂, CO₂, фосфор, завислі речовини, NH₄⁺ + NO₂⁻ + NO₃⁻, ХСК, колір.

Регулярний моніторинг за перерозподілом забруднювачів, насамперед радіонуклідів має винятково важливе значення не тільки для контролю функціонування водних екосистем водоймищ, але і для забезпечення належної якості води.

Розподіл радіоактивного забруднення донних відкладень у заростях вищих водних рослин відбувається нерівномірно. Центральна частина прибережних фітоценозів, яка розташована в глибині заростей на відстані до 20 м від його нижньої границі, є зоною підвищеного вмісту радіонуклідів. Так, для Київського водосховища, на цих ділянках вміст Sr⁹⁰ у 4–40 разів, а Cs¹³⁴ + Sr⁹⁰ у 2–26 разів перевищував рівень радіоактивного забруднення донних відкладень у порівнянні з іншими ділянками заростей, а також із такими, де відсутні зарості рослин. У заростях занурених рослин (рдести) радіоактивне забруднення донних відкладень вище, ніж на чистій воді у 3.5 рази для Sr⁹⁰ і в 2.5 рази для Cs¹³⁴ + Cs¹³⁷.

У процесі росту вищі водні рослини, крім радіонуклідів, поглинають із ґрунту й води біогенні елементи (азот, фосфор, калій й ін.), також мікроелементи, у

тому числі ті, що належать до важких металів. Цим поглинанням виконується важлива функція консервації та трансформації забруднювачів та очищення й кондиціонування води. Проте, сезонне відмирання рослин чи падіння рівня води водойм, що обумовлює осушення літоралі й одночасне відмирання рослинності спричиняють залпове повернення у воду (при повторному затопленні) зв'язаних біомасою біогенних елементів.

Найбільш тривалий період зв'язують біогенні елементи повітряно-водні рослини. По-перше, вони розвивають могутню кореневу систему, що складає 30–60%, а іноді 70–80% загальної біомаси, що не відмирає до кінця вегетації. Тому, незважаючи на активний весняний відтік із кореневої системи біогенних елементів для формування надземних пагінців, значна кількість цих речовин залишається в біомасі кореневища й разом із придатковими коренями й старими кореневищами йде в більш глибокі шари донних відкладень, тобто хорониться. Саме ця група рослин найбільше чітко контролюється дистанційними методами при зйомках у період вегетації.

Для інтегральної оцінки забруднення води був обраний критерій на основі методу багатокритеріальної оптимізації — $F_{назем}$. При цьому кореляція сумарного показника хімічного забруднення води (ПХЗ-10) й отриманого значення функції приналежності $F_{назем}$, та обчислених за період з 1989 по 2013 рр. становить 0.94. Це доводить, що отриманий таким чином узагальнений критерій оцінки хімічного забруднення води може бути використаним на рівні з показниками інтегральних індексів розрахованими загальноприйнятими методами [26].

Геологія (розподіл радіонуклідів у Київському водосховищі)

Відомо, що важливу роль в накопиченні і розподілі радіонуклідів (РН) у донному геологічному відкладі водойм відіграє рельєф дна, який в основ-

ному визначається розломними структурами. Тому вивчення у сучасному рельєфі розломів, а також обмежених ними блоків земної кори допоможе зрозуміти особливості літоральної міграції донного геологічного відкладу. Крім того, у зонах розломів відбувається інтенсивна фільтрація води з розчинними у неї компонентами [12]. Ці явища мають особливе значення для Київського водосховища в якому накопичено багато РН після аварією на Чорнобильській АЕС. В роботі [30] метою дослідження було оцінити літоральну міграцію донного геологічного відкладу та розподіл РН з використанням матеріалів структурного дешифрування різночасових космічних знімків різної просторової розрізненості (Океан-О, SPOT і Landsat). Враховуючи порівняно невелику ширину водойми (середня — 8.4 км, максимальна — 12 км), виділені на берегах структури були екстрапольовані у межі її дна. Виділення розривних структур проводилося А. Я. Ходоровським з використанням контрастно-аналогового та індикаційного прийомів структурного дешифрування космічних зображень у межах суші, прилеглої до акваторії водосховища. Як додаткові матеріали використовувались дані наземних геофізичних досліджень, результати аналізу морфології рельєфу суходолу, дна Київського водосховища і р. Прип'ять за топокартами різних років, а також дані гідробіологічних, гідроекологічних, радіоекологічних досліджень.

