

УДК 597.2/5.639.3

**Й. В. Гриб** – доктор біологічних наук, старший науковий співробітник, провідний науковий співробітник відділу екології водоймищ Інституту гідробіології НАН України, м. Київ;

**В. В. Сондак** – член-кореспондент МАНЕБ, кандидат біологічних наук, доцент, завідувач кафедри водних біоресурсів Національного університету водного господарства та природокористування, м. Рівне

### **Абіотичні фактори впливу на відродження аборигенної іхтіофауни природних водойм Західного Полісся України**

*Роботу виконано на кафедрі водних біоресурсів НУВГП*

Проаналізовано вплив абіотичних чинників (гідрологічний режим, якість і температура води, трансформацію русел) на відродження аборигенної іхтіофауни річок Стир, Горинь, Іква, Устя, Стубла. Обчислено стійкість природних водойм, проведено багатофакторний аналіз впливу кожного з факторів.

**Ключові слова:** іхтіофауна, гідроекосистеми, багатофакторний аналіз, природні водойми.

**Гриб И. В., Сондак В. В. Абиотические факторы влияния на возрождение аборигенной ихтиофауны природный водоемов Западного Полесья Украины.** Рассмотрено влияние абиотических факторов (гидрологический режим, качество и температура воды, трансформация русла) на возрождение аборигенной ихтиофауны рек Стирь, Горынь, Иква, Устья, Стубла. Рассчитана стойкость естественных водоемов, проведен многофакторный анализ влияния каждого фактора.

**Ключевые слова:** ихтиофауна, гидроэкосистемы, многофакторный анализ, природные водоемы.

---

© Гриб Й. В., Сондак В. В., 2009

**Hryb I. V., Sondak V. V. The Abiotic Factors of Influence on the Revival of the Aboriginal Ichthyofauna in the Natural Reservoirs of Western Polissya in Ukraine.** In this work the authors describe the influence of the abiotic factors (the hydrological conditions, the quality and temperature of water, the transformation of river-bed) on the revival of the aboriginal ichthyofauna in the rivers Styr, Horyn, Ikva, Ustya, Stubla. They have also rated the durability of the natural reservoirs and analysed the influence of each factor.

**Key words:** ichthyofauna, hydro-eco systems, poly-factor analysis, natural reservoirs.

**Постановка наукової проблеми та її значення.** Господарське освоєння річково-озерної мережі, особливо басейнів основних русел при нестабільному гідроекологічному режимі та множинності стресових впливів, ставить завдання стабілізації іхтіоекологічної ситуації за рахунок збереження “природних локалітетів”, додаткової мережі та прийняття екологічно обґрунтованих рішень для реабілітації та відтворення аборигенної іхтіофауни, рибопродукція якої у Поліському регіоні за останні 10 років значно зменшилася [4].

Західне Полісся України – єдиний регіон, де частково збереглися умови для природного відтворення аборигенної іхтіофауни, а басейни правобережних приток р. Прип’ять (річки Стир, Горинь, Стохід, Вижівка, Турія, озера Шацького НПП та руслові Люб’язь, Нобель), які є підзоною відтворювального комплексу Західноприп’ятського гідроекологічного коридора, зберігаючи генофонд аборигенної іхтіофауни регіону, потребують охорони, реабілітації та управління [1–4].

**Матеріали й методи.** Протягом останніх 10 років ми досліджували вплив біотичних та абіотичних чинників на відродження аборигенної іхтіофауни рр. Стир, Горинь, Случ як складових частин Західно-Прип’ятського гідроекологічного коридора, формування стійкості та сталості річкових біоценозів в умовах впливу стресових факторів (постійних та періодичних).

Досліджувалися: гідрологічний режим, стан кормової бази, якість води, трансформація русел та заплав, рибопродуктивність та кількість рибопродукції, видовий склад аборигенної іхтіофауни та її розмірно-вагові характеристики – складники відтворення іхтіоценозу Західноприп’ятського гідроекологічного коридора.

**Виклад основного матеріалу й обґрунтування отриманих результатів дослідження.** Незважаючи на вагомі результати наукових досліджень аборигенної іхтіофауни регіону (М. О. Полтавчук, М. Ю. Євтушенко, П. Г. Шевченко) [6; 7], до цього часу відсутні методи обчислення стійкості водних екосистем щодо впливу біотичних та абіотичних чинників на рибопродуктивність. Відповідно, немає статистично достовірних методів обчислення визначення лімітуючих чинників впливу та відсутнє їх ранжування як прийняття необхідних рішень.

