

объеме (режимы с высокими рисками), но и приводит к каскадным авариям в рамках Единой электроэнергетической системы Украины.

1. *Проблемы и перспективы использования искусственных нейронных сетей в энергетике. Ч. I. Моделирование* / Г.К. Вороновский, К.В. Махотило, С.А. Сергеев // *Проблемы общей энергетики.* – 2006. – № 14. – С.50. 2. Дубовський С.В., Кобрін П.П. *Моделювання перспективних параметрів навантаження об'єднаної енергосистеми України з урахуванням різних рівнів енергозбереження // Технічна електродинаміка. Тематичний випуск: Енергозбереження в Україні: Законодавство, теорія, практика.* – 2003. – С.70-73. 3. Кудрявцева М.С. *Моделі вибору методів для діагностики трансформаторного обладнання // Радиоелектроника и молодежь в XXI веке: Сб. научн. трудов 11-го Международного молодежного форума. Харьков, 10-12 апреля 2007 г.* – Харьков; К.; Минск; Рязань, 2007. – Ч. 1. – С. 416. 4. Левыкин В.М., Кудрявцева М.С. *Математические модели определения причин и последствий нарушений работы трансформаторного оборудования // Радиоэлектронные и компьютерные системы.* – 2006. – №1 (10). – С. 42 – 50. 5. Кудрявцева М.С. *Моделі вибору методів для діагностики трансформаторного обладнання // Радиоэлектроника и молодежь в XXI веке: Сб. научн. трудов 11-го Международного молодежного форума. Харьков, 10-12 апреля 2007 г.* – Харьков; К.; Минск; Рязань, 2007. – Ч. 1. – С. 416. 6. *Методический подход к расчету пороговых значений индикаторов для анализа энергетической безопасности на примере Молдавской энергосистемы* / Е.В. Быкова // *Проблемы общей энергетики.* – 2003. – №8. – С. 70. 7. Грудинский П. Г., Мандрыкин С. А., Улицкий М. *С.Техническая эксплуатация основного электрооборудования станций/подстанций/ Под ред. П. И. Устинова.* — М.: Энергия, 1974.—576 с. 8. Жихарев В.Я. *Математические основы проектирования рекурсивных автоматов с программируемой логикой* / В.Я. Жихарев, В.М. Илюшко, И.В. Чумаченко. – Х.: Факт, 1999. –144 с.

УДК 504.75:681.2.543

Н. Луців, В. Юзевич*

Львівський інститут економіки і туризму,
кафедра товарознавства і експертизи товарів,

* Фізико-механічний інститут ім. Г. Карпенка НАН України, Львів

ЕЛЕМЕНТИ МАТЕМАТИЧНОГО МОДЕЛЮВАННЯ ГІДРОБІОЛОГІЧНИХ ХАРАКТЕРИСТИК ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ

Ї Луців Н., Юзевич В., 2009

Запропоновано рекомендації щодо моделювання гідробіологічних процесів в озерах з урахуванням умов взаємодії з водним середовищем.

Offered the recommendation for the modelling of hydrobiological processes in lakes taking into account the terms of co-operating with a water environment.

Вступ

Проблема оцінки якості водного середовища озер пов'язана з умовами існування біологічних популяцій. Надходження забруднень змінює трофічність і приводить до виживання найстійкіших представників біологічних популяцій (зокрема, гідробіонтів, зоопланктону, фітопланктону) в екологічній системі (екосистемі).

Екосистема озера – складна ієрархічна структура організованої матерії, в якій при об'єднанні хімічних та біологічних компонентів в більші функціональні одиниці виникають нові процеси та властивості, що відсутні на попередньому рівні; є єдиним стійким природним комплексом живих організмів і природного середовища, в якому вони існують; відкритою термодинамічною системою,

що існує за рахунок надходження з довкілля енергії та речовини і має здатність до саморозвитку та саморегуляції.

