

*В.М. Юзевич, д-р фіз.-мат. наук, професор, Боднар Г.Й., канд. техн. наук, доцент
(Львівський державний університет безпеки життєдіяльності)*

КРИТЕРІЇ ЕКОЛОГІЧНОЇ СТІЙКОСТІ В ОЗЕРОЗНАВСТВІ

На основі балансових співвідношень встановлено умови стійкості водного середовища озер з урахуванням процесу евтрофікації, який супроводжується забрудненням води органічними речовинами. Сформульовано критерії, що відповідають стаціонарним точкам, параметри яких характеризують умови стійкості водного середовища озера. З метою аналізу умов стійкості відносно продукції синьо-зелених водоростей проведена оцінка відношень концентрації азоту до концентрації фосфору $N_p = C(N)/C(P)$ і на цій основі введено параметр, з допомогою якого проаналізовано умови стійкості низки озер Шацького біорезервату.

Ключові слова: моделювання, стійкість екосистем, лімнологія, процеси фізико-хімічні та біологічні.

Постановка наукової проблеми та її значення. Екологічна безпека в озерознавстві (лімнології) – це такий стан водного середовища озера, коли гарантовано не погіршується екологічна ситуація і відсутня небезпека для умов існування живих істот та організмів. На відміну від фізичних систем, де основним завданням є оптимізація вектора результуючих параметрів Y шляхом підбору управляючих дій, дослідження змін в екосистемах полягає, перш за все, в кількісній параметризації фундаментального в біології поняття “норма” Y_0 і оцінки діапазону допустимих значень вхідних параметрів, при яких відгук екосистеми не виходить за межі гнучких адаптаційних коливань $Y = Y_0 \pm D Y$

Найважливішими показниками екологічної безпеки водних середовищ озерних екосистем є стійкість і стабільність. Стійкість екосистем – це здатність повертатися в початковий стан після зняття зовнішньої дії, що вивела її з рівноваги. Під стабільністю екосистеми розуміють її здатність зберігати свою структуру і функціональні властивості при дії на неї зовнішніх чинників (антропогенного та техногенного навантаження). Іноді поняття стійкості і стабільності розглядаються як синоніми, але тоді слід розрізняти два види стійкості: резидентна стійкість (стабільність) – здатність залишатися в стійкому (рівноважному) стані під навантаженням, і пружна стійкість (власне стійкість) – здатність швидко відновлюватися при знятті навантаження. У цих двох різних термінах є різні смислові відтінки, які потрібно враховувати.

Системи з високою резидентною стійкістю здатні сприймати значні дії, не змінюючи істотно своєї структури, тобто практично не виходячи за межі рівноважного стану. Тому поняття пружної стійкості для них не визначене. Якщо екосистема не виходила за межі рівноваги, то як можна говорити про повернення в рівноважний стан після зняття навантаження. Якщо зовнішня дія перевищує певні критичні значення, то така система зазвичай руйнується. У техніці подібна якість називається жорсткістю. Граничні значення зовнішніх дій, які система здатна витримати без руйнування, відповідають запасу жорсткості. Коли говорять про високу резидентну стійкість, то мають на увазі високий запас жорсткості цієї системи. Це дещо відрізняється від поняття високої стабільності, оскільки тут, в першу чергу, наголошується на незмінності структури екосистеми.

Системи з малою резидентною стійкістю для нормального існування повинні мати високу пружну стійкість. Вони чутливіші до зовнішніх збурень, під дією яких вони ніби “прогинаються”, частково деформуючи свою структуру, але після зняття або ослаблення зовнішніх дій швидко повертаються в початковий рівноважний стан. При перевищенні порогових дій така система втрачає стійкість, тобто все більше віддаляється від стану рівноваги. Діапазон дій, які може витримати екосистема без руйнування, відповідає запасу пружності. На відміну від пружних систем, пластичні системи після зняття зовнішньої дії не повертаються

в початковий стан, а приходять до якогось іншого рівноважного стану. Для екосистем характерно не одне, а декілька станів рівноваги.

Метою досліджень є оцінювання умов стійкості водного середовища озер на основі інформації про відновлювальні процеси.

Об'єкт досліджень – стійкість відновлювальних процесів водних екосистем озер.

Предмет досліджень – умови стійкості і стабільності відновлювальних процесів водних екосистем озер на основі інформації про потоки маси та енергії, екологічні індекси та про біологічну різноманітність.