В результаті проведених досліджень було складено структурну схему району: розломи, блоки, кільцеві структури й вузли перетинання розломів, тобто всі геологічні структури, що впливають на латеральне переміщення відкладів та вертикальну проникність і фільтрацію підземних вод (рис. 5). За даними дешифрування космічних знімків були виділені зони лінементів, що відповідали регіональним зонам розломів, також були виділені дві кільцеві структури та вузли перетинів зон розломів. У межах дна водойми виділено три великі блоки, що розрізняються за гіпсометричним положенням і характером рельєфу. Це блоки — північний, який розташовано у північній частині водойми, центральний — знаходиться між Тетерівською затокою й селищем Толокунь та південний, до якого відноситься південна частина водойми [4].

Виходячи з проведених досліджень найбільш небезпечною ділянкою, з позиції забруднення підземних вод радіонуклідами є північна частина водойми, де сходяться Прип'ятьський і Дніпровський відроги. У цьому місці перетинаються порушення Одесько-Тальновської, Південної прибортової та Тетерівської зон розломів і одного із субширотних порушень Північно-Української горстової зони. Ще три вузли перетинання Одесько-Тальнівської зони розломів з більш дрібними структурами встановлені в межах Київського водосховища. Один з них розташовано навпроти Тетерівської затоки, інший —

навпроти селища Толокунь, а третій — проти селища Лютіж. Найбільш небезпечним із погляду забруднення підземних вод слід вважати вузол у районі Тетерівської затоки. Тут на дні водойми накопичено значну кількість різних токсикантів. Крім того, ще один вузол розломів розташований у районі Чорнобильської АЕС. Тут перетинаються Південна прибортова й Брусилівська зони розломів з одним із порушень, що відноситься до Північно-Української горстової зони. Підвищенню проникності порід у межах цього вузла сприяє і розташована тут Чистогалівська кільцева структура. Високий вміст РН і важких металів у поверхневих відкладах на цій території та підвищена проникність порід робить цей район особливо небезпечним із погляду забруднення підземних вод [6].

Виділені розломи розчленували територію на серію відокремлених блоків різних розмірів розвиток яких відбувався переважно автономно. На етапі формування рельєфу це знайшло відображення в їх різному гіпсометричному положенні і у різній морфології рельєфу. Як було вказано вище, усього в межах дна водойми виділяються три найбільших за площею блоки — північний, центральний і південний. В свою чергу ці блоки складаються з блоків менших розмірів. Їх границі визначаються переважно розломи Одесько-Тальновської зони, що обмежують блоки із заходу й сходу, і субширотні порушення, що обмежують блоки з півночі й півдня. Розломи північно-західного й північно-східного напрямків відігравали другорядну роль у визначенні границь блоків. У межах вказаних вище блоків за результатами досліджень було виділено шість відособлених блоків першого порядку. Так, північний блок характеризується вирівняним рельєфом дна. У центрального блока поверхня дна розчленована, виділяються невеликі лінійні підняття, розділені більшими пониженнями. Рельєф дна у межах південного блока відзначається порівняно широким розвитком вузьких витягнутих підняття і западин переважно субмеридіонального й субширотного простягання. По особливостях розподілу рівня дна й морфології рельєфу вказані блоки поділяються на західну й східну частини. Східні частини блоків відрізняються від західних більш вирівняним слабо розчленованим рельєфом дна й переважним розвитком понижень. Межа між західною й східною частинами блоків проходить по вузьких лінійних блоках високих порядків, що характеризуються, звичайно, мінімальними значеннями відміток рельєфу дна [7].

Аналіз наявних матеріалів по розподілу РН у воді, суспензіях і донних геологічних відкладі показує, що в правобережній частині водойми, дно якої відрізняється більшим підняттям і розчленованим рельєфом, вміст РН значно вищий, ніж у лівобережній, де рельєф дна більш рівний. Слід припустити, що нерівності дна виявилися "пастками" на шляхах переміщення осадів, що містять радіонукліди.

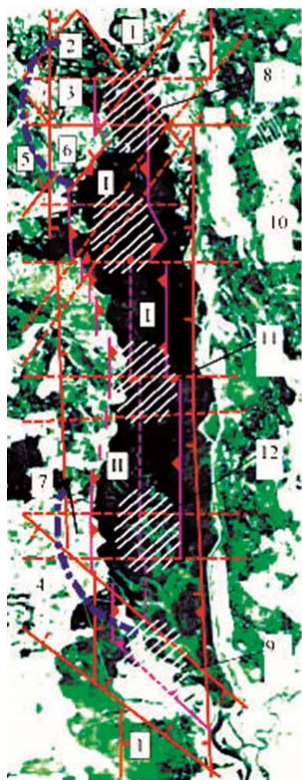


Рис. 5. Структура рельєфу дна Київського водосховища за результатами аналізу космічних знімків супутників Океан-О, SPOT і Landsat. Зони розломних порушень, що визначають розподіл радіонуклідів, позначені пунктирними лініями та цифрами. Зони порушень: 1 — Одесько-Тальнівська; 2 — Північно-Українська горстова; 3 — Південно-прибортова; 4 — Дніпродзержинська; 5 — Тетерівська. Кільцеві структури: 6 — в р-ні Опачичи-Страховісся; 7 — в р-ні гирла р. Ірпінь. Вузли перетинання розломів: 8 — на півночі Кихвського водоймища; 9 — на півдні Кихвського водоймища; 10 — в р-ні Тетерівської затоки; 11 — в р-ні селища Толокунь; 12 — в р-ні селища Лютиж