Новизна комплексної проблематики моделювання гідробіологічних процесів в озері в тому, що у цій праці запропоновано моделювати взаємодію гідробіонтів, зоопланктону і фітопланктону з водним середовищем на основі балансових співвідношень і використати результати моделювання для розроблення критеріїв оцінки якості води і екологічного нормування. При цьому розглянуто основні гідробіологічні параметри, які входять до математичної моделі, що описує гідробіологічні, гідрохімічні та водні режими в акваторії озер ШНПП.

Екологічне нормування має відношення до контролю та обліку так званого припустимого навантаження на водну екосистему. Припустимим вважається таке навантаження (природне і антропологічне), під впливом якого відхилення параметрів екосистеми від нормального стану не перевищує амплітуди коливань природних змін і, отже, не викликає небажаних наслідків у живих організмах і не веде до погіршення якості водного середовища. Сьогодні відомі лише деякі спроби обліку природного й антропологічного навантаження для рослин суші й для водоймищ рибогосподарського призначення.

Як санітарно-гігієнічне, так і екологічне нормування ґрунтується на знанні ефектів, що впливають на живі організми. Одним з важливих термінів нормування й токсикології є поняття шкідливої речовини. Шкідливими вважаються всі речовини, вплив яких на біологічні системи може призвести до негативних наслідків. Крім того, як правило, всі ксенобіотики (чужорідні для живих організмів, штучно синтезовані речовини) розглядають як шкідливі.

Установлення нормативів якості водного середовища ґрунтується на концепції пороговості впливу. Поріг шкідливої дії – це мінімальна доза речовини, при впливі якої в організмі виникають зміни, що виходять за межі фізіологічних і пристосувальних реакцій або призводять до неявної (тимчасово компенсованої) патології.

Гранична доза речовини (гранично допустима концентрація (ГДК) або гранична дія взагалі) викликає у водному середовищі, а також у біологічних організмах відгук, який не може бути скомпенсований за рахунок механізмів підтримки внутрішньої рівноваги організму [1]. Прикладом таких змін може бути незбалансована евтрофікація, внаслідок чого більша частина флори та фауни водойми може бути знищеною, а екосистема – різко та катастрофічно зміненою.

Евтрофікація – збагачення водного середовища біогенними елементами, що супроводжується підвищенням продуктивності водойми [1]. Слід зазначити, що життя на Землі з моменту його появи супроводжувалось проявами евтрофікації, тобто це явище не характерне винятково для сучасної геологічної епохи. Саме завдяки грандіозним за масштабами евтрофікаційним явищам у надрах знаходяться поклади вугілля, нафти, природного газу та інших корисних копалин біогенного походження (аж до деяких типів залізних руд).

До біогенних елементів, які в основному і спричиняють евтрофікацію, належать насамперед азот, фосфор та кремній у різних сполуках [1]. Найбільше значення мають фосфор (*P*) та азот (*N*), що є обов'язковими елементами тканин будь-якого живого організму. Концентрація біогенних елементів та їхній режим залежать від інтенсивності біологічних та біохімічних процесів у водоймі та від кількості біогенів, що потрапляють у водойму із стічними водами та поверхневим стоком. Концентрації азоту та фосфору характеризують трофність ("кормність") водойми. Режим біогенних елементів розглядають як вихідний показник потенціальної евтрофікації. Вважається, що надмірна евтрофікація водойм починається при вмісті в воді азоту в концентрації 0,2–0,3 мг/л, фосфору – 0,01–0,02 мг/л [1].

Елементи моделювання гідробіологічних параметрів у водних системах розглядалися у працях [1–3].

Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується дослідження якості водного середовища з урахуванням механізмів взаємодії компонент екосистеми для озер ШНПП (з урахуванням міжнародних стандартів ISO 14000 і ISO/IEC 17025) раніше не проводилась.

