

УДК [574.63:504.453] (083)

**О.О. ПРОТАСОВ**, д. б. н., проф., пров. наук. співроб.,  
Інститут гідробіології НАН України,  
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна  
e-mail: labtech-hb@ukr.net  
ORCID 0000-0002-0204-2007

**А.А. СИЛАЄВА**, к. б. н., ст. наук. співроб.,  
Інститут гідробіології НАН України,  
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна

**Т.М. НОВОСЬОЛОВА**, пров. інж.,  
Інститут гідробіології НАН України,  
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна

**Й.І. УЗУНОВ**, канд. наук., проф.,  
Інститут біорізноманіття та екосистемних досліджень Болгарської АН,  
вул. Майор Юрій Гагарін, 2, Софія, 1113, Болгарія

## ОЦІНКА ЕКОЛОГІЧНОГО ПОТЕНЦІАЛУ ВОДНИХ ТЕХНОЕКОСИСТЕМ НА ОСНОВІ КОМПАРАТИВНОГО ПІДХОДУ

---

*У статті розглядаються деякі принципи питання санітарної і технічної гідробіології щодо оцінки екологічного та пов'язаного з ним технічного стану різною мірою антропо залежних і техногенних водних екосистем. Розглядаються питання застосування комплексних методів оцінки екологічного потенціалу водних об'єктів і якості водного середовища на основі принципів компаративної (порівняльної) оцінки поточного стану з комплексом екологічно і технічно прийнятних умов (ЕТПУ). Запропоновано методу оцінки екологічного потенціалу водних техноекосистем, що була апробована на прикладі техноекосистеми АЕС.*

**Ключові слова:** екологічний стан, екологічний потенціал, Водна Рамкова Директива, екологічна оцінка, штучні та істотно змінені водні об'єкти, техноекосистема, АЕС.

Проблема оцінки якості водного середовища входить до кола завдань санітарної гідробіології [11, 21]. Оцінка якості середовища завжди релятивна. Інтерес санітарної гідробіології пов'язаний з пріоритетом оцінки вод або водних екосистем з точки зору здоров'я людини, отримання води і продукції гідробіонтів високої якості, придатності водних об'єктів для рекреації та інших видів використання. Такий антропоцентричний підхід до природних водних об'єктів переважає при розробці критеріїв їх оцін-

---

Ц и т у в а н н я: Протасов О.О., Силаєва А.А., Новосьолова Т.М., Узунов Й.І. Оцінка екологічного потенціалу водних техноекосистем на основі компаративного підходу. *Гідробіол. журн.* 2020. № 1 (331). С. 75—93.

ISSN 0375-8990. Гідробіологічний журнал. 2020. № 1 (331)

75

ки. Проте потреби людини, пов'язані з водними об'єктами та водними екосистемами, ширші, ніж безпосередньо здоров'я та фізичне благополуччя. Погляди на екосистемні послуги, які людина отримує від гідроекосистем, кардинально змінились [20]. Будь-які заходи щодо покращення стану або, навпаки, прояви негативного впливу (так звані «анти-послуги, *disservices*») повинні мати адекватні оцінки, для чого необхідні відповідні методи оцінювання.

Водна Рамкова Директива ЄС [3] вимагає точної характеристики природних, сильно змінених і штучних водних об'єктів, оскільки подальша оцінка передбачає встановлення екологічного статусу (для перших) або екологічного потенціалу (для останніх). Відповідно до нормативних документів (Накази № 4 і 5 Мінекології та природних ресурсів від 14.01.19 р.), в Україні одиницею екологічного контролю виступає масив поверхневих вод (МПВ), який може бути як цілісним водним об'єктом, так і його значущою частиною, для якого встановлюються екологічні цілі. Хоча, строго кажучи, у документі не уточнюється, чи слід розглядати МПВ лише як певну однорідну водну масу або як частину екосистеми у сукупності з іншими елементами (наприклад водну масу на деякому відрізьку русла річки або частину всього водотоку). До цього слід додати, що у техноекосистемах встановлюються ще і технічні цілі.

Раніше нами було показано [15], що антропогенний вплив має градієнтну природу, тому чітке виділення груп водних об'єктів за ступенем їх порушення на практиці є вельми складним. Нами були введені поняття континууму екосистем і градієнта антропогенного впливу. Існують групи водних об'єктів, зокрема елементи агро- або техноекосистем, створені для певних технічних функцій. Вони займають полярне положення у вказаному екосистемному градієнті відносно природних.