Таким чином, виділені за космічними знімками тектонічні блоки, що проявилися в сучасному рельєфі, вплинули на розподіл і перерозподіл РН у донних відкладах Київського водосховища. Морфологія дна, зміни в гіпсометричних відмітках рельєфу, зв'язані з розломами земної кори, впливають на перерозподіл придонних шарів води і можуть бути причиною нерівномірності розподілу РН у Київському водоймі. З виділених трьох вузлів перетинання розломів найбільш небезпечним, із погляду забруднення підземних вод, є вузол, який розташований у північній частині водосховища.

Утворення стабільних ділянок підвищеної концентрації тих чи інших забруднюючих речовин в умовах мілководних водойм під впливом вітровим збурюванням, може бути однією з причин локального погіршення якості води за рахунок перевищення нормативних показників хімічних сполук. Вивчення розломно-блокових структур, що впливають на перерозподіл придонних водних потоків і седиментів, дозволить більш точно прогнозувати виникнення екстремальних ситуацій.

Особливості геологічної будови дна водосховища і його виразність у рельєфі необхідно враховувати при створенні мережі контрольних станцій для проведення моніторингу якості води не тільки поверхневих, але і підземних вод, а також рівня забруднень донних відкладів. Не виключено, що розломи, крім функції перерозподілу РН у донних відкладах, можуть мати і прямий вплив на рівень радіоактивності за рахунок викиду ^{208}Po , однак це питання вимагає окремих досліджень.

Гідромеліорація

Сутність дисципліни полягає у поліпшенні водного балансу та водного режиму земель шляхом їх осушення чи зрошення. На практиці гідромеліорація суттєво змінює елементи водного балансу, особливо випаровування та річковий стік, що впливає на функціонування водних екосистем у цілому.

Найвпливовішою гідромеліоративною складовою дією на водні екосистеми вважається зрошення. За умовами головного чинника еволюційного перетворення — тепломасообміну зрошення характеризується додатковим надходженням водних розчинів з поверхні у шари ґрунтів і порід, тобто збільшенням об'єму води в геосистемі і приносом у неї технічних речовин. Вплив іригації проявляється перш за все в інфільтраційній дії — гідродинамічній дії води, що проникає у геосередовище і змінює стан його компонентів. Тривале зрошення спричинює низку екологічних проблем, зокрема вторинне засолення й осолонцювання ґрунтів. Із зрошенням також пов'язана проблема раціонального використання води. Водокористування при цьому розглядається як складна система з розподіленими параметрами [10], яка потребує аналізу та контролю за комплексом показників і критеріїв. Систему можна представити у вигляді сукупності основних технологічних операцій: водозабір–водорозподіл–полів–водовідведення. Дана структура має певну функціональну ієрархію: від рівня сільськогосподарських зрошуваних полів, на яких формується дефіцит водоспоживання, до внутрішньогосподарських, міжгосподарських і магістральних каналів.

З позиції зрошення математичною моделлю водокористування є рівняння водного балансу [10], прибуткову частину якого складають: водоподача із джерел зрошення, атмосферні опади та боковий приплив у канали з ґрунтових вод, а витратну: водозабір, фільтрація, скиди, випаровування та зміна об'ємів води у каналах. Рівняння складається для кожної структурної ланки системи: зрошуваних полів, зрошувальних каналів, дренажно-скидних мереж. У будь-якому випадку обов'язково присутні зміни водних запасів, що характеризують демпферність зрошувальної системи (саморегульовальну здатність) і які складно (майже неможливо) визначати наземними методами при польових дослід-

женнях. Проте, завдяки космічному геомоніторингу, це завдання успішно вирішується.