Зв'язок проблеми з науковими та практичними завданнями

Практичне завдання: З урахуванням міжнародних стандартів ISO 14000 (екологічного менеджменту) і ISO/IEC 17025 (компетентності дослідних лабораторій) слід дати рекомендації щодо визначення гідробіологічних параметрів, які використовуються для дослідження якості водного середовища озер ШНПП.

Наукове завдання. Необхідно за допомогою методів математичного моделювання розкрити механізми взаємодії і контролю компонент екосистеми. Окремі компоненти екосистеми отримують інформацію від інших компонент і від середовища загалом й передають інформацію в зворотному напрямку. Такі процеси утворюють інформаційний метаболізм, який спільно з речовим і матеріальним метаболізмом формує повний метаболізм екосистеми.

Метою досліджень є оцінювання якості водного середовища озер з урахуванням параметрів гідробіологічних процесів, які можна виміряти чи оцінити засобами екологічної лабораторії, до якої входить гідробіологічний підрозділ.

Об'єкт досліджень – біологічне різноманіття водних екосистем озер ШНПП та його зміни в процесах антропогенного навантаження.

Предмет досліджень – математичні моделі, методологія та методики оцінок гідробіологічних характеристик водного середовища озер ШНПП, а також відповідні методики екологічного моніторингу.

Основна частина

Основні досліджувані гідробіологічні процеси [5]: розвиток гідробіонтів, планктону (зоопланктону, фітопланктону); деструкція органічних речовин; поглинання біогенних елементів; нагромадження й виділення токсикантів. Гідробіонт – організм – постійний мешканець водного середовища. До гідробіонтів відносять також організми, що живуть у воді частину життєвого циклу. Розглядаємо “псевдовид” гідробіонтів, який об'єднує всі види і належить одному трофічному рівню. Планктон – сукупність дрібних організмів, що живуть у воді й не здатні протистояти перенесенню течією. Планктон складається з різних видів бактерій. У харчовому ланцюзі водних систем зоопланктон займає місце між фітопланктоном і рибами, ссавцями. Фітопланктон (зокрема, водорості) – частина планктону, яка може брати участь у процесі фотосинтезу. Важливість дослідження біологічного різноманіття водних екосистем в тому, що, будучи за типом живлення біофільтратором, за 1,5 роки планктон і гідробіонти фільтрують об'єм води, що дорівнює Світовому океану.

Всю область озера G розбивають на підобласті G^i ($i=1,2,3,\dots,n$) і кожен підобласть G^i приймають за окрему «камеру» (реактор) [2]. Зв'язок між цими камерами описують через водообмін та масообмін. Внаслідок побудови таких багатокамерних моделей з достатньою для практики точністю можна математично описувати процес поширення і трансформації неконсервативних (забруднюючих), а також біологічних речовин у просторі й часі (в просторі – дискретно, в часі – неперервно).

Моделювання гідробіологічних та гідродинамічних процесів ґрунтується на балансових співвідношеннях, зокрема, для фаз V^+ , V^- (V^+ , V^- – об'єми двох камер), а також узагальнених умовах спряження фізико-хімічних полів для міжфазної поверхні S_Γ^S між ними (чи на границі озера) [5]:

$$r^\pm \cdot da^\pm / dt + \nabla \cdot \vec{J}^\pm = V_\Delta^\pm, \quad (1)$$

$$r^S \cdot da^S / dt + \nabla_S \cdot \vec{J} + J_N^+ - J_N^- = V_\Delta^S \left[r^S = \int_{-h_M/2}^{h_M/2} r \cdot dx \right]. \quad (2)$$

Тут r^+ , r^- , r^S – густини маси для камер V^+ , V^- і поверхневої фази S_Γ^S відповідно; r^S – густина маси в міжфазному шарі, товщиною h_M (поверхневий шар товщиною h_Π є частковим випадком міжфазного шару); a (a^+ , a^- , a^S) – умовне позначення концентрації хімічних компонент чи біологічних речовин в

одиниці маси суміші (суспензії), механічного імпульса, ентропії, внутрішньої енергії; \dot{J} , V_d – умовні позначення потоків і джерел; J_N^+ , J_N^- – проекції потоків на нормаль \dot{N} до поверхні розділу фаз S_Γ^S ; Δ – оператор Гамільтона; Δ_S – оператор Гамільтона для фази S_Γ^S .