Аналіз останніх досліджень з цієї проблеми. Елементи моделювання процесів відновлення середовища прісних поверхневих вод і відповідні балансові співвідношення розглядались у праці [1]. Використання цієї інформації, а також методів моделювання гідроекологічних процесів в озерах Шацького національного природного парку (ШНПП) [2] дало змогу сформулювати імітаційну модель для опису гідрохімічних і гідробіологічних процесів в комірці екосистеми озера з урахуванням самоочищувальної здатності водного середовища.

Стосовно водних об'єктів, то найбільш струнку концепцію стійкості екосистем запропонували В.Н. Михайлов і К.К. Едельштейн [3]. Згідно з позицією авторів цієї концепції під "стійкістю водної екосистеми слід розуміти здатність екосистеми протистояти зовнішнім природним і антропогенним діям і внутрішнім процесам, які порушують структуру і нормальне функціонування як всієї екосистеми, так і окремо її абіотичної (неживої) і біотичної (живої) частин" [3]. Як змінюється стійкість екосистеми в процесі евтрофування (тобто забруднення відмерлими органічними речовинами – детритом)?

В цьому випадку під реакцією екосистеми на зовнішню дію слід, в першу чергу, розуміти відгук на різке збільшення біогенного навантаження (надходження в озеро великої кількості біогенних елементів (біогенів)) [4]. Крім абсолютних концентрацій біогенів у водоймищах важливе значення для розвитку фітопланктону має їх співвідношення.

Цілком обгрунтовано припустити, що чим більш "біологічно активна" екосистема, тобто чим вища в ній інтенсивність продуктивно-деструктивних і метаболічних процесів, тим швидше вона адаптується до збільшеного навантаження без істотної і, головне, різкої перебудови внутрішньої структури. Опірність біологічно активних екосистем триває до певного моменту, поки зберігається збалансованість продуктивно-деструктивних процесів, при яких утилізація додаткової хімічної енергії навантаження всіма компонентами екосистеми відбувається відносно швидко. При порушенні цього балансу екосистема водоймища починає реагувати на навантаження непередбачувано і, залежно від особливостей поєднання абіотичних чинників, окремі процеси в екосистемі, наприклад, розвиток фітопланктону, можуть приймати форму спалахів "цвітіння" з піковими значеннями біомаси і чисельності водоростей. Крайню небезпеку представляє саме ця гіперевтрофна стадія, яка свідчить про початок "вмирання" водоймища [3,4].

Аналізуючи дані про видовий склад водоростей в 17 озерах, встановлено, що явне домінування синьо-зелених водоростей починається при відношенні N:P менше 29:1 [3,4]. При домінуванні синьо-зелених водоростей стійкість водного середовища озерної екосистеми буде порушена [3,4].

З урахуванням інформації, викладеної у працях [3,4], доцільно сформулювати критерії стійкості водних екосистем для озера і на основі імітаційного моделювання провести їх аналіз, що характеризується науковою новизною. Реалізація такого плану дозволить частково розв'язати невирішену раніше частину загальної проблеми стійкості озерних екосистем і довести її до числових результатів для розчиненого у воді кисню.

Виклад основного матеріалу дослідження

Для побудови критерію стійкості водного середовища озерної екосистеми використаємо такі фазові змінні: $a_f(t)$ – біомаса продуцентів (фітопланктону); $z(t)$ – біомаса консументів (зоопланктону); $n(t)$ – концентрація біогенних (поживних) речовин у водоймищі; $s(t)$ – маса

детриту (мертвої органіки); $b(t)$ – біомаса бактерій; $x(t)$ – концентрація кисню, розчиненого у воді [1]. В загальному випадку динаміка саме цих речовин впливає на стан екосистеми. Її стійкість і якість води.

Балансові рівняння для екологічної системи озера мають вигляд [1]:

$$\begin{aligned} \frac{da_f(t)}{dt} &= q_{na} - q_{az} - q_{as}; & \frac{dz(t)}{dt} &= q_{az} - q_{zs}; & \frac{ds(t)}{dt} &= q_{as} - q_{zs} - q_{sb}; \\ \frac{db(t)}{dt} &= q_{sb} - q_{bn}; & \frac{dn(t)}{dt} &= q_{nb} - q_{na}; & \frac{dx(t)}{dt} &= k_r(x_n - x(t)) + q_{ax} - q_{xb}, \end{aligned} \quad (1)$$

де q_{ij} – потік речовини з i -го блоку в j -й; x_n – концентрація кисню при насиченні ним води; k_r – коефіцієнт реаерації.