За своєю суттю поняття «екологічний потенціал» розглядається у ВРД у значенні, близькому до реального стану, відрізняючись від «екологічного стану» лише прив'язкою до сильно змінених і штучних водних об'єктів і гідроекосистем. Проте, в екології існує також інше уявлення про «екологічний потенціал системи» [2] як комплекс характеристик екосистеми, які вона мала «у своєму первинному клімаксовому стані» ([5], с. 15). У цьому сенсі поняття екологічного потенціалу близьке до референційних умов. Далі ми будемо використовувати поняття екологічного потенціалу як систему характеристик водної техноекосистеми, як бажаних, прийнятних, так і реально отриманих у процесі моніторингу.

Поняття «природний водний об'єкт» у теперішній час може бути застосовано, принаймні у розвинених країнах, до достатньо незначного переліку об'єктів. Так, за даними 2015 р. [30] у Німеччині менше 50% водних об'єктів може бути віднесено до малопорушених або природних. Зростає кількість сильно трансформованих та штучних водойм та водотоків. При їх використанні акценти зміщуються у бік технічних потреб і цілей і відповідності певним проектним вимогам.

### Компаративний підхід

Згідно ВРД екологічний стан (status) природних водних об'єктів визначається компаративним методом, тобто шляхом порівняння реального стану з деяким, прийнятим за еталонний [21]. Наприклад, зі станом екосистеми до початку антропогенного впливу (порівняння у часі) або з деяким фрагментом екосистеми, прийнятим за еталонний (порівняння в просторі). Встановлення цих еталонних або так званих «референційних умов» (reference conditions), з якими повинно проводитися порівняння реального стану природних водних об'єктів, пов'язане з чималими складнощами. Оцінка статусу реальних природних водних об'єктів, по суті, є процедурою встановлення їх положення в екосистемному градієнті, кількісного визначення своєрідної «відстані» від досліджуваної екосистеми до еталонної.

Принципово такий же підхід є доцільним і для техноекосистем, проте у межах рекомендацій ВРД питання про комплекс умов для порівняння залишається відкритим [21]. Певним парадоксом ВРД є те, що при поділі водних об'єктів за критерієм наявності або відсутності антропогенного впливу і проведенні процедури оцінки для змінених і штучних водних об'єктів пропонується порівняння їх з одним з найбільш «подібних типів водних природних об'єктів» ([3], с. 50). Саме виділення сильно змінених, а тим більше штучних водних об'єктів якраз і припускає їх істотну відмінність від природних, непорушених, тому порівняння з природними абсолютно неприйнятне. Існує алгоритм [24] визначення як статусу/стану водних об'єктів, так і екологічного потенціалу. Оцінка починається з біотопічних характеристик: чи відповідають гідроморфологічні характеристики таким максимального потенціалу (Maximum Ecological Potential, MEP)? Згідно додатку V ВРД максимальному екологічному потенціалу можуть відповідати лише ті умови, за яких є певна подібність до природних водних об'єктів. Характеристики помірного (moderate) потенціалу зводяться до визначення умов, які забезпечують «помірні зміни» у структурі біологічних елементів якості. При більших відхиленнях водний об'єкт класифікується як такий, що має поганий потенціал.

Не викликає сумніву, що оцінка повинна базуватися на багатьох критеріях, дескрипторах, тобто описуваних параметрах. Представляється, що вони повинні відповідати декільком важливим критеріям:

- давати однозначну інформацію про ту або іншу властивість, характеристики умов середовища, біотичне угруповання,
- мати відношення до найважливіших характеристик водного об'єкта або екосистеми,
- бути доступними, давати можливість швидкого отримання достатньої інформації при моніторингу,
- отримання значень параметрів і їх аналіз мають бути достатньо простими і дешевими.

Крім того, необхідно враховувати взаємозв'язок тих або інших показників і віддавати пріоритет найбільш інформативним з них.