Відомо, що найвища рибопродуктивність природних водойм спостерігається через два роки від року середньої водності, коли забезпечуються оптимальні нерестові умови, формується сприятлива кормова база та гідрологічний режим. Однак до цього часу не були визначені конкретні складники формування стійкості та рибопродуктивності водних екосистем.

Метод, який ми пропонуємо, полягає в обчисленні стійкості збережених у природному стані ділянок русел річок (зазвичай гирлових), де формуються локальні рибовідтворювальні ділянки (ЛРД) – “природні локалітети” відтворення аборигенної іхтіофауни (рис. 1).

Складниками локальних рибовідтворювальних ділянок (ЛРД) є: місця збереження маточного поголів’я, джерел чистої води, умов для формування кормової бази, нересту та можливості скочуватися молоді риби у русло основної річки після переходу на самостійне (зовнішнє) живлення, з відкритими шляхами зимових, нерестових та кормових міграцій.

Так, дослідження якості води локальних рибовідтворювальних ділянок р. Горинь у створі сіл Деражне, Степань, показали, що для них характерні води першого класу (екологічний індекс “I<sub>e</sub>” становить 2,0–3,5), водночас в основному руслі річки якість води відповідає характеристикам третього та четвертого класу (“I<sub>e</sub>” 6,9–7,6) – за складом солей, токсичними домішками та трофічним статусом. Живе русло мало нестійку якість води, токсичні домішки, періодичні та неперіодичні стресові ситуації (рис. 1).

Ми визначили, що стан стійкості водної екосистеми – величина, прямо пропорційна добутку часу добігання води від витoku до гирла, кількості межових зон-екотонів та швидкості руслового потоку, й обернено пропорційна чисельності стресових ситуацій на проміжку досліджуваного русла річки – правило Гриба-Сондака [4].

Формула для обчислення стійкості водної екосистеми:

$$St = K \cdot \tau \cdot v \cdot Mko_2 \cdot n / (\sum S + \sum Mk) \cdot L, \quad (1)$$

де:  $K$  – коефіцієнт реаерації (функція від швидкості руху води та шорсткості ложа річки) – приймаємо 1,1;  $\tau$  – час добігання води до греблі сегментованої ділянки русла річки, або від витoku до гирла непорушеної річки – (добі);  $v$  – швидкість течії (функція від нахилу, звивистості, шорсткості ложа русла річки та наявності вищих водяних рослин) – (м/с);  $L$  – довжина русла або сегментованої ділянки – (м);  $Mko_2$  – маса розчиненого у воді кисню при 100 % насиченні – (г);  $n$  – чисельність межових зон-екотонів – (шт.);  $\sum S$  – сума врахованих стресових ситуацій біотичного й абіотичного походження – (шт.);  $\sum Mk$  – маса спожитого розчиненого кисню: фітомасою ( $a_1$ ) – 50 %, розч. орган. реч. ( $a_2$ ) – 10 %, муловими відкладами ( $a_3$ ) – 10 %, диханням риб ( $a_4$ ) – 30 % (г) [5].