Збираючи правдоподібні припущення щодо характеру потоків хімічних речовин, а також фітопланктону, зоопланктону і бактерій, можна звести співвідношення моделі (1) до трьох рівнянь [1]:

$$\begin{aligned} \frac{da_f(t)}{dt} &= \frac{a_f(B - (\alpha - \rho)(s + a_f))}{\delta + A - s - a_f}; & \frac{ds(t)}{dt} &= \rho a_f - s\mu(x); \\ \frac{dx(t)}{dt} &= k_r(x_n - x(t)) + \beta a_f - \gamma s\mu(x). \end{aligned} \quad (2)$$

Тут уведено позначення $B = \alpha A - \rho A - \rho \delta$; $a_f + n + s = A = const$; α – максимальна швидкість росту фітопланктону; ρ – коефіцієнт, який характеризує зменшення маси фітопланктону; δ – константа Міхаеліса (константа Міхаеліса рівна концентрації субстрату, при якій швидкість реакції становить половину від максимальної); β – коефіцієнт швидкості виділення кисню; γ – коефіцієнт споживання кисню при розкладі органічної речовини; $\mu(x)$ – коефіцієнт бактеріального розпаду детриту, який залежить від концентрації x кисню у воді; x_n – концентрація кисню при насиченні ним води.

Якщо прийняти умови

$$\frac{da_f(t)}{dt} = \frac{ds(t)}{dt} = \frac{dx(t)}{dt} = 0, \quad (3)$$

то із системи (2) отримаємо співвідношення, які характеризують зв'язок параметрів екосистеми озера у двох стаціонарних точках:

$$1) a_{f1}^* = 0; \quad s_1^* = 0; \quad x_1^* = x_n; \quad n_1^* = A, \quad (4)$$

$$2) a_{f2}^* = \frac{B\mu}{(\rho + \mu)(\alpha - \rho)}; \quad s_2^* = \frac{B\rho}{(\rho + \mu)(\alpha - \rho)}; \quad n_2^* = \frac{\rho\delta}{\alpha - \rho}. \quad (5)$$

Стаціонарне значення концентрації кисню x_2^* для (5) є розв'язком в загальному випадку трансцендентного (нелінійного) рівняння:

$$k_r(x_n - x(t))(\rho + \mu(x))(\alpha - \rho) + B\mu(x)(\beta - \gamma\rho) = 0. \quad (6)$$

Для того, щоб друга стаціонарна точка (5), (6) мала біологічний зміст, необхідно, щоб параметри a_{f2}^* , s_2^* , n_2^* , x_2^* були невід'ємними. Легко збагнути, що

$$a_{f2}^* > 0, x_2^* > 0 \text{ при } A > \frac{\rho\delta}{\alpha - \rho}; \quad n_2^* > 0 \text{ при } \alpha > \rho, \quad (7)$$

$$n_2 > 0 \text{ при } a > p. \quad (8)$$

Аналіз стійкості стаціонарних точок (4), (5) за лінійним наближенням показує, що при $\alpha > \rho$ і $A < \frac{\rho\delta}{\alpha - \rho}$ – перша точка (4) є стійкою, а друга (5) – нестійкою.

При $\alpha > \rho$ і $A > \frac{\rho\delta}{\alpha - \rho}$, навпаки, перша точка (4) стає нестійкою, а друга (5) – стійкою.

Таким чином, умова стійкості другої особливої точки збігається з однією з умов її існування.

При $\alpha < \rho$ єдиною стаціонарною точкою залишається перша (4), і вона буде стійкою. Але цей випадок відповідає загибелі озерної екосистеми, яка є неминучою, коли зменшення біомаси (a_f) фітопланктону ρ перевищує максимальну швидкість його приросту α .

Найважливішим керуючим параметром виявилася сумарна кількість речовини A ($A = a_f + n + s$), власне, саме цей параметр визначає швидкість і ступінь евтрофікації і відповідно стійкість екологічної системи озера [1].

Розглянуті співвідношення (1)–(8) відповідають доволі адекватному теоретичному опису усього процесу евтрофікації водного середовища озерних екосистем з урахуванням умов стійкості.