Компаративний принцип, тобто порівняння реальної ситуації з деяким обраним еталоном, є найприйнятнішим для практичних цілей. Для штучних водних об'єктів раніше пропонувалося використовувати характеристики «типових умов» [10]. Для них, як було відмічено [15], як еталон доцільно використовувати проектні характеристики даного об'єкта. Проте у більшості випадків у проектних матеріалах йдеться про технічні, а не екологічні умови [29], для останніх зазвичай наводяться лише загальні положення. Більш того, практично ніколи не проводиться аналіз біотичного впливу на стабільність, надійність і безаварійність роботи технічних систем. Часто біологічні перешкоди, що виникають у роботі обладнання, виявляються вже у процесі експлуатації. Таким чином, комплекс умов, що можуть розглядатися як еталонні для порівняння, може бути більш надійно сформований вже виходячи з досвіду експлуатації технічних систем.

У певному сенсі прикладом компаративного підходу при оцінці якості водного середовища на основі порівняння з матрицею можливих значень параметрів є система оцінки за відповідними категоріями [6, 8]. Строго кажучи, вона не призначена для оцінок типу «гірше — краще», а лише для комплексного встановлення трофічного статусу водного об'єкта. Проте, як було відмічено вище, на цій базі може бути підготовлена і оціночна шкала [1].

Порівняльний принцип передбачає насамперед дві важливі задачі: визначення еталонного стану системи і вибір коректних методів порівняння, причому з урахуванням можливого ступеня порівняльності об'єктів та/або їх стану. Крім того, слід усвідомлювати те, що ми не порівнюємо власне об'єкти як такі — між собою порівнюються ті або інші параметри, значення їх характеристик. Тому результат порівняння завжди залежить від повноти та адекватності обраних показників.

### **Принцип блоковості показників**

Вибір показників стану повинен відповідати певній системі. Один з варіантів організації такої системи — виділення певних блоків. ВРД ([3], Додаток V, с. 128—129) пропонує виділення трьох блоків елементів якості для класифікації екологічного стану: біологічні, гідроморфологічні, фізико-хімічні. Далі виділяються підблоки або блоки другого порядку. У біологічному — це показники, пов'язані з водними рослинами, донними безхребетними, рибами. У гідроморфологічному — динаміка водних мас, зв'язок з підземними водами, розміри водотоку або водойми, колювання глибини, характеристика донного субстрату, характер прибережної зони. У фізико-хімічному блоку — температурний режим, насичення води киснем, мінералізація, вміст органічних і біогенних речовин.

Методика [7] пропонує також систему з декількох блоків та підблоків екологічної класифікації якості вод. Це блоки показників сольового складу, трофо-сапробіологічних або еколого-санітарних показників, низки специфічних забруднюючих речовин. У другому блоці є підблоки гідрологічних, гідрохімічних та гідробіологічних показників.

Таким чином, принципи оцінок екологічного стану будуються на комплексному підході. Це, з одного боку, підвищує надійність, але й істотно ускладнює процедуру оцінок. Оскільки коректне порівняння показників з різних блоків, з різними розмірностями є неможливим, виходом може бути порівняння класів і категорій, у які входять ті або інші показники [6—8]. Категорії і класи являють собою умовні дискретності, оскільки значення показників є безперервним рядом, тому можна користуватися порівнянням між виділеними градаціями, умовними частинами безперервного градієнта — градами [16].

### Визначення показників стану

На основі застосування методичного підходу [7] нами було проведено оцінку якості водного середовища водойми-охолоджувача (ВО) Хмельницької АЕС (ХАЕС) у різні періоди його існування [18]. Було використано 15 показників: прозорість води за диском Секкі, рН, вміст трьох форм азоту, фосфат-іонів, концентрація кисню, перманганатна та біхроматна окиснюваність, біомаса фітопланктону, чисельність бактеріопланктону, індекси сапробності за фітопланктоном, зоопланктоном, зообентосом. Середній індекс якості середовища у період роботи одного енергоблоку АЕС (1998—2001 рр.) по п'яти районах ВО складав від 2,9 до 3,1, що відповідало III класу якості води,  $\beta$ -мезосапробній зоні, категорії «достатньо чисті» води.

