

Пальченко О.Л.

*Харківський національний університет будівництва та архітектури***АНАЛІЗ СУЧАСНИХ МАТЕМАТИЧНИХ МЕТОДІВ
ОЦІНКИ ЕВТРОФІЇ ВОДОСХОВИЩ**

Вирішення проблеми антропогенного евтрофування водоймищ неможливо без глибокого знання закономірностей функціонування їх екосистем. Всі природні екосистеми дуже складні, а коли доводиться мати справу з високоорганізованими системами, то думки і інтуїція можуть приводити до помилкових рішень і необоротного екологічного збитку.

Специфіка всіх моделей евтрофування, полягає в спробах адекватно описати зв'язки зміни запасу у воді біогенних речовин з трофічним станом водоймища, відбиваним, в першу чергу, величиною його первинної продукції [1].

На цій дорозі умовно виділяють три класи моделей. Перший – описові моделі: регресійні і інші емпірично встановлені кількісні залежності, що не претендують на розкриття механізму описуваного процесу. Вони застосовуються зазвичай для опису окремих процесів і залежностей і включаються як фрагменти в імітаційні моделі. Другий – моделі якісні, які будуються з метою з'ясування динамічного механізму процесу, що вивчається, здатні відтворити спостережувані динамічні ефекти в поведінці систем. Зазвичай ці моделі не дуже громіздкі, такі, що піддаються якісному дослідженню із застосуванням аналітичних і комп'ютерних методів. Третій клас – імітаційні моделі конкретних екологічних і еколого-економічних систем, що враховують всю наявну інформацію про об'єкт. Мета побудови таких моделей – детальне прогнозування поведінки складних систем або рішення оптимізаційної задачі їх експлуатації [2].

Чим краще вивчена складна екологічна система, тим більше повно може бути обґрунтована її математична модель. За умови тісного зв'язку спостережень, експериментального дослідження і математичного моделювання математична мо-

дель може служити необхідною проміжною ланкою між дослідними даними і заснованою на них теорією процесів, що вивчаються. Для вирішення практичних завдань можна використовувати моделі всіх трьох типів. При цьому особливо важливі питання ідентифікованості (відповідності реальній системі) і керованості таких моделей.

При побудові будь-якої моделі головне завдання – створити модель достатньої повноти. Для цього необхідно прагнути врахувати всі істотні чинники, що впливають на дані явища; приділити спеціальну увагу наявності в ній суперечливих елементів, як однієї з ознак повноти моделі; врахувати можливість появи невідомих чинників, щоб у разі потреби доповнити модель новим елементом [3].

Експериментальне і натурне спостереження екологічних процесів ускладнюється їх тривалістю. То ж стосується процесів, які проходять в аквакультурі. Довготривалі експерименти можуть тривати багато десятків років. Тому математичні моделі допомагають розробити оптимальну стратегію управління водними ресурсами, у тому числі рибним господарством.

Спроби кількісних оцінок процесу евтрофування почалися в середині ХХ століття, коли перші серйозні дослідження цього процесу показали тісну залежність трофічного стану водойми від комплексу гідрологічних і гідрохімічних чинників.

Ці дослідження лягли в основу класичної роботи Фолленвейдера, що розробив перші діаграми для визначення трофічного стану озер залежно від глибини і фосфорного навантаження на озеро [4].

Ім були застосовані диференціальні балансові рівняння для розрахунку середньої концентрації фосфору.

З моменту появи стаціонарних балансових моделей зусилля дослідників процесу евтрофування були зосереджені на пошуках емпіричних зв'язків коефіцієнта седиментації і коефіцієнта утримання фосфору з гідрологічними і морфометричними характеристиками водоймищ. У 70-х роках з'явилася велика кількість робіт з пропозиціями подібних емпіричних залежностей.

При цьому в більшості робіт водоймища не диференціюються по типах і не виділяються кордони застосовності цих залежностей.

Якнайповніше узагальнення емпіричного підходу до моделювання евтрофування водоймищ, доведене до практичного використання за допомогою комп'ютерного пакету було реалізовано в комплексній моделі, розробленою Уокером на основі детального статистичного аналізу морфометричних, гідрологічних характеристик і даних про якість води 299 водосховищ США і Західної Європи [5-6]. Дані про якість води отримані в результаті реалізації спеціальної програми моніторингу процесу евтрофування водосховищ в США (Epa/nes – Environmental Protection Agency/ National Eutrophication Survey), за програмою ОЕСД (Organization for Economic Cooperation and Development), а також спостережень в каскаді водосховищ р. Тенесси. Спрямованість моделі на вирішення проблем евтрофування саме водосховищ зумовила істотні модифікації класичного озерного підходу, обгрунтовані статистичним аналізом даних моніторингу евтрофування водосховищ.

Особливості процесу евтрофування водосховищ легко виявляються при спробі прямого використання діаграм Фолленвейдера для оцінки їх трофічного стану. З цією метою узагальнені дані спостережень за фосфорним навантаженням 20 водосховищ Росії і України. Представлення цих даних в координатах «фосфорне навантаження» – «гідралічне навантаження» (твір глибини на коефіцієнт водообміну) показує, що всі вони повинні відноситися до евтрофного типу.

В той же час по сучасних комплексних гідробіологічних оцінках лише Цимлянське і Кременчуцьке водосховища можна віднести до типово евтрофних водоймищ, більшість з них мають статус мезотрофних або слабоевтрофних водоймищ.

Звідси витікає, що водосховища витримують вищі, ніж озера, навантаження біогенними речовинами без істотного збільшення їх трофічного рівня.

При вивченні механізму евтрофування надзвичайно важливе значення мають модельні дослідження короткоперіодної внутрішньорічної мінливості процесів функціонування екосистеми водоймища, які неможливі в рамках стаціонарних моделей.