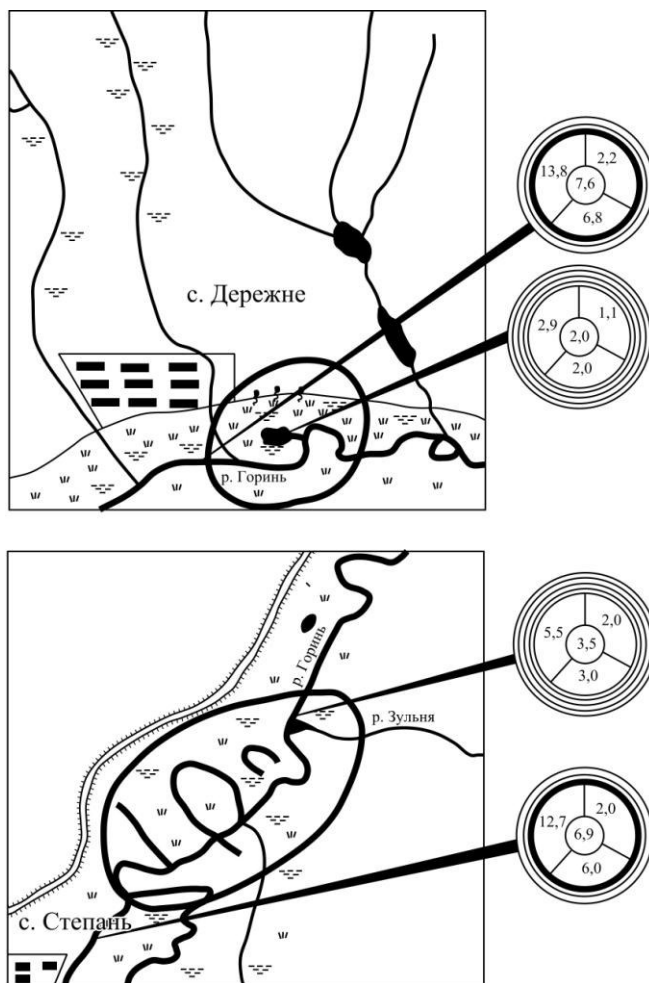


Рис. 1. Схеми локальних рибовідтворювальних ділянок у басейні р. Горинь у створі с. Дерезне (300 км) та нижче с. Степань (200 км)

$$Mk = \tau \cdot (a_1 + a_2 + a_3 + a_4) \quad (2)$$

$$a_1 = Q \cdot K_{O_2} \cdot D \quad (3)$$

$$a = M_{\text{риб}} \cdot K_{\text{дихання риб}} \quad (4)$$

$$a_3 = \frac{M_{\text{риб}} \cdot K_{\text{дихання риб}}}{3} \quad (5)$$

$$a_4 = (Q \cdot K_{O_2} \cdot L) \cdot 5 = a_1 \cdot 5 \quad (6)$$

де:  $Q$  – об’єм води досліджуваної ділянки за період добігання води до греблі, гирла (контрольного створу) – (м<sup>3</sup>);

$K_{O_2}$  – коефіцієнт споживання розчиненою у воді кисню органічною речовиною (0,005 – гумінові сполуки, 0,2 – стічні води);

$D$  – споживання розчиненого у воді кисню за 5 діб (відмерлими мікрководоростями, розчиненими у воді органічними сполуками, зависями) – (г O<sub>2</sub>/м<sup>3</sup>);

$M_{\text{риб}}$  – маса риби (кг);

$K_{\text{дихання риби}}$  – дихальний коефіцієнт риби (прийнято 9,14 г O<sub>2</sub>/кг риби за добу).

Наведені обчислення базуються на кисневому балансі рибницьких ставів [5].

У річковій екосистемі внаслідок протічності та дискретності споживається за оптимальних умов від 1,7 до 30,0 % розчиненого кисню всіма складниками річкового континууму (в підлідний період). Тобто 70,0 % маси розчиненого кисню повинно залишатися для нормального функціонування ценозів річкової екосистеми (за допустимого мінімуму вмісту  $\geq 4,0$  мг/дм<sup>3</sup>). За нижчих концентрацій настає стресова ситуація – аноксія та вимушена міграція риби – характерна особливість р. Прип’ять та її правобережних приток – річок Стир, Горинь.

Якщо допустити, що за оптимальних умов співвідношення між насиченням води киснем та його споживанням є величина стала, то формула (1) матиме вигляд:

$$St = \tau \cdot v \cdot n / \sum S \cdot L. \quad (7)$$

*Стійкий розвиток водної екосистеми можна сформулювати як величину, прямо пропорційну добутку часу добігання води від витoku до гирла, кількості межових зон-екотонів та швидкості руслового потоку й обернено пропорційну чисельності врахованих стресових ситуацій, на проміжку (довжині) досліджуваного русла, або сегмента річки (правило Гриба-Сондака) [4].*

Обчислення стійкості річок Стир, Горинь, Іква, Устя та магістрального каналу “Стубла” показав, що стійкішими є річкові екосистеми з численними екологічними нішами та мінімумом стресів (табл. 1).

Таблиця 1

#### Обчислення стійкості природних водойм Стир-Горинського гідроекологічного коридора

Показник	р. Стир	р. Горинь	р. Іква	р. Устя	Магістральний канал “Стубла”
$\tau$	10,0	9,0	5,0	9,0	7,0
$v$	0,35	0,20	0,35	0,10	0,10
$L$	437,0	659,0	156,0	100,0	80,0
$n$	400,0	400,0	200,0	50,0	10,0
$\sum S$	10,0	10,0	5,0	16,0	6,0
$St$	27,7	9,4	38,8	2,43	1,26

Наприклад, р. Стир:  $St = \tau \cdot v \cdot n / \sum S \cdot L = 86 \cdot 400 \cdot 10,0 \cdot 0,35 \cdot 400,0 / 10,0 \cdot 437 \cdot 000 = 27,7$ .