На другому етапі існування техноекосистеми (у 2006 р.), коли в експлуатації було вже два енергоблоки, формально якість води покращилась. Середній індекс по водоймі був від 2,5 до 3,0, що відповідає категорії «чисті» води. Проте у цей період у роботі систем водопостачання АЕС спостерігалися значні біологічні перешкоди, викликані масовим розвитком моллюска *Dreissena polymorpha* Pall. Крім того, фільтраційна активність дрейсени, як виявилось, зіграла значну роль у зміні багатьох показників якості води, зокрема прозорості, рясності фітопланктону, а також спричинила явище контуризації [27, 28]. Можна зробити висновок, що екологічні процеси у водоймі зіграли вкрай негативну роль в експлуатації технічних об'єктів. Виходячи з цього, загальна оцінка екологічного і, додам, еколого-технічного стану водної техноекосистеми у даному випадку не може бути безумовно позитивною. Визначення якості води і трофічного статусу виявляється недостатнім для оцінки стану техноекосистеми. Крім того, матриця порівняння [7] не враховує специфічних показників, наприклад, термічного режиму. Враховуючи це, необхідні певні зміни у підході до оцінки, як концептуального, так і чисто методичного характеру.

Запропонований нами комплекс (матриця) (табл. 1) включає 28 показників у чотирьох блоках: гідрофізичні, гідрохімічні, біологічні, технічні. Матриця складена на основі досвіду досліджень техноекосистеми ХАЕС і у певних випадках, як пропонується і при створенні екологічних нормативів [7, 12, 17], може бути доповнена спеціальним блоком показ-

Таблиця 1

Гідрологічні і гідроморфологічні, гідрохімічні, гідробіологічні і технічні показники для оцінки екологічного потенціалу водної техноосистеми

Градації	1	2	3	4	5	6	7
Гідрологічні і гідроморфологічні							
1. Прозорість за диском Секкі, м	≥ 2,55	2,50—1,55	1,50—1,35	1,30—0,95	0,90—0,55	0,50—0,25	≤ 0,20
2. Водобмін (V витрата за міс/V водойми)	3,00	2,99—2,00	1,99—1,50	1,49—1,00	0,99—0,50	0,49—0,25	≤ 0,24
3. Температурний режим, °С, літній період середня по водоймі вище за фонову на 0—2 °С	середня по водоймі вище за фонову на 3—5 °С	середня по водоймі вище за фонову на 3—5 °С	середня по водоймі вище за фонову на ≥ 6 °С локально < 27 °С	27—29 °С на ≥ 50% акваторії	≥ 30 °С локально	≥ 30 °С на більшій частині акваторії	локально ≥ 40 °С
4. Коливання рівня води, м	≤ 0,10	0,11—0,20	0,21—0,40	0,41—0,80	0,81—1,60	1,61—3,00	≥ 3,01
Гідрохімічні							
5. Мінералізація, мг/дм <sup>3</sup>	300	301—500	501—700	701—900	901—1200	1201—1500	≥ 1500
6. рН	≤ 7	7,1—7,2	7,3—7,5	7,6—8,0	8,1—8,5	8,6—9,0	≥ 9,1
7. Азот амонійний, мг N /дм <sup>3</sup>	≤ 0,09	0,10—0,20	0,21—0,30	0,31—0,50	0,51—1,00	1,01—2,50	≥ 2,51
8. Азот нітратний, мг N /дм <sup>3</sup>	≤ 0,20	0,21—0,30	0,31—0,50	0,51—0,70	0,71—1,00	1,01—2,50	≥ 2,51