Одним із складників системи просторового оцінювання водно-екологічних та еколого-меліоративних ситуацій є запропонований метод визначення зміни водних запасів за супутниковими даними. Суть методу полягає в аналізі системи радіаційного, енергетичного та водного балансів і поступовому розв'язанні їх складників, беручи за основу супутникову інформацію [33]. Елементи балансів, в свою чергу, описують зв'язок між вмістом вологи на поверхні та енергетичними ресурсами атмосфери, між енергетичним і радіаційним балансами, надходженням води до земної поверхні і її витратами. Результатом моделювання та аналітичних перетворень величин довжин хвиль електромагнітного випромінювання від видимого до інфрачервоного каналів супутникових даних є просторово розподілена інформація про дисбаланс (зміну вологи) території у межах зрошувальної системи.

Метод апробовано для умов зрошення на пілотній території дослідного господарства “Асканійське” Асканійської державної сільськогосподарської дослідної станції Інституту зрошувального землеробства НААН, що знаходиться в Каховському районі Херсонської області з застосуванням мультиспектральних даних супутників Landsat 7 (станом на 18.08.2008 р.) та Landsat 5 (станом на 08.08.2011 р.). Моделювання та розрахунки виконано у програмному забезпеченні Erdas Imagine. На рис. 6 наведено алгоритм визначення зміни водних запасів, а на рис. 7 — карти просторового розподілу елементів системи трьох балансів.

За результатами моделювання зв'язку між вмістом вологи на поверхні та енергетичними ресурсами атмосфери для пілотної території побудовано тематичну карту сумарної радіації (R_n).

Енергію, що витрачається на нагрівання або охолодження верхнього шару ґрунту, обчислено за непрямым методом через компоненту рослинного покриву, на підставі чого отримано карту теплового потоку у ґрунті (G_o). Значення відчутного теплового потоку отримано з побудованої відповідної тематичної карти (H), а прихованого тепла від випаровування з ґрунту — з карти значень Λ .

Зміну водних запасів ΔV визначено відповідно до динаміки накопичення та втрати вологи у межах пілотної території (зрошувані поля господарства) при проведенні поливів з перерахунком на добу. Відомості про строки та поливні норми для культур надано господарством “Асканійське”. На основі аналізу метеоумов на дати отримання знімків з'ясовано, що опади в ці дні були відсутні. Таким чином, окрім як від дощувальної техніки, роботу якої було розпочато о 8-й годині ранку, води на поля не надходило.

У заголовковому файлі знімків зазначено, що сканування земної поверхні відбувалося о 12-й годині

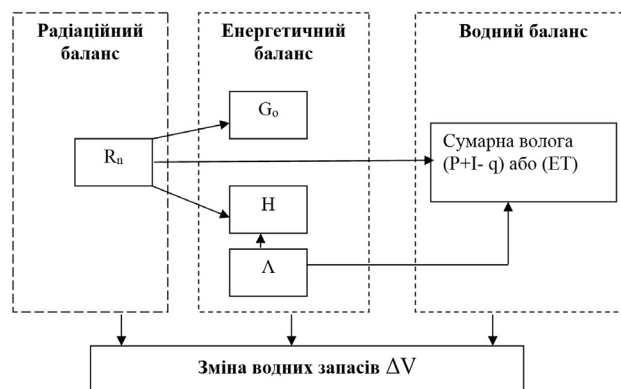


Рис. 6. Схема визначення зміни водних запасів

ранку. За проміжок часу, що складає чотири години на поля було подано певну кількість поливної норми. На рис. 8 наведено результати моделювання динаміки накопичення (білі пікселі) та втрати вологи (чорні пікселі), що є зміною водних запасів, а також векторна карта наявних водних запасів у межах зрошувального поля, яка була отримана шляхом обчислення функції приналежності методу багатокритеріальної оптимізації. При цьому розв'язок задачі було зведено до субоптимального.

На основі площ виділених зволжених ділянок (растрове зображення) ΔV з використанням для розрахунку спеціальної програми була обчислена функція F_{pixel} що характеризувала поливну норму. В ході аналізу було встановлено, які саме пікселі чорні (вологі) чи білі (сухі) складають вилиту на поле норму.

Отримана карта наявних водних запасів дає відповідь на питання, чи дотримано строки і норми поливу. Наведене на векторній карті значення 349 мм — це наявна волога (при 350 мм поданої води на зрошення), тоді $\Delta V = -1$ мм і, відповідно, полив виконано. Якщо необхідно подати 600 мм, а отримане значення (на карті) 570 мм, то величина недополиву на момент визначення 30 мм, або полив ще не закінчено.

Висновки

Результати мультидисциплінарного аналізу дистанційних і наземних досліджень на основі системного аналізу показали ефективність інтегральної оцінки стану водних екосистем із залученням знань з різних наукових дисциплін: екології, гідробіології, гідрології, гідрохімії, геології.