Тобто управління стійкістю трансформованих річкових екосистем полягає в мінімізації чисельності стрес-факторів, подовженні терміну добігання води до гирла та збільшенні (реабілітації) чисельності межових зон-екотонів (екологічних ніш) у досліджуваному проміжку русла річки.

Для об’єктивного оцінювання іхтіоекологічної ситуації гідроекологічного коридору або басейну річки ми пропонуємо використовувати просторовий біомаркер [3; 4] (рис. 2).

Запропонований нами просторовий біомаркер має такі характеристики: період стійкого затоплення заплавної луки – природних нерестовищ ( $\tau$ ); чисельність межових зон-екотонів (екологічних ніш) ( $n$ ); якість води, стан кормової бази ( $I_e$ ) або токсичність водного середовища ( $I_c$ ); відсоток наявності популяцій аборигенних видів риби порівняно з нетрансформованими басейнами, їх стан та кількість рибопродукції ( $R\tau$ ) (рис. 2, табл. 2).

**Класифікаційне оцінювання стану популяцій аборигенних видів риб  
(за В. В. Сондаком ) [4]**

Рівень, клас	Характеристика популяцій риб щодо нетрансформованих басейнів (%)
I	Популяції риб досліджуваного водного об'єкта й нетрансформованих басейнів річок та озер тотожні на $\approx 100\%$
II	Часткове порушення складу популяцій промислових видів риб-реофілів, літофітів псамофілів та напівпрохідних форм (рибець, форель, марена, стерлядь) – наявні 75,0 % складу щодо нетрансформованих басейнів
III	Помітні зміни ценозів цінних видів риб. Порушена різновікова структура стада риб – деякі вікові групи випали або містять тільки поодинокі екземпляри. Численні – щука, окунь, плітка, плоскирка, сріблястий карась, лящ. Нечисленні – сом, головень, лин, в'язь, підуст, білизна, судак, короп-сазан – $\geq 50,0\%$ складу щодо нетрансформованих басейнів
IV	Іхтіоценоз складається з малоцінних та смітних видів риб молодших вікових груп – окунь, верховодка, карась, плітка, триголкова колючка, гірчак, вівсянка, пічкур. Відсутні промислові види риб, їх маточне поголів'я та ремонт < 50,0 % складу щодо нетрансформованих басейнів. Іхтіоценоз складається з риб, які мають короткий термін відтворення.
V	Переважають популяції риб лімнофілів та фітофілів. Розвинута тугорослість. Іхтіоценоз представлений адаптивними видами, які пристосувалися до забруднення або інших несприятливих факторів – окунь, гірчак, йорж, вівсянка, верховодка, або вселенці – ротан. Поодинокі – плітка, краснопірка, сріблястий карась < 30,0 % складу популяцій щодо нетрансформованих басейнів.