На першому етапі розглянемо стан комірки екологічної системи (камери), який характеризується концентрацією біомаси фітопланктону – c_{bf} , концентрацією мертвої органічної речовини c_{dr} , концентрацією біогена – c_{ph} ; а також концентрацією токсиканта – c_{tx} .

Основою функціонування водної екосистеми з фітопланктоном є співвідношення біотичного балансу, які в даному випадку для функцій типу c_{az} (az – індекси, відповідні процесам) мають вигляд:

$$\begin{aligned} c_{bf}(t+1) &= c_{bf}(t) + c_{pr}(t) - c_{mr}(t); & c_{dr}(t+1) &= c_{dr}(t) + c_{mr}(t) - c_{st}(t) - c_{sd}(t); \\ c_{ph}(t+1) &= c_{ph}(t) + x_p \cdot (c_{st}(t) - c_{pr}(t)), \end{aligned} \quad (3)$$

де c_{pr} – функція, яка характеризує виробництво фітопланктону, c_{mr} – відмирання фітопланктону, c_{st} – бактерійне розкладання детриту, c_{sd} – осадження детриту на дно, x_p – перехідний коефіцієнт, що враховує вміст біогена в органічній речовині та різні одиниці вимірювання концентрації біогена й біомаси фітопланктону, t – проміжок часу.

Виробництво фітопланктону є функцією сонячної радіації J_{rd} , прозорості води f_{pr} , глибини водоймища H , концентрації біогена c_{ph} і температури води T :

$$c_{pr}(t) = c_{pr}(J_{rd}, f_{pr}, c_{ph}, T, t). \quad (4)$$

Передбачається, що виробництво лімітується доступною сонячною енергією і наявністю біогенів. Прийнята залежність (4) відображає процес фотосинтетичного утворення органічної речовини тільки в найбільш загальних рисах.

Швидкість відмирання фітопланктону c_{mr} є функцією його біомаси c_{bf} , температури води T , концентрації токсиканта c_{tx} :

$$c_{mr}(t) = c_{mr}(c_{bf}, c_{tx}, f_{mx}, x_{sm}, T, t), \quad (5)$$

де x_{sm} – коефіцієнт відмирання фітопланктону при температурі, вищій за 5 °C (при нижчих температурах коефіцієнт відмирання подвоюється), f_{mx} – ступінь впливу токсиканта на відмирання фітопланктону (при $f_{mx}=1$ такий вплив відсутній).

Швидкість розкладу бактерій мертвої органічної речовини оформлена у вигляді окремої функції c_{st} :

$$c_{st}(t) = c_{st}(c_{dr}, x_{ds}, T, t), \quad (6)$$

де x_{ds} – коефіцієнт розкладу детриту при температурі $T = 20$ °C.

Модель комірки водної екосистеми є нелінійною, і її властивості не такі вже очевидні. Тому корисно розглянути реакцію такої модельної екосистеми на зміну вхідних величин (характеристик) і параметрів стану.

Перераховані параметри входять до функції $f_{ec}(t)$, що враховує вплив коефіцієнта седиментації детриту f_{sd} :

$$f_{ec}(t) = f_{ec}(c_{bf}, c_{ph}, c_{dr}, c_{tx}, J_{rd}, f_{pr}, x_{ds}, f_{mx}, x_{sm}, f_{sd}, H, T, t) + f_{fp}(H, T, t), \quad (7)$$

Тут $f_{fp}(H, T, t)$ – загальний функціонал джерел (з додатніми та від'ємними знаками), який характеризує перехід фітопланктону до зоопланктону, гідробіонтів, на дно водойми.