Розробка і апробація алгоритму оцінки стану водних екосистем на основі методу багатокритеріальної оптимізації та аналізу ієрархій дозволило сформулювати узагальнюючий критерій — функцію приналежності та ієрархічну модель, які поповнили методичну базу дистанційних аерокосмічних досліджень в природокористуванні.

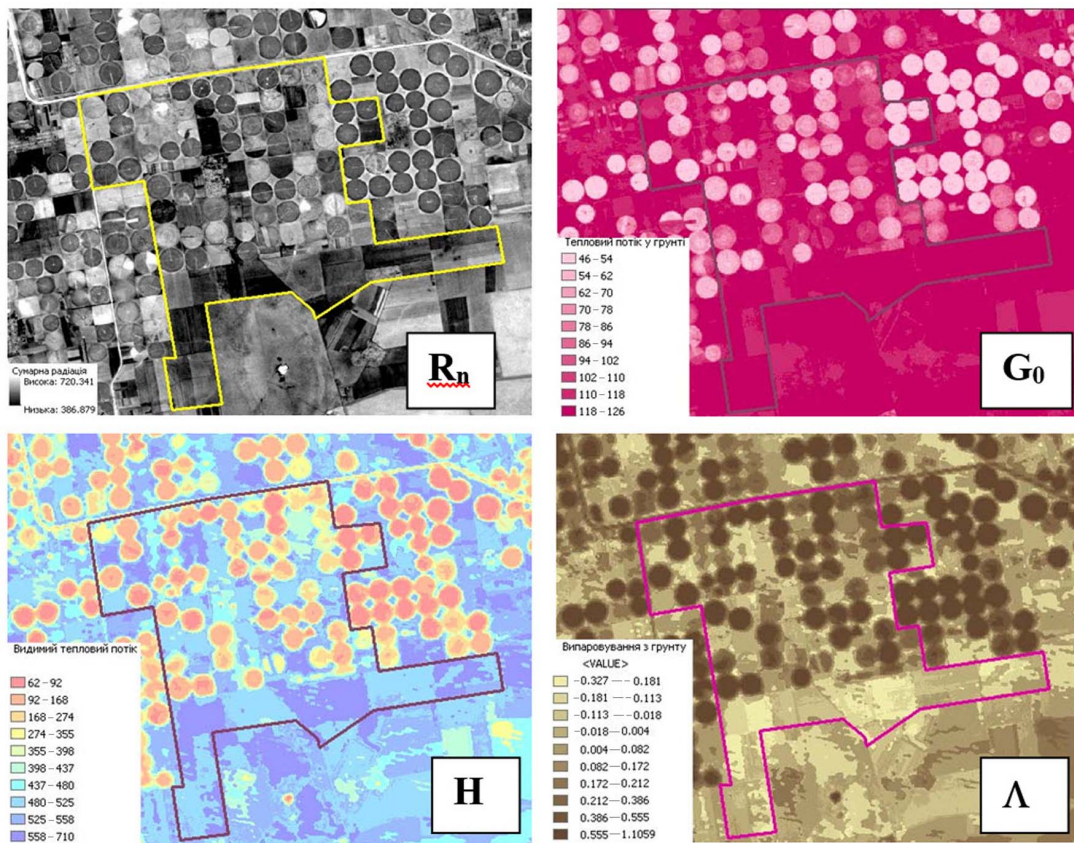


Рис. 7. Просторовий розподіл елементів системи енергетичного, радіаційного і водного балансів

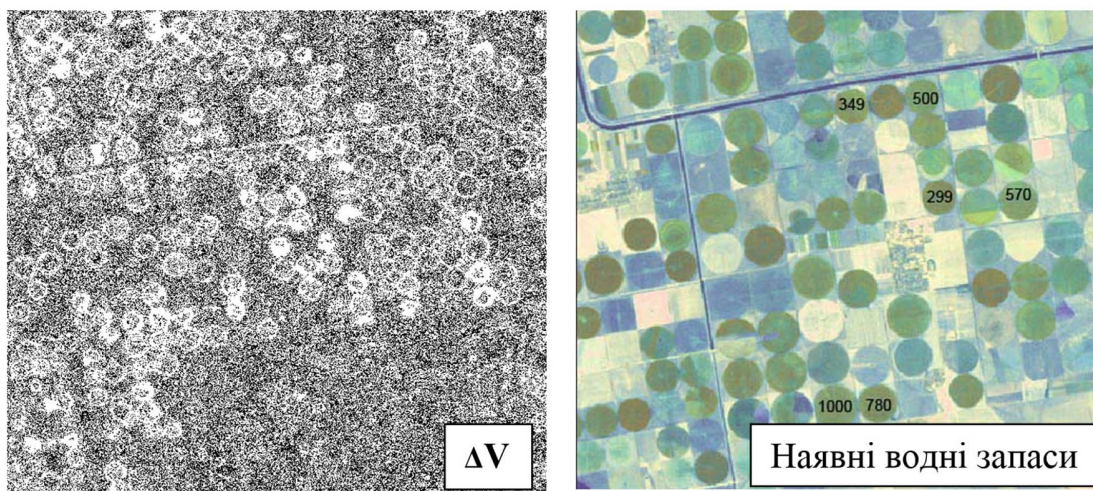


Рис. 8. Просторовий розподіл зміни водних запасів ΔV та векторна карта величин наявних водних запасів (мм)