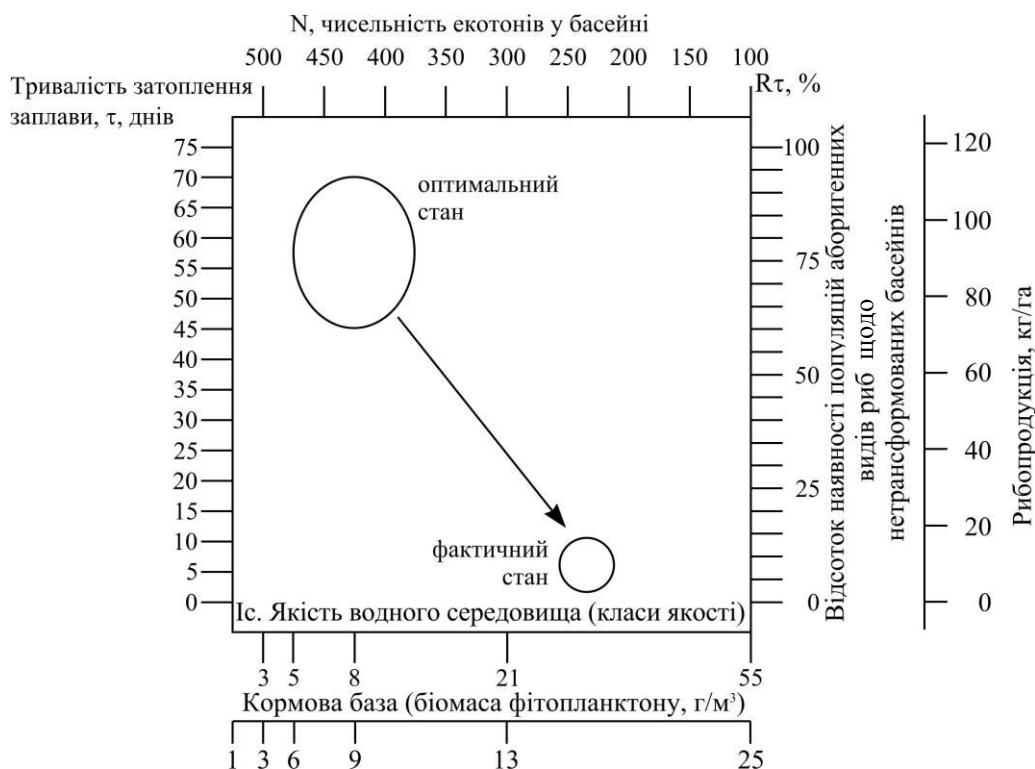


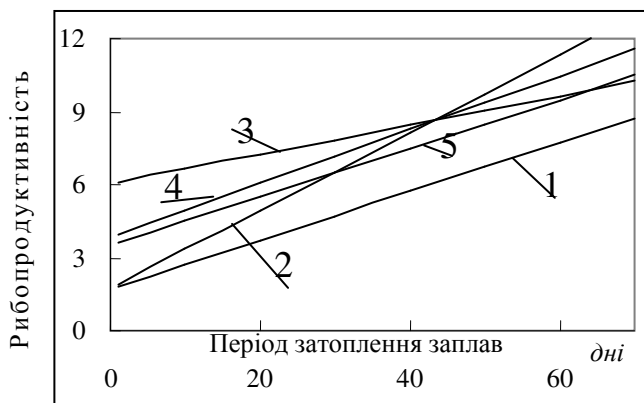
Рис. 2. Просторовий біомаркер оцінки іхтіоекологічної ситуації у Стир-Горинському гідроекологічному коридорі

Ранг вагомості складових характеристик стійкості водної екосистеми визначали з допомогою математичної програми в редакторі *Mathcad*.

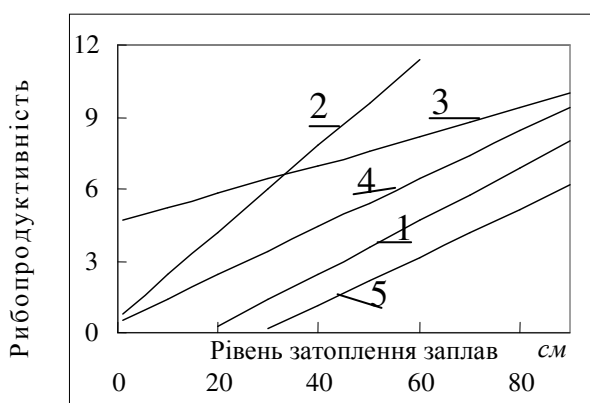
Використання програми дало можливість обчислювати:

– коефіцієнти  $a$  і  $b$  для рівняння ( $y = a + bx$ ) парної регресії та коефіцієнти кореляції між біомаркерами впливу (період та рівень затоплення заплив, якість води та її температура, біомаса зоопланктону) та рибопродуктивністю за досліджуваними створами спостережень: с. Деражне, м. Дубровиця – басейн р. Горинь; м. Берестечко, смт Колки – басейн р. Стир (рис. 3);

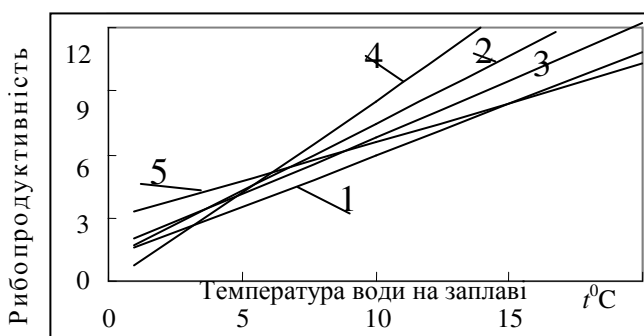
- коефіцієнти  $a$  і  $b$  для рівняння ( $y = a + bx$ ) парної регресії та коефіцієнт кореляції між біомаркерами впливу (період та рівень затоплення заплав, якість води та її температура) з кормовою базою (біомаса зоопланктону) як кінцевим результатом, який має безпосередній вплив на рибопродуктивність та рибопродукцію річкової мережі за тими ж створами спостережень (рис. 4);
- множинну регресію впливу біомаркерів на рибопродуктивність (рис. 3);
- множинну регресію впливу біомаркерів на формування кормової бази (рис. 4).