Концентрація розчиненого кисню $x(t)$ у воді є одним з основних показників якості води і стану водних екосистем. Кисень відіграє велику роль не тільки в підтримці існуючих форм життя в різних водних об'єктах, але й у процесах трансформації речовин, що потрапляють в поверхневі води зі стічними водами урбанізованих та промислових територій, а також зі стоками сільськогосподарських та тваринницьких комплексів, розташованих на площі водозбору озер.

Проведемо аналіз параметрів, які характеризують критичні (особливі) точки (4)–(6).

Перша критична точка для озер України не має змісту, бо характеризує умови, коли у водному середовищі озера фітопланктон і детрит відсутні (4).

Для аналізу другої стаціонарної точки (5), (6) скористаємось числовими даними, приведеними у публікаціях [5,6]:

$$k_r = 0,5; \quad x_n = 9,2 \frac{г}{м^3}; \quad \rho = 0,2 \frac{г}{м^3 \cdot добу}; \quad \alpha = 0,3 \frac{г}{м^3 \cdot добу};$$

$$A = a_f + n + s = 2,09 \frac{г}{м^3}; \quad \delta = 0,5 \frac{г}{м^3}; \quad \mu_0 = 0,13 \frac{г}{м^3 \cdot добу}. \quad (9)$$

Використовуємо метод імітаційного моделювання для аналізу параметрів, що характеризують другу стаціонарну точку (5), (6).

Для проведення імітаційного моделювання робимо три припущення.

$$A) \quad \mu(x) = \mu_0(1 + y_N/x), \quad (10)$$

$$B) \quad \mu(x) = \mu_0(1 + y_L \cdot x); \quad \mu(x) = \mu_0(1 + \exp(-y_e \cdot x)), \quad (11)$$

де y_L, y_N, y_e – постійні коефіцієнти.

В результаті провєння імітаційного моделювання, в основі якого аналіз нелінійного рівняння (6), з використанням числових даних (9) отримано:

$$A) \quad \mu(x) = 0,148 \frac{г}{м^3 \cdot добу}; \quad y_N = 0,3 \frac{м^3}{г}; \quad \Delta\mu = \frac{2(\mu - \mu_0)}{\mu + \mu_0} = 0,127; \quad \beta = 0,5; \quad \gamma = 10 \frac{м^3}{г};$$

$$B = 0,2 \frac{г^2}{м^6 \cdot добу}; \quad a_{f2}^* = 0,849 \frac{г}{м^3}; \quad s_2^* = 1,151 \frac{г}{м^3}; \quad n_2^* = 0,09 \frac{г}{м^3}; \quad x_2^* = 6,652 \frac{г}{м^3}; \quad (12)$$

$$A) \quad \mu(x) = 0,31 \frac{г}{м^3 \cdot добу}; \quad y_L = 0,25 \frac{м^3}{г}; \quad \Delta\mu = \frac{2(\mu - \mu_0)}{\mu + \mu_0} = 0,82; \quad \beta = 0,5; \quad \gamma = 10 \frac{м^3}{г};$$

$$B = 0,2 \frac{г^2}{м^6 \cdot добу}; \quad a_{f2}^* = 1,216 \frac{г}{м^3}; \quad s_2^* = 0,784 \frac{г}{м^3}; \quad n_2^* = 0,09 \frac{г}{м^3}; \quad x_2^* = 5,55 \frac{г}{м^3}. \quad (13)$$

Оскільки в праці [6] концентрація фітопланктону більша за концентрацію детриту, і така закономірність не змінюється при зміні параметрів системи рівнянь (2), то вважаємо, що результати (12) ближчі до реальності порівняно з результатами (13). Вибір експоненціальної залежності (11) дає гірше наближення до експерименту порівняно з (10), (12).

Отже в результаті імітаційного моделювання співвідношень водного середовища озерної екосистеми для коефіцієнта бактеріального розкладу детриту встановлено нелінійну гіперболічну залежність (10) $\mu(x) = \mu_0(1 + y_N/x)$.

З урахуванням співвідношень між азотом і фосфором [3,4] запишемо другий критерій для оцінювання умов стійкості водного середовища озерної екосистеми:

$$N/P < 29/1 - \text{домінування синьо-зелених водоростей,}$$

стійкість водного середовища озерної екосистеми порушена. (14)

Для аналізу стійкості водного середовища озер Шацького національного природного парку використаємо критерій (14) і дані праці [7] щодо біогенних хімічних елементів фосфору й азоту, які подано в таблиці 1.