Зазначимо, що описана комірка водної екосистеми може мати відмінний від нуля стійкий стан тільки за постійного притоку біогена або детриту, що характеризується $f_{fp}(H, T, t)$. У протилежному випадку рано чи пізно вся органіка, яка міститься в системі (камері), переходить в сусідні камери або в донні відкладення.

Аналогічні співвідношення (1)–(7) можна записати для зоопланктону.

Для опису процесів з гідробіонтами введемо такі параметри [1–3]:

1) B_{sk}^i, M_{sk}^{ij} – біомаса k -го виду s -го псевдовиду гідробіонтів в i -му біотипі (камері) і маса нагромадженої в них j -ї речовини відповідно (B_{sk}^i – питома (на одиницю об'єму) біомаса гідробіонтів; $B_s^i = \sum_k B_{sk}^i$);

2) $c_{sk}^{ij}(t)$ – концентрація j -ї речовини, нагромадженої в k -му виді гідробіонтів s -го псевдовиду i -го біотипу (камери);

3) $c_{sk}^{ij*}(t) = c_{sk}^{ij} / B_{sk}^i$ – питома або масова концентрація j -ї речовини, в k -му виді гідробіонтів;

4) r_{sk}^i ($k=1,2,\dots,N_s$) – коефіцієнт поїдання s -го псевдовиду, точніше частка k -го джерела живлення, що належить s -му трофічному рівню, N_s – кількість видів живлення;

5) a_{sk} – коефіцієнт засвоєння асимільованого продукту k -го виду s -го псевдовиду (трофічного рівня);

6) $R_{s-1,k}^i$ – біомаса гідробіонтів $(s-1)$ -го трофічного рівня, яка поїдається гідробіонтами s -го трофічного рівня за одиницю часу;

7) A_{sk}^i – швидкість асиміляції (загальна продуктивність) гідробіонтами s -го псевдовиду в i -му біотипі (камері) в грамах за добу або кілограмах за місяць;

8) $c_{s-1,k}^{ij}$ – об'ємна концентрація j -ї речовини, нагромадженої в k -му джерелі живлення гідробіонтів $(s-1)$ -го псевдовиду i -го біотипу (камери);

9) b_{sk}^i – коефіцієнт витягування j -ї речовини з k -го джерела живлення гідробіонтів з урахуванням процесу анаболізму;

10) $v_s^i, v_s^{i*} = v_s^i / B_s^i$ – швидкість і питома швидкість фільтрації води гідробіонтами при диханні відповідно;

11) d_s^j – коефіцієнт витягування j -ї речовини з води при диханні гідробіонтів;

12) m_{sk}^{ij}, n_{sk}^{ij} – коефіцієнти нагромадження і виведення j -ї речовини в результаті адсорбції і десорбції через поверхню тіла гідробіонтів;

13) d_{sk}^{ij} – коефіцієнт виведення речовини в процесі катаболізму.

14) $c^{ij}, c_{ГБ}^{ij}$ – концентрація j -ї речовини (хімічних елементів, солей, токсикантів, гідробіонтів (ігдекс “ГБ”)) в i -й камері;

15) $F^{ij}(c^{ij}, c_{ГБ}^{ij}, t)$ – функція, що враховує масообмін j -ї речовини, концентрація якої c^{ij} , між водним середовищем і гідробіонтами i -ї камери;

16) t – час у годинах, добах (або в місяцях, сезонах).

Рівняння динамічного балансу j -ї речовини в організмах s -го псевдовиду гідробіонтів має вигляд:

$$\frac{dM_{sk}^{ij}}{dt} = f(x_{sk}^{ij}, x_{sk}^j, x_s^i, a_{sk}, t), \quad (8)$$

де $x_{sk}^{ij}, x_{sk}^j, x_s^i$ – узагальнені позначення вищенаведених параметрів ($B_{sk}^i, c_{sk}^{ij}(t), r_{sk}^i, a_{sk}, R_{s-1,k}^i, A_{sk}^i, \dots, d_{sk}^{ij}$); $f()$ – символ функціональної залежності.