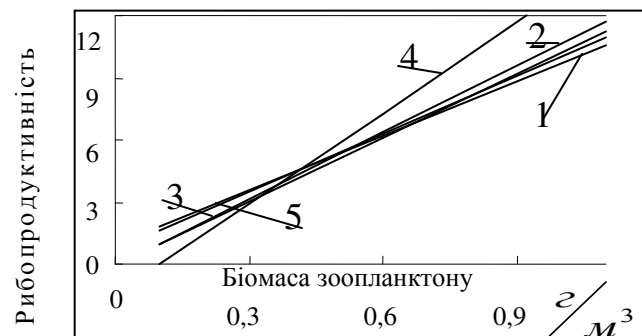
1 – ( $r = 0,92$ ); 2 – 0,84; 3 – 0,85; 4 – 0,85; 5 – 0,89



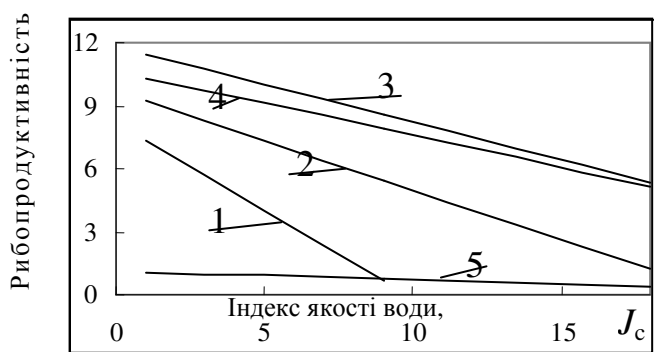
1 – 0,77; 2 – 0,87; 3 – 0,58; 4 – 0,88; 5 – 0,79



1 – 0,97; 2 – 0,98; 3 – 0,60; 4 – 0,88; 5 – 0,64



1 – 0,8; 2 – 0,995; 3 – 0,99; 4 – 0,87; 5 – 0,96



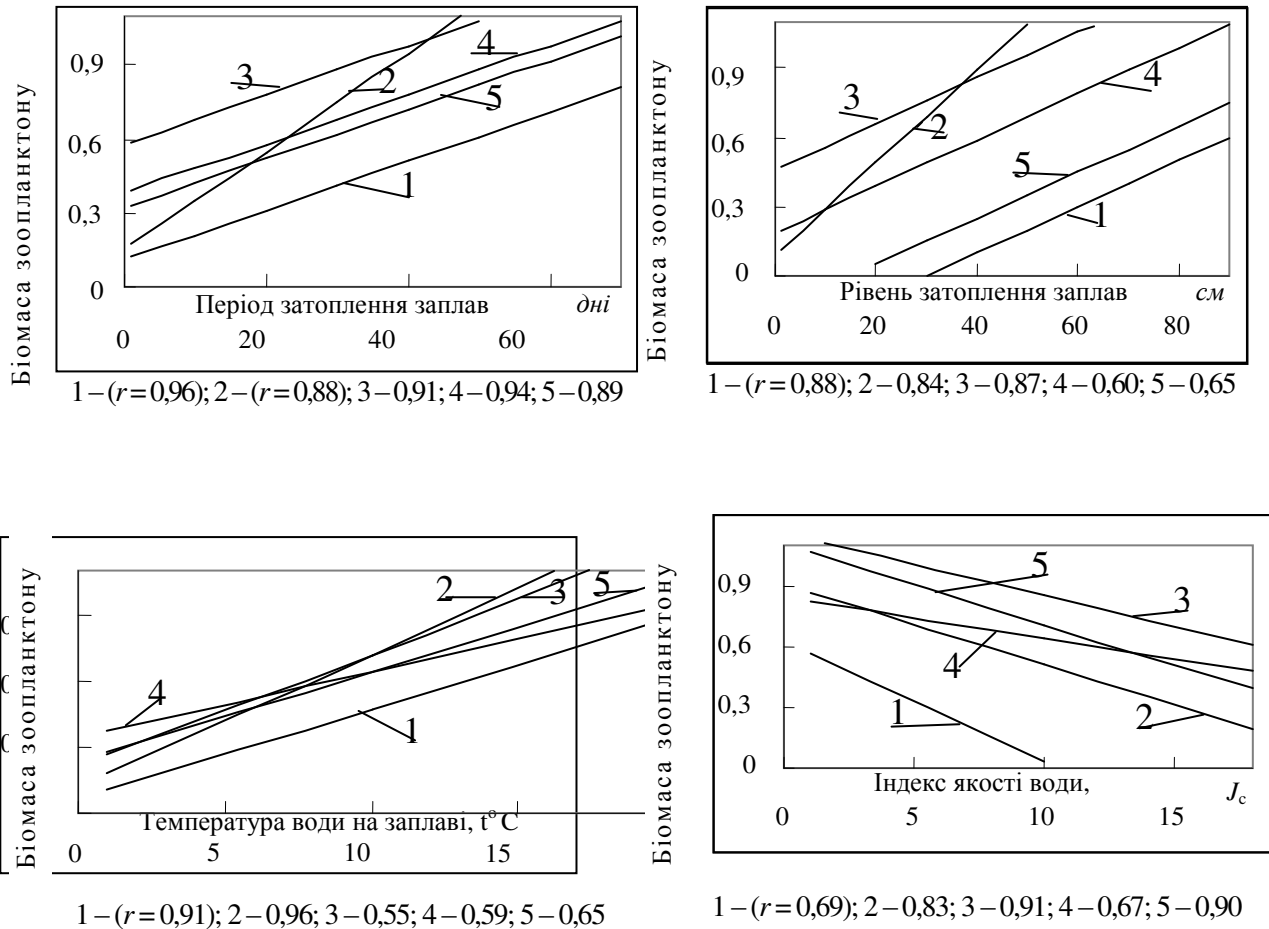
1 – 0,89; 2 – 0,82; 3 – 0,94; 4 – 0,54; 5 – 0,9