В таблиці 2 наведено результати оцінювання концентрацій фосфору та азоту, N/P і екологічні факторні індекси I_B водного середовища Шацьких озер у 2008 р. Для аналізу стійкості водного середовища озер використовуємо компоненти (складові) факторного індексу I_B з урахуванням співвідношення (14), яке є фактично критерієм і характеризує порушення умов стійкості водного середовища озер.

Таблиця 1

Граничні концентрації деяких компонентів (з вмістом фосфору і азоту) у воді Шацьких озер за період 1988-2008 рр.

Водойма	$C(PO_4^{2-}), \text{мгP/дм}^3$	$C(NO_2^-), \text{мгN/дм}^3$	$C(NO_3^-), \text{мгN/дм}^3$	$C(NH_4^+), \text{мгN/дм}^3$
ГДК	3,5	3	45,0	2
Світязь	0,0-0,068	0,0-0,012	0,005-0,15	0,0-0,495
Перемут	0,0-0,060	0,0-0,025	0,005-0,13	0,088-1,515
В. Чорне	0,003-0,065	0,001-0,259	0,009-0,15	0,222-0,485
Люцимер	0,0-0,050	0,0-0,119	0,010-0,035	0,243-0,445
Пісочне	0,0-0,025	0,0-0,004	0,0-0,02	0,035-0,330
Пулемецьке	0,0-0,040	0,0-0,074	0,009-0,022	0,091-0,400

Екологічні індекси I_B оцінено за даними табл. 1 аналогічно як у праці [8] з допомогою відношень концентрацій біогенних елементів до їх граничних (допустимих) значень:

$$I_B = \frac{1}{4} \left(\frac{C(PO_4^{2-})}{ГДК(PO_4^{2-})} + \frac{C(NO_2^-)}{ГДК(NO_2^-)} + \frac{C(NO_3^-)}{ГДК(NO_3^-)} + \frac{C(NH_4^+)}{ГДК(NH_4^+)} \right), \quad (15)$$

Таблиця 2

Значення концентрацій фосфору $C(P)$ та азоту $C(N)$, N/P і екологічний індекс I_B водного середовища Шацьких озер у 2008 р.

Водойма	$C(P), \text{мгP/дм}^3$	$C(N), \text{мгN/дм}^3$	$N/P=C(N)/C(P)$	d_{NP}	I_B
ГДК	3,5	50	14,3		
Світязь	0,0222	0,423	19,0	0,343	0,069
Перемут	0,0196	1,215	62,1		0,196
В. Чорне	0,0212	0,49	23,1	0,203	0,088
Люцимер	0,0163	0,390	23,9	0,176	0,069
Пісочне	0,00816	0,262	31,7		0,043
Пулемецьке	0,0131	0,339	25,9	0,107	0,059

Величину, яка характеризує відхилення водного середовища озера від стійкого стану оцінюємо з допомогою співвідношень:

$$d_{NP} = \frac{N_p^* - N_p}{N_p^*}, \quad N_p^* = 29, \quad N_p^* > N_p. \quad (16)$$

Значення d_{NP} для чотирьох озер наведено в п'ятому стовпці табл. 2. Стійкість озер Пісочне і Перемут щодо евтрофікації забезпечується, оскільки для них виконується умова (14) $N > N_p^*$ ($N_p^* = 29$, згідно із співвідношенням (14)). Для озер Світязь ($d_{NP} = 0,343$), В. Чорне ($d_{NP} = 0,203$), Люцимер ($d_{NP} = 0,176$), Пулемецьке ($d_{NP} = 0,107$) параметр d_{NP} дозволяє кількісно оцінювати ступінь порушення умов стійкості.

Висновки

Визначено параметри стаціонарних точок, які мають біологічний зміст і характеризують умови стійкості водного середовища озера.

За результатами імітаційного моделювання щодо водного середовища озерної екосистеми для коефіцієнта бактеріального розкладу детриту встановлено нелінійну гіперболічну залежність $\mu(x) = \mu_0(1 + y_N/x)$ (x – концентрація розчиненого кисню).