Вивчення загальної картини заростання водних об'єктів із комплексним використанням космічної і наземної інформації дозволяє прослідкувати зміни площ основних типів рослинних угруповань (біотопів та природно-територіальних комплексів) і прогнозувати їх подальший розвиток під дією різних чинників.

Дослідженням взаємозв'язку гідрохімічних параметрів та розвитку угруповань вищих водних рослин в рівнинному водосховищі показали наявність

залежності між зміною площ зарослих акваторій та вмістом розчиненого у воді діоксиду вуглецю, хлору та показниками біхроматної окиснюваності, кольоровості води, вмістом іонів міді та завислих речовин.

Порівняння просторово розподіленої інформації — тематичних карт, які отримані за супутниковими даними і наземною інформацією засвідчило можливість застосування запропонованого методу для виконання кількісного оцінювання про-

цесу проведення поливів сільськогосподарських культур у межах господарства та зміни запасів водних ресурсів у часі.

Набутий у ході досліджень Київського водосховища понизових ділянок Дніпра, озера Світязь та території ДП “Дослідне господарство “Асканійське” Асканійської державної сільхозгосподарської дослідної станції Інституту зрошуваного землеробства досвід комплексного використання різнодисциплінарних матеріалів може бути застосований як методична основа для оцінки інших територій України.