**Багатофакторний аналіз впливу кожного з факторів**

Створи спостережень	Період затоплення	Рівень затоплення	Температура води	Маса зоопланктону	Індекс якості води
с. Щуровичі	0,019	0,051	0,569	7,153	0,020
с.мт Колки	0,016	0,007	0,133	9,162	0,001
с. Зарічне	0,017	0,025	0,270	2,580	0,003
с. Деражне	0,060	0,037	0,595	3,832	0,052
с. Висоцьк	0,019	0,035	0,003	5,160	0,060

\* Оптимум рибопродуктивності гирлових ділянок становить 110,0 кг/га; “золотий берег” – до 300,0 кг/га; фактична рибопродуктивність у створах спостережень – до 12,0 кг/га.

**Рис. 3.** Кореляційна залежність рибопродуктивності (кг/га) річок Стир, Горинь до складників просторового біомаркера: період затоплення та рівень води на заплаві, температура води, біомаса зоопланктону та якість води. Створи спостережень: 1 – с. Щуровичі – 390 км; 2 – с.мт Колки – 150 км; 3 – с. Зарічне – 10 км; 4 – с. Деражне – 300 км; 5 – с. Висоцьк – 100 км.



**Багатофакторний аналіз впливу кожного з факторів**

Створи спостережень, км	Період затоплення заплав	Рівень затоплення заплав	Температура води	Індекс якості води
с. Щуровичі – 390 км	0,012	0,004	0,021	0,0004
с.т Колки – 150 км	0,007	0,004	0,029	0,001
с. Зарічне – 10 км	0,003	0,003	0,032	0,003
с. Держане – 300 км	0,005	0,004	0,015	0,001
с. Висоцьк – 100 км	0,007	0,003	0,017	0,006

**Рис. 4.** Кореляційна залежність біомаси зоопланктону ( $г/м^3$ ) річок Стир, Горинь до складників просторового біомаркера: період затоплення та рівень води на заплаві, температура та якість води. Створи спостережень: 1 – с. Щуровичі; 2 – с.т Колки; 3 – с. Зарічне; 4 – с. Держане; 5 – с. Висоцьк

**Статистична обробка** отриманих результатів досліджень виявила:

1. Між складниками просторового біомаркера впливу на відтворення аборигенної іхтіофауни та кінцевим результатом – кормовою базою і рибопродуктивністю природних водойм Західного Полісся України – спостерігається відчутний зв'язок:

– коефіцієнт кореляції між періодом затоплення заплав та рибопродуктивністю для басейну р. Горинь за створами спостережень с. Держане, м. Дубровиця становить +0,85, +0,89, басейну р. Стир (с.т Колки, с. Берестечко) +0,92, +0,84, між періодом затоплення заплав та біомасою зоопланктону для басейну р. Горинь, відповідно, +0,94, +0,89, басейну р. Стир +0,96, +0,88;