Для того, щоб врахувати накопичення і виведення речовин (токсикантів) гідробіонтами на якість води, необхідно в балансових рівняннях для маси c^{ij} [4] врахувати функціональну залежність $f(x_{sk}^{ij}, x_{sk}^j, x_s^i, a_{sk}, t)$ (8).

Слід зазначити, що прибережні смуги (S_r^s) багатьох озер (особливо в літній період) інтенсивно забруднюються різними антропогенними агентами, які негативно впливають на якість водного середовища і доброякісність харчових гідробіонтів. У зв'язку з вищезгаданим треба вживати необхідних запобіжних й охоронних заходів для попередження негативних антропогенних ситуацій, які могли б погіршити екологічну обстановку.

Відбирати проби для аналізу біологічних характеристик водного середовища озер слід згідно з вимогами стандартів ISO 14000 і ISO/IEC 17025 [4].

У співвідношенні (8) слід враховувати деяку кількість j -ї речовини, яка виводиться за одиницю часу з організму гідробіонтів при екстремії, катаболізмі та інших біохімічних процесах, які нейтралізують нагромаджені в організмі токсичні речовини. Враховують також швидкості процесів сорбції і десорбції через поверхню тіла гідробіонтів, а також кількість їжі, яка засвоюється чи не засвоюється відповідними організмами в різні пори року.

Моделювання гідротермічних та гідродинамічних процесів в озері з урахуванням локальних потоків (викликаних притоками та підводними джерелами) проводимо в координатах x, y, z за допомогою балансових співвідношень:

$$\frac{\partial bu}{\partial t} + \frac{\partial buu}{\partial x} + \frac{\partial bwu}{\partial z} = -gb \frac{\partial}{\partial x} \left(h + \frac{1}{r_0} \int_z^{z_0} r dz \right) + \frac{\partial}{\partial x} bK_x \frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial z} bK_z \frac{\partial u}{\partial z} - sp |u| du, \quad (9)$$

$$\frac{\partial bT}{\partial t} + \frac{\partial buT}{\partial x} + \frac{\partial bwT}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial x} bD_x \frac{\partial T}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial z} bD_z \frac{\partial T}{\partial z} = 0, \quad (10)$$

$$\frac{\partial bu}{\partial x} + \frac{\partial bw}{\partial z} = 0, \quad r = r_w / (1 - p / k_p), \quad (11)$$

де x, y – вздовж і впоперек потоку; z – вертикально догори; w, u – компоненти швидкості по x, z ; $b(x, z)$ – ширина потоку по осі y ; $b = b_1 + b_2$; $-b_1, b_2$ – ординати бокових поверхонь потоку; K_x, K_z (D_x, D_z) – коефіцієнти турбулентної в'язкості (температуропровідності) в горизонтальному і вертикальному напрямках; h – відхилення рівня води від незбуреного значення z_0 ; r – коефіцієнт опору тертя; r, r_0 – густина води та її постійне значення ($r_0 = 1000 \text{ кг/м}^3$); $r_w(S, T)$ – густина води при стандартному атмосферному тиску (за даними ЮНЕСКО); S – мінералізація; p – тиск води (визначають за формулами гідростатики). $k_p(S, T)$ – об'ємний модуль пружності води (за даними ЮНЕСКО).

При $z=h$ кінематичні умови, напруження вітру і потік тепла записують так:

$$\frac{\partial h}{\partial t} + u \frac{\partial h}{\partial x} = w, \quad K_z \frac{\partial u}{\partial z} = \frac{t_w}{r}, \quad c_p r D_z \frac{\partial T}{\partial z} = q_n, \quad (12)$$

де t_w – напруження вітру; q_n – потік тепла; c_p – питома теплоємність води.