Продовження табл. 1

Градації	1	2	3	4	5	6	7
9. Фосфор фосфатів, мг Р/дм <sup>3</sup>	≤ 0,015	0,016—0,030	0,031—0,050	0,051—0,100	0,101—0,200	0,201—0,300	≥ 0,300
10. Розчинений кисень, мг/дм <sup>3</sup>	≥ 9,0	8,9—8,0	7,9—7,0	6,9—6,0	5,9—5,0	4,9—4,0	≤ 3,9
11. Насичення киснем, %, (поверхня)	100—96	95—91	90—81	80—71	70—61	60—41	≥ 40
12. Перманганатна окиснюваність, мг О/дм <sup>3</sup>	≤ 3,0	3,1—5,0	5,1—8,0	8,1—10,0	10,1—15,0	15,1—20,0	≥ 20,1
Гідробиологічні							
13. Біомаса фітопланктону, мг/дм <sup>3</sup>	≤ 0,5	0,6—2,0	2,1—5,0	5,1—10,0	10,1—50,0	51,1—100,0	≥ 100,1
14. Біомаса нитчатих водоростей, г/м <sup>2</sup>	≤ 10	11—50	51—100	101—500	501—1000	1001—3000	≥ 3001
15. Біомаса зооперифитону/рухливі, г/м <sup>2</sup>	≥ 200,0	199,9—100,0	99,9—50,0	49,9—20,0	19,9—5,0	4,9—2,0	≤ 1,9
16. Біомаса зооперифітону/прикріплені, г/м <sup>2</sup>	≤ 100	101—500	501—1000	1001—3000	3001—5000	5001—10000	≥ 10001
17. Кількість груп зооперифітону	≥ 15	10—14	8—9	6—7	4—5	2—3	1
18. Біомаса «м'якого» зообентосу, г/м <sup>2</sup>	≥ 20,0	19,9—15,0	14,9—10,0	9,9—5,0	4,9—2,0	1,9—1,0	≤ 0,9

Продовження табл. 1

Градації	1	2	3	4	5	6	7
19. Кількість груп зообентосу	≥15	10–14	8–9	6–7	4–5	2–3	1
20. Сапробність за фітопланктоном	≤1,0	1,1–1,5	1,6–2,0	2,1–2,5	2,6–3,0	3,1–3,5	3,6–4,0
21. Сапробність за зоопланктоном	≤1,0	1,1–1,5	1,6–2,0	2,1–2,5	2,6–3,0	3,1–3,5	3,6–4,0
22. Сапробність за зообентосом	≤1,0	1,1–1,5	1,6–2,0	2,1–2,5	2,6–3,0	3,1–3,5	3,6–4,0
23. Заростання вищими водними рослинами (ВВР)	окремі рослини	окремі куртини	скупчення рослин, переважують чис-товоддя	заростання літоралі на 50%	переважання заростей над площено чистоводдя на літоралі	окремі ділянки чистої води	повне заростання літоральної зони
Технічні							
24. Біоперешкоди від безхребетних	малопомітні практично = 0	помітні	слабкі	помірні	сильні	аварійні	катастрофічні
25. Біоперешкоди від ВВР	малопомітні практично = 0	помітні	слабкі	помірні	сильні	аварійні	катастрофічні
26. Біоперешкоди від нитчастих водоростей	малопомітні практично = 0	помітні	слабкі	помірні	сильні	аварійні	катастрофічні
Специфічні забруднюючі речовини							
27. Мідь, мкг/дм <sup>3</sup>	< 1,0	1	1–2	3–10	11–25	26–50	> 50
28. Сульфати, мг/дм <sup>3</sup>	≤ 50	51–75	76–100	101–150	151–200	201–300	≥ 300



ників специфічних речовин токсичної та іншої дії. Для інших техноекосистем, ймовірно, необхідним є внесення певних доповнень і корегувань як кількості показників, так і їх діапазону значень. Це пов'язано як з регіональними, так і з конструктивно-експлуатаційними особливостями водних об'єктів.

Вибір саме семи градацій, як і семи категорій за методикою [6, 7], зумовлений необхідністю достатньої чутливості, а також практичною можливістю вибору варіантів стану.

### Склад блоків

З гідрофізичних та гідроморфологічних показників вибрано чотири. Прозорість води — важливий показник, він певним чином пов'язаний з біомасою планктону [26] і вмістом неорганічних зависів. Представляється необхідним включити також два показники, особливо важливі для техноекосистем — це зміна рівня води, що впливає як на літоральну частину водойми і зв'язок водної екосистеми з наземними, так і на пелагічну за рахунок зміни об'єму води. Нестабільність рівня води є характерною для водосховищ ГЕС і водойм ГАЕС, але останнім часом має місце і у ВО. Як правило, значні коливання рівня води призводять до негативних наслідків для прибережних гідробіонтів. Водообмін є одним з найважливіших чинників формування якості вод [19]. У ВО крім зовнішнього водообміну велике значення має і внутрішній, пов'язаний з роботою циркуляційної охолоджуючої системи. Слід враховувати особливості зв'язку між показниками температури і водообміну: відсутність техногенної циркуляції є наслідком відсутності скиду підігрітої води, що веде до зниження температури. Крім того, циркуляційні потоки створюють своєрідну гетерогенність умов у ВО [18, 25].