– коефіцієнт кореляції між рівнем затоплення заплав та рибопродуктивністю для р. Горинь (с. Держане, м. Дубровиця) +0,58, +0,79, р. Стир (с. Берестечко, с.т Колки) +0,77, +0,87, між рівнем

затоплення заплавл та біомасою зоопланктону для р. Горинь, відповідно, +0,60, +0,65; р. Стир +0,88, +0,84;

– коефіцієнт кореляції між температурою води та рибопродуктивністю для р. Горинь за створами спостережень, відповідно, +0,88, +0,64, р. Стир +0,97, +0,98, між температурою води та біомасою зоопланктону для р. Горинь +0,59, +0,65, р. Стир +0,91, +0,96;

– коефіцієнт кореляції між біомасою зоопланктону та рибопродуктивністю для р. Горинь +0,87, +0,96, р. Стир, відповідно, +0,83, +0,995;

– коефіцієнт кореляції між якістю води та рибопродуктивністю для р. Горинь – +0,55, +0,9; р. Стир +0,89, +0,82, між якістю води та біомасою зоопланктону для р. Горинь +0,67, +0,9, р. Стир +0,69, +0,83.

2. Складники біомаркера істотно впливають на відтворення аборигенної іхтіофауни та рибопродуктивність річкової мережі, що підтверджує правильність їх вибору як біомаркерів і дає можливість управління станом водних іхтіоценозів за досліджуваними складниками.

3. Через різні одиниці виміру ранжувати досліджувані складники впливу досить складно, оскільки вклад кожного з них достовірний ( $r = \text{від } +0,6 \text{ до } +0,999$ ).

#### **Висновки й перспективи подальших досліджень**

1. Стійкість водної екосистеми є величина, прямо пропорційна добутку часу добігання води від витоку до гирла, кількості межових зон-екотонів та швидкості руслового потоку й обернено пропорційна чисельності врахованих стресових ситуацій, на проміжку (довжині) досліджуваного русла або сегмента річки.

Обчислюється сталість водної екосистеми за формулою:

$$St = \tau \cdot v \cdot n / \sum S \cdot L - \text{правило Гриба-Сондака.}$$

2. Ураховані у просторовому біомаркері абіотичні та біотичні чинники впливу на відтворення аборигенної іхтіофауни мають суттєвий вплив, між ними існує тісний кореляційний зв'язок, що підтверджує правильність їх вибору та можливість застосування у процесі моніторингових досліджень стану водних екосистем.

3. Управління стійкістю трансформованих річкових систем базується на мінімізації чисельності стрес-факторів, подовженні терміну добігання води до гирла та збільшенні (реабілітації) чисельності межових зон-екотонів (екологічних ніш) у досліджуваному проміжку русла річки.

#### **Література**

1. Гриб Й. В., Клименко М. О., Сондак В. В. Відновна гідроекологія порушених річкових та озерних систем (гідрохімія, гідробіологія, гідрологія, управління). – Рівне: Волин. береги, 1999. – Т. 1. – 348 с.
2. Гриб Й. В., Клименко М. О., Сондак В. В., Волкова Л. А. Відновна гідроекологія порушених річкових та озерних систем (гідрохімія, гідробіологія, гідрологія, управління). – Рівне: Волин. береги, 1999. – Т. 2. – 148 с.
3. Відновна іхтіоекологія (реабілітація аборигенної іхтіофауни природних водойм України) / За ред. Й. В. Гриба, В. В. Сондака. – Рівне: Волин. береги, 2007. – 630 с.
4. Сондак В. В. Відновна іхтіоекологія природних водойм Західного Полісся України. – Рівне: Волин. береги, 2008. – 382 с.
5. Шпетт Г. Й. Кисневий баланс ставів у зв'язку з інтенсифікацією ставового коронового господарства // Г. Й. Шпетт, М. Б. Фельдман: Наук. пр. УНДІРГ. – К.: Б. в., 1960. – С. 30–54.
6. Полтавчук М. О. Про наслідки іхтіологічного дослідження і заходи до охорони і використання рибного населення деяких річок правобережного Полісся УРСР // Проблеми малих річок України. – К.: Наук. думка, 1974. – С. 134–139.
7. Євтушенко М. Ю. Сучасний стан іхтіофауни та охорона риб озер Шацького Національного парку / М. Ю. Євтушенко, П. Г. Шевченко. Шацький національний парк. – Світязь: Б. в., 1999. – С. 194–200.

Статтю подано до редколегії  
21.01.2009 р.