З метою аналізу умов стійкості відносно умов щодо синьо-зелених водоростей для шести озер Шацького національного природного парку (ШНПП) проведена оцінка відношень концентрації азоту до концентрації фосфору $N_p = C(N)/C(P)$ і на цій основі введено параметр відхилень d_{NP} . Встановлено, що в озерах Пісочне і Перемут умова стійкості ($N_p > 29$) задовольняється. Для озер Світязь ($d_{NP} = 0,343$), Велике Чорне ($d_{NP} = 0,203$), Люцимер ($d_{NP} = 0,176$), Пулемецьке ($d_{NP} = 0,107$) і відповідні значення параметра d_{NP} дозволяють кількісно оцінювати ступінь порушення умов стійкості.

Список літератури:

1. Горстко А.Б. Введение в моделирование эколого-экономических систем / А.Б. Горстко, Г.А. Угольницкий. – Ростов-на-Дону: Изд-во Ростовского ун-та, 1990. – 112 с.
2. Юзевич В. Моделювання локальних гідродинамічних потоків в озерних екосистемах / В. Юзевич, П. Сопрунюк, Н. Луців // Комп'ютерні науки та інформаційні технології. Вісник Національного університету "Львівська політехніка". – Львів: Вид. НУ "Львівська політехніка", 2010. – № 672. – С. 204–210.
3. Михайлов В.Н. Оценка устойчивости и уязвимости водных экосистем с позиции гидроэкологии / В.Н. Михайлов, К.К. Эдельштейн // Вестн. Москов. Ун-та. Сер. 5. География. – 1996. – С. 27-35.
4. Меншуткин В.В. Имитационное моделирование водных экологических систем / В. В. Меншуткин. – СПб.: Наука, 1993. – 158 с.
5. Лаврик В.І. Математичне моделювання та оцінка впливу площі водозбору на кисневий режим водних екосистем в умовах їх евтрофікації / В.І. Лаврик, І.А. Скуратівська // Наукові записки: Біологія та екологія, 2004. – Т. 54. – С. 46-50.
6. Моделирование водных экосистем. Комплексный подход (глава 9) / В. В. Меншуткин, О. Н. Воробьева, Т. И. Казанцева, В. Ф. Левченко // Невская губа – опыт моделирования (коллективная монография под редакцией В. В. Меншуткина). – СПб, 1997. – С. 299-336.
7. Морозова А.О. Гідрохімічний стан та оцінка якості води водойм Шацького національного природного парку / А.О. Морозова // Науковий вісник Волинського Національного університету імені Лесі Українки. – 2009. – № 1. – С. 47-51.
8. Юзевич В. Система збалансованих показників для вимірювання гідробіологічних характеристик водних екосистем / В. Юзевич, Н. Луців // Вимірювальна техніка та метрологія. – 2010. – Вип. № 71. – С. 185-189.

*В.Н. Юзевич, д-р физ.-мат. наук, профессор, Г.Й. Боднар, канд. техн. наук, доцент
(Львовский государственный университет безопасности жизнедеятельности)*

КРИТЕРИИ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ СТОЙКОСТИ В ОЗЕРОВЕДЕНИИ

На основе балансовых соотношений установлены условия стойкости водной среды озер с учетом процесса эвтрофикации, который сопровождается загрязнением воды органическими веществами. Сформулированы критерии, соответствующие стационарным точкам, параметры которых характеризуют условия стойкости водной среды озера. С целью анализа условий стойкости относительно продукции сине-зеленых водорослей проведена оценка отношений концентрации азота к концентрации фосфора $N_p=C(N)/C(P)$ и на этой основе введен параметр, с помощью которого проанализированы условия стойкости ряда озер Шацкого биорезервата.

Ключевые слова: моделирование, стойкость экосистем, лимнология, процессы физико-химические и биологические

*V.M. Yuzevych, Doctor of Sciences (Phys.-Math.), Professor
H.Yo. Bodnar, Candidate of Sciences (Engineering), Associate Professor
(Lviv State University of Vital Activity Safety)*

CRITERIA OF ECOLOGICAL STABILITY IN LIMNOLOGY

On the basis of balance correlations the terms of stability of water environment of lakes are set taking into account the process of eutrophication, which is accompanied contamination of water organic matters. Criteria, proper stationary points the parameters of which are characterized by the terms of stability of water environment of lake, are formulated. With the purpose of analysis of terms of stability in relation to the products of blue-green water-plants the estimation of relations of concentration of nitrogen is conducted to the concentration of phosphorus of $N_p=C(N)/C(P)$ and on this basis a parameter which the terms of stability of row of lakes of biological rezervat of Shack are analysed by is entered.

Key words: modelling, stability of ekosystem, limnology, physical and chemical and biological processes.