Подібні моделі відносяться до класу імітаційних, або портретних, і розробляються на основі законів збереження і перетворення речовин, найбільш істотних змінних, чинників середовища і усередині водоемних процесів.

У основу математичної моделі біопродуктивності у водосховищах, використовуваної для прогнозу якості води, може бути покладена модель розвитку фітопланктону з врахуванням впливу зоопланктону, побудована на основі моделі Лотки і Вольтерра. У цій детермінованій моделі враховується температура і прозорість води, концентрація біогенних речовин і зоопланктону, а також гідралічні чинники. Модель складається з трьох рівнянь і має вигляд:

$$\left. \begin{aligned} \frac{d(wc_f)}{dt} &= c_{f1}Q_1 - c_{f2}Q_2 + \\ &+ (A_{f,b}c_f c_b - A_f c_f^2 - k_{f,z}c_f c_z)w, \\ \frac{d(wc_z)}{dt} &= c_{z1}Q_1 - c_{z2}Q_2 + \\ &+ \left(\frac{k_f}{\eta_z} c_f c_z + A_{z,b}c_b c_z - A_z c_z^2 \right) w, \\ \frac{d(wc_b)}{dt} &= c_{b1}Q_1 - c_{b2}Q_2 + \\ &+ \left(\frac{A_f}{\eta_f} c_f^2 + \frac{A_z}{\eta_z} c_z^2 - \frac{A_{f,b}}{\eta_f} c_f c_b - A_{z,b}c_b c_z \right) w, \end{aligned} \right\}$$

де w – об'єм води у водосховищі; c_f, c_z, c_b – середні концентрації фітопланктону, зоопланктону і біогенних речовин; c_{f1}, c_{z1}, c_{b1} – аналогічні концентрації в припливі Q_1 ; c_{f2}, c_{z2}, c_{b2} – аналогічні концентрації у

відтоку Q_2 ; $A_{f,b}$ – коефіцієнт, залежний від температури і прозорості води; A_z – коефіцієнт, що враховує природну смерть зоопланктону; A_f – коефіцієнт, що враховує приріст зоопланктону за рахунок вжитку фітопланктону; $A_{z,b}$ – коефіцієнт, що враховує зменшення біогенів за рахунок їх вжитку зоопланктоном; η_z – коефіцієнт Лібіха, лімітуючого біогенний елемент для зоопланктону; η_f – коефіцієнт Лібіха, лімітуючого біогенний елемент для фітопланктону; $k_{f,z}$ – коефіцієнт, що враховує неоднорідність відкладень наносів в русловому потоці; k_f – коефіцієнт, що враховує форму русла, що підводять.

Головна особливість моделей екологічних процесів полягає в тому, що вони носять в основному емпіричний характер, оскільки в екології немає класичних рівнянь, як, наприклад, в гідродинаміці. Тому імітаційне моделювання передбачає відносну свободу в описі біологічних і біохімічних взаємодій в екосистемах, але теоретична розробленість екологічних математичних моделей у вигляді систем диференціальних рівнянь залишається на сьогоднішній день явно недостатньою. При цьому абсолютно очевидно, що ні про яку універсальну модель не може бути і мови. Універсальними можуть бути лише принципи і підходи до побудови імітаційних моделей екосистем.

Математичні моделі круговороту речовин в екосистемі і якості води водоймищ завжди містять як мінімум два відносно самостійних блоку: гідрологічний (гідродинамічний), визначаючий перенесення і переміщення пасивних субстанцій у водоймищі, і екологічний, такий, що описує кінетику внутріводоемной трансформації неконсервативних змінних стану екосистеми [7].

Також порівняно давно розробляються моделі іншого напрямку в моделюванні – моделі кінетики хімічних, біохімічних і біологічних взаємодій. Активне об'єд-

нання цих напрямів при моделюванні екосистемних процесів і якості води у водоймищах почалося в кінці 70-х років і привело до створення ряду складних комплексних моделей, пов'язаних з проблемою евтрофування водоймищ і дозволяючих вирішувати питання короткоперіодної мінливості трофічного стану водоймищ.

На жаль, в літературі майже не розглядаються ні методичні підходи до тестування моделей, ні результати детальних перевірок цих моделей, абсолютно необхідних для обґрунтування довіри до отримуваних за допомогою цих моделей результатів. Не розглядаються в них повною мірою питання валідації моделі, під якою розуміється статистична оцінка погрешності розрахунку.

Такі статистичні перевірки моделей повинні стати необхідним елементом побудови моделей і обов'язковою умовою і доказом їх практичного вживання.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ:

1. Даценко Ю.С. *Эвтрофирование водохранилищ*. М.: ГЕОС, 2007. – 251 с.
2. Гринин А. С. *Математическое моделирование в экологии: учеб. пособие для вузов*/А. С. Гринин, Н. А. Орехов, В. Н. Новиков. – М.: ЮНИТИ-Дана, 2003. – 269 с.: ил.
3. Романов М.Ф. *Математические методы в экологии*/М. Ф. Романов, Н. П. Федоров. – СПб.: Академия, 2004. – 272 с.
4. Vollenweijer, R. A. *Water management research*. - Directorate for Scientific Affairs. Paris. Mimeographed. - 1968. – 159p.
5. Walker, W.W. *Significance eutrophication in water-supply reservoirs*. J. Am. Water Works Assn., 1983. 75(1): pp. 38-42.
6. Walker W.W. *Urban nonpoint source impacts on a surface water supply*. / *Proceedings of a National Conference «Perspectives on non-point source pollution»*. Kansas City, Missouri, 1985. – pp. 129-137.
7. Ризниченко Г.Ю., Рубин А.Б. *Математические модели биологических продукционных процессов*. М., 1993.