Література

1. Абіотичні компоненти екосистеми Київського водосховища / за ред. В. М. Тімченко. — К.: Логос, 2013. — 60 с.
2. Артюшенко М. В. Фрактальний аналіз спектрограмм растительного покрова в задачах природопользования / М. В. Артюшенко, Л. В. Подгородецкая, А. Д. Федоровский // Доповіді Національної академії наук. — 2010. — № 8. — С. 113–119.
3. Артюшенко М. В. Мультифрактальный анализ биоразнообразия и ценотической структуры сообщества растений по данным дистанционного зондирования / М. В. Артюшенко, Л. Н. Зуб, Л. В. Подгородецкая, А. Д. Федоровский // Доповіді Національної академії наук. — 2011. — № 9. — С. 132–141.
4. Белевцев Я. Н. Космотектоническая карта Украинского щита / Я. Н. Белевцев, С. С. Быстревская, Н. П. Семенов // Исследования Земли из космоса. — 1982. — №4. — С. 4–14.
5. Гейны С. Макрофиты — индикаторы изменений природной среды / С. Гейны, Д. В. Дубына, К. М. Сытник [и др.]. — К.: Наукова думка, 1993. — 433 с.
6. Гудзенко В. В. Вертикальная миграция осколочных радионуклидов. Итоги десятилетних наблюдений / В. В. Гудзенко, И. П. Онищенко, В. М. Шестопалов // Чернобыль-96: Сб. тез. — 2996. — С. 53–55.
7. Давидчук В. С. Ландшафты Чернобыльской зоны и их оценка по условиям миграции радионуклидов / В. С. Давидчук, Р. Ф. Зарудная, С. В. Михели и др. — К.: Наук. думка, 1994. — 112 с.
8. Зуб Л. М. Формування рослинного покриву та деякі особливості гідрохімічного режиму Київського водосховища / Л. М. Зуб, О. В. Томченко // Екологічні науки: науково-практичний журнал; головний редактор О. І. Бондар. — К.: ДЕА, 2015. — №8. — С. 27–39.
9. Киевское водохранилище. Гидрохимия, гидробиология, продуктивность / Под ред. Я. Я. Цееба, Ю. Г. Майстренко. — К.: Наукова думка, 1972. — 460 с.
10. Коваленко П. І. Раціональне використання води при зрошенні / П. І. Коваленко, Ю. О. Михайлов // Аграрна наука. — 2000. — 154 с.
11. Лялько В. І. Використання космічної інформації у вирішенні водогосподарських і водоохоронних завдань / В. І. Лялько, О. Д. Федоровський, Л. Я. Сиренко та ін. // Космічна наука і технологія. — 1997. — №3/4. — С. 40–49.
12. Лялько В. І. Оценка влияния разломных структур на распределение радионуклидов в донных отложениях с использованием космических снимков / В. И. Лялько, Л. А. Сиренко, А. Д. Федоровский, А. Я. Ходоровский, В. М. Шестопалов // Космічна наука і технологія. — 2000. — Т. 6. — №2/3. — С. 31–38.
13. Междисциплинарные исследования в науке и образовании. Официальная страница электронного журнала “Междисциплинарные исследования в науке и образовании”. — [Электронный ресурс]. — Режим доступа: <http://mino.esrae.ru/>. — Дата обращения 03.11.2015. — Название с экрана.
14. Підгородецька Л. В. Використання інформації космічного геомоніторингу для оцінки екологічного стану водойм на прикладі озера Світязь / Л. В. Підгородецька, Л. М. Зуб, О. Д. Федоровський // Космічна наука і технологія. — 2010. — Т. 16. — № 4. — С. 51–56.
15. Романенко В. Д. Экологические проблемы Днепра в ретроспективе и на современном этапе. / В. Д. Романенко, Л. А. Сиренко, А. Д. Федоровский // Гидробиол. журнал. — 1998. — Т. 34. — №5. — С. 3–10.
16. Саати Т. Принятие решений при зависимостях и обратных связях: аналитические сети. / Т. Саати — М.: Книжный дом “ЛИБРОКОМ”, 2009. — 360 с.
17. Саати Т. Принятие решений. Метод анализа иерархий / Т. Саати — М.: Радио и связь, 1993. — 186 с.
18. Соколовская А. В. Методические основы дистанционных аэрокосмических исследований в природопользовании, как мульти-междисциплинарное научное направление / А. В. Соколовская, А. Д. Федоровский // Украинський журнал дистанційного зондування Землі — 2015. — № 4. — С. 10–25. [Електронний ресурс]. — Режим доступу: <http://ujrs.org.ua/ujrs/index>. — Дата звернення 03.11.2015. — Назва з екрану.
19. Соколовська А. В. Використання системних методів аналізу космічної інформації ДЗЗ для визначення екологічного стану антропогенно змінених ландшафтів / А. В. Соколовська, О. В. Томченко // Матеріали 13-ї Міжнародної конф. “Геоінформатика — теоретичні і прикладні аспекти”, (Київ, Україна, 13–16 травня 2013). — К.: Наукова думка, 2013. — С. 1–6.
20. Пат. 104662 Україна, МПК G06K 9/00, G01V 9/00, G01S 17/00. Спосіб дешифрування оптичних аномалій на аерокосмічних знімках / О. Д. Федоровський, В. Г. Якимчук, А. В. Соколовська, О. В. Томченко; заявник та власник патенту ДУ “Науковий Центр аерокосмічних досліджень Землі Інституту геологічних наук Національної академії наук України”. — № а 2012 09156; заявл. 25.07.2012; опубл. 25.02.14, Бюл. № 4.
21. Тімченко І. Е. Системний менеджмент і АВС-технології устійчивого розвитку / Тімченко І. Е., Ігумнова Е. М. // Севастополь: МГИ НАН України. — 2000. — 225 с.
22. Томченко О. В. Аналіз динаміки заростання макрофітами верхів'я Київського водосховища на основі ПС/ДЗЗ-технологій / О. В. Томченко // Ученые записки Таврического национального университета им. В. И. Вернадского. Серия: География. — 2013. — Т. 26 (65). — № 1. — С. 159–164.