На дні озера при $z=z_0(x)$ в першому наближенні приймають умови непроникності, квадратичний закон опору тертя, нульовий потік тепла q_n :

$$w = 0, \quad K_z \frac{\partial u}{\partial z} = k_b |u| u, \quad \frac{\partial T}{\partial z} = 0. \quad (13)$$

З використанням вимірних гідробіологічних та гідрохімічних величин і параметрів, які входять до співвідношення (1)–(13), формують комплексні показники якості водного середовища озерних екосистем, які одночасно характеризують набори параметрів і властивостей водних режимів. Для оцінки комплексних показників якості водного середовища застосовують методи оптимізації.

Системи з оптимізацією забезпечують оптимальне значення параметрів якості при усіх можливих умовах системи. Функціонал якості для такої водної екологічної системи (озера) задамо у вигляді [4]:

$$J = \int_{t_0}^{t_k} f(\bar{g}, \bar{u}, \bar{s}) dt, \quad (14)$$

де \bar{g} – вектор заданих впливів (g_i – параметри системи); \bar{u} – вектор керувань; \bar{s} – вектор невизначених збурень; $[t_0, t_k]$ – інтервал часу, в якому розглядаються процеси (зокрема, формування критеріальних співвідношень якості водного середовища для екосистеми ШНПП); $f(\bar{g}, \bar{u}, \bar{s})$ – функція, що відображає показник якості.

Для оцінок забруднень озера використовуються моделі переносу домішок і біологічних речовин з погляду підходів Ейлера і Лагранжа. Перенесення домішок реалізується на фоні гідротермічних та гідродинамічних процесів (9)–(13). Залежно від постановок завдань процеси гідродинаміки, перенесення домішок і біологічних речовин розглядаються як разом, так і окремо.

Моделі переносу потрібні при розв'язанні завдань типу «джерело–рецептор» і «рецептор–джерело» для отримання кількісних оцінок екологічних ризиків від антропогенних дій у виділених областях озера. Перший тип завдань ґрунтується на методах прямого моделювання. В цьому випадку розв'язуються краєві задачі (з граничними умовами типу (2), (12), (13)) і необхідно оцінити області розповсюдження впливу джерел в прямому часі в режимі прогнозу. Другий тип завдань припускає задання функціоналів якості з тим, щоб, використовуючи функції чутливості цільових функціоналів в режимі зворотного моделювання, оцінити області впливу всіх джерел, що діють, а також потенційно можливих, на якість води в областях озера.

Висновки

Сформовано основні параметри і балансові співвідношення для моделювання гідробіологічних і гідротермічних процесів в озері. Перенесення домішок і біологічних речовин реалізується на фоні гідродинамічних процесів.

У перспективі з використанням запропонованої математичної моделі і копичених на її основі результатів експериментальних досліджень можна буде розробити систему управління якістю для гідробіологічної лабораторії, функціонуючої згідно з вимогами стандартів ISO/IEC 17025 та ISO 14000.

1. Менишуткин В.В. *Имитационное моделирование водных экологических систем.* – СПб.: Наука, 1993. – 158 с. 2. Лаврик В. И., Никифорович Н.А. *Математическое моделирование в гидроэкологических исследованиях.* – К.: Фитосоциоцентр, 1998. – 288 с. 3. Пененко В.В., Цветова Е.А. *Некоторые аспекты решения взаимосвязанных задач экологии и климата // ПМТФ.* – 2000. – Т. 41, № 5. – С. 161–170. 4. Сопрунюк П.М., Юзевич В.М., Луців Н.В. *Математична модель забруднень озера неконсервативними речовинами // Відбір і обробка інформації.* – 2008. – Вип. № 29 (105). – С. 67–72. 5. Сопрунюк П.М., Юзевич В.М. *Діагностика матеріалів і середовищ. Енергетичні характеристики поверхневих шарів.* – Львів: ФМІ ім. Г. В. Карпенка НАН України, Вид-во “СПОЛОМ”. – 2005. – 292 с.