Важливими для екосистем ВО є показники термічного режиму. Тут слід зазначити певні складнощі з їх вибором та градуванням. Неможливо обрати один універсальний критерій, наприклад, лише середню температуру води у водоймі за сезон або рік. Досвід досліджень [4, 9, 17] показує, що існують певні критичні показники температури, які слід враховувати. Нами було застосовано ступінчастий підхід і для кожного кроку використані різні критерії. При перевищенні середньої температури у водоймі над фоновими на 2—4°C не відбувається істотних змін у складі гідробіонтів, їх рясності у порівнянні з природними водоймами регіону. Температура 27—29°C розглядається як передпорогова до еколого-фізіологічно важливого рівня 30°C [4]. При температурі вище 30°C, як правило, відбуваються істотні ценотичні перебудови в угрупованнях, з'являються і можуть домінувати термофільні види. Температура вище 40°C призводить до відмирання більшості гідробіонтів. При оцінці стану техноекосистем ТЕС і АЕС введення показника температури необхідне, але температура води та її динаміка може бути і додатковим показником при оцінках об'єктів без техногенних теплових скидів.

Гідрохімічні показники переважно стосуються вмісту біогенних речовин, а також такого важливого чинника, як вміст кисню. У ВО термічний режим може значно впливати на розчинність кисню у воді, тому необхідне введення показника насичення води киснем. Проте пріоритетним все ж є показник загального вмісту  $O_2$ . Внаслідок підвищення температури і випаровування води у ВО збільшується мінералізація води, що є важливим не лише для екологічного стану і життєдіяльності гідробіонтів, але і для роботи теплообмінного обладнання, тобто цей показник слід розглядати не лише як екологічний, а і технічний. З гідрохімічних показників досить важливим є вміст сульфат-іонів [18], що разом з деякими іншими може бути винесений в окремий блок специфічних показників.

Біотичні показники охоплюють як контурні, так і пелагічну частину екосистеми. Показники розвитку фітопланктону для технічних водойм важливі швидше у функціональному аспекті: висока біомаса вказує і на високу продукцію (меншою мірою — на слабке споживання консументами). Це має відношення до зміни рН середовища, оскільки при інтенсивному фотосинтезі відбувається зсув у сторону лужної реакції. Це, у свою чергу, сприяє зсуву карбонатної рівноваги у бік випадіння осаду та накопичення на теплообмінних поверхнях [4]. Крім того, проходження великого об'єму циркуляційної води, в якій міститься значна кількість водоростей і органічних речовин, через системи охолодження сприяє розвитку бактеріального обростання на різних теплообмінних поверхнях, що негативно впливає на процеси теплообміну.

Показник біомаси нитчастих водоростей також має відношення до технічних аспектів експлуатації водойм. У певних випадках, при значному розвитку нитчастих водоростей і зниженні рясності фітопланктону у період контуризації [13, 27], нитчасті водорості можуть мати велике значення і у загальному продукційному процесі. Крім того, істотна їх роль у створенні біологічних перешкод для насосного обладнання, фільтрів, систем технічного водопостачання.

Показники рясності організмів зооперифітону і зообентосу є важливими у двох аспектах: біоіндикаційному і технічному. ВРД розглядає саме макробезхребетних як важливий елемент біоіндикації якості вод і стану екосистем, щоправда, без розділення їх на бентосні і перифітонні організми. Крім того, саме безхребетні перифітону і бентосу чинять істотні біологічні перешкоди у системах водопостачання. Що стосується виділення градацій за цими дескрипторами, то ми виходимо з того, що у бік «погіршення» знижується таксономічне багатство і біомаса рухомих форм контурних угруповань, натомість зростає біомаса седентарних форм, таких, як дрейсена, мохуватки, губки. Саме вони є чинниками найбільш серйозних біоперешкод.

Показники сапробності важливі насамперед для визначення органічного забруднення. У техноекосистемах, де немає значних стоків органічних забруднюючих речовин, цей показник може бути виключений.

Досвід досліджень ВО показав, що показник сапробності досить консервативний і йому не властиві значні коливання.