23. 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, Київ. Нац. ун-т буд-ва і архіт., НАН України, Ін-т телекомунікацій і глобал. інформ. простору; редкол.: О. С. Волошкіна, О. М. Трофимчук (голов.ред.) [та ін.]. — К., 2014. — Вип. 15. — С. 31–39.
24. Томченко О. В. Оцінка екологічного стану водно-болотних угідь верхніх ділянок Київського водосховища / О. В. Томченко, Л. М. Зуб, А. В. Сагайдак // Збірник наукових статей: Екологія водно-болотних угідь і торфовищ. — К.: ТОВ НВП “Інтерсервіс”, 2014 — С. 246–251.
25. Федоровский А. Д. Системный подход к оценке эффективности аппаратурных комплексов дистанционного зондирования Земли / А. Д. Федоровский, Л. Ф. Даргейко, В. П. Зубко, В. Г. Якимчук. // Космична наука і технологія. — 2001. — Т 7. — № 5–6. — С. 75–79.
26. Федоровский А. Д. Использование космической информации для контроля состояния водных объектов черномыльской зоны / А. Д. Федоровский, Л. А. Сиренко, А. Я. Ходоровский, Рябоконтенко А. Д. // Гидробиологический журнал. — 1999. — Т. 35, № 4. — С. 3–11.
27. Федоровский А. Д. К вопросу оценки экологического состояния аквально-наземных ландшафтных комплексов на основе системного подхода / А. Д. Федоровский, Л. Ф. Даргейко, Т. Н. Дьяченко, В. Г. Якимчук // Доповіди Національної академії наук. — 2000. — №5. — С. 129–131.
28. Федоровский А. Д. Оценка экологического состояния водоемов с использованием космической информации / А. Д. Федоровский, Л. А. Сиренко, Э. Л. Звенигородский, И. Ю. Иванова, К. Ю. Суханов, В. Г. Якимчук // Космична наука і технологія. — 1996. — №5–6. — С. 103–106.
29. Федоровський О. Д. Методичні аспекти класифікації аквально-наземних ландшафтів в зоні шельфу / О. Д. Федоровський, К. Ю. Суханов, В. Г. Якимчук, Т. Н. Дьяченко // Глобальна система спостережень Чорного моря. МГІ НАН України. — Севастополь. — 2000. — С. 24–29.
30. Шестопалов В. М. О влиянии разломных структур на распределение радионуклидов в донных отложениях Киевского водохранилища / В. М. Шестопалов, В. И. Лялько, А. Д. Федоровский, Л. А. Сиренко, А. Я. Ходоровский // Доповіди Національної академії наук України. — 2000. — № 8. — С. 131–134.
31. Fedorovsky A.D. The estimation of ecological condition of natural water systems with use of system approach / A. D. Fedorovsky, K. Yu. Suhanov, V. G. Yakimchuk // International Archives of Photogrammetry and Remote Sensung. — Budapest. — 1998 — Vol. XXXII. — Part 7. — P. 706–707.
32. Fedorovsky A .D. Use of the remote control for revealing sites of danube with various speed of water stream on the basis of phytoindication / A.D. Fedorovsky, T. N. Dyachenko, L. A. Sirenko // 32 Konferenz der IAD. Wien. — Osterreich. — 1997. — С. 211–215.
33. Iliencko T. Merging Remote Sensing and In Situ Data for Estimation of Energy balance Components Under Climate Change Conditions: Ukrainian Step Zone. Use of satellite and In-Situ Data to Improve Sustainability / T. Iliencko, E. Vlasova // NATO Science for Peace and Security Series C: Environmental Security, DOI 10.1007/978-90-481-9618_31, ©Springer Science+Business. — 2011. — Chapter 32. — P. 273–283.

МУЛЬТИДИСЦИПЛИНАРНИЙ АНАЛІЗ АЕРОКОСМІЧЕСЬКОЇ І НАЗЕМНОЇ ІНФОРМАЦІЇ ПРИ ОЦІНЦІ СТОСТАННЯ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ НА ОСНОВЕ МЕТОДІВ СИСТЕМНОГО АНАЛІЗА

А. Д. Федоровський, А. В. Хижняк, О. В. Томченко, Л. Н. Зуб, Л. В. Подгородецкая, Т. Н. Дьяченко, А. Н. Шевченко, Е. В. Власова, А. Я. Ходоровський, В. Г. Якимчук

В статтю розглянуті результати мультидисциплінарного підходу к аналізу аерокосміческї і наземної інформації при оцінці стану водних екосистем на основі методів системного аналізу з використанням даних, отриманих в суміжних наукових областях знань: екології, гідробіології, гідрології, гідрохімії, геології, гідромеліорації.

Ключевые слова: ДЗЗ — дистанційне зондування Землі, геомоніторинг, ПТК — природно-територіальні комплекси, ВВП — вища водна рослинність, гідробіологія, гідрологія, гідрохімія, геологія, гідромеліорація, якість води

THE MULTIDISCIPLINARY ANALYSIS OF THE AEROSPACE AND GROUND INFORMATION WHILE ASSESSING THE STATUS OF WATER ECOSYSTEMS BASED ON THE METHODS OF SYSTEM ANALYSIS

A. D. Fedorovsky, A. V. Khyzhnyak, O. V. Tomchenko, L. N. Zub, L.V. Podgorodetska, T. N. Dyachenko, A. N. Shevchenko, E. V. Vlasova, A. Ya. Khodorovsky, V. H. Yakymchuk

The article describes the results of the multidisciplinary approach to the analysis of the aerospace and ground information while assessing the condition of the aquatic ecosystems based on the methods of system analysis using knowledge from different studies: ecology, hydrobiology, hydrology, hydrochemistry, geology, hydromelioration.

Keywords: RS — remote sensing, geomonitoring, NTC — natural-territorial complexes, HAP — higher aquatic plants, hydrobiology, hydrology, hydrochemistry, geology, hydromelioration, water quality