Оцінка ступеня розвитку вищих водних рослин важлива у двох аспектах. Перший з них особливо важливий для ВО — при їх заростанні зменшується площа водного дзеркала, що бере участь у теплообміні води з атмосферою. Другий аспект пов'язаний з можливим формуванням біологічних перешкод за рахунок дрефту фрагментів рослин до насосних станцій. Досвід показує, що за певних умов на деяких ділянках систем водопостачання можуть накопичуватися сотні кілограм такого біогенного матеріалу за добу.

У блоці технічних показників визначається ступінь біологічних перешкод, викликаних безхребетними і макрофітами. У разі наявності особливого типу біоперешкод спектр показників може бути розширений.

Блок специфічних забруднюючих речовин повинен формуватися з урахуванням умов конкретної техноекосистеми, умов експлуатації конкретного технічного об'єкта. Як приклад наведено значення деяких показників (див. табл. 1). Слід звернути увагу, що показник вмісту сульфатів у методиці [7] відноситься до показників мінералізації, проте у водоймах-охолоджувачах його підвищений вміст може бути наслідком не стільки геохімічного фону, скільки технологічних процесів.

Таким чином, очевидно, що комплекс показників та їх градацій не може бути універсальним для різних типів техноекосистем і антропогенно порушених екосистем; він може мати регіональні особливості, тобто враховувати певні умови, наприклад, у межах річкового басейну, еко-регіону, кліматичної зони.

### **Визначення екологічно і технічно прийнятних умов (ЕТПУ)**

Маючи узагальнений комплекс можливих показників, можна перейти до формування ЕТПУ для конкретного об'єкта, типу або групи об'єктів у регіоні. У певному сенсі ЕТПУ відповідає максимальному екологічному потенціалу, який враховує як екологічні, так і технічні цілі. Свого часу у роботах [10, 17] наголошувалася необхідність встановлення екологічних нормативів для кожного показника якості води у конкретній водоймі. Не виключено, що такі нормативи доцільно встановлювати і для окремих МПВ або у термінології ВРД — «water bodies», наприклад, для крупних водосховищ. Не виключена доцільність встановлення таких нормативів і прийнятних показників і для окремих сезонів і різних режимів експлуатації техноекосистем.

Вибір значень із спектру градацій (власне, вибір значень ЕТПУ для даного об'єкта) може здійснюватись на основі принципів екологічної бажаності, на підставі проектних або директивно встановлених, наприклад, природоохоронними органами, нормативів об'єкта, а також як вибір типових показників для даного регіону, типу об'єктів, даного об'єкта або його частини. На практиці найприйнятнішим кроком може бути орієнтування на типовий стан даного водного об'єкта чи цілого класу водних

об'єктів (наприклад, ВО), але з урахуванням конструктивних і регіональних особливостей для кожного показника. При цьому необхідно враховувати, що «типовий» стан — це завжди якийсь комплекс усереднених значень. Ступінь їх варіабельності може розглядатися сам по собі як характерний показник для даного водного об'єкта або екосистеми. Крім того, необхідно враховувати праце- і часовитрати для визначення усіх параметрів. З цього виходить, що можлива диференціація переліку показників для оперативного моніторингу (короткий комплекс показників) і детальніших, глибших оцінок з використанням розширеного переліку.

Вибір градацій для ЕТПУ (табл. 2) базується на результатах багаторічних даних, отриманих при дослідженні техноекосистеми ХАЕС, а також даних природоохоронних служб АЕС.

Очевидно, що у зв'язку з особливістю формування матриці градацій показників, вже їх сума дозволяє зробити певні висновки. Проте, сума градацій залежить і від їх кількості, таке порівняння є коректним лише у разі повного збігу кількості показників. Тому необхідно нормування, визначення середньої градації для подальшого порівняння (сума градацій / кількість показників). Для кількісної оцінки і порівняння з ЕТПУ має бути розраховане відношення середнього показника для досліджуваної водойми до середнього показника ЕТПУ. Як бачимо, у нашій таблиці це значення формально може бути більше 1, тобто потенціал має «кращі» показники, ніж ЕТПУ. З одного боку, це суперечить принципу ВРД, згідно якого потенціал, як реальний стан, не може бути вище максимального, з іншого — це можна розглядати як важливу передумову подальшого корегування значень ЕТПУ. Тут виникає принципове і непросте питання про «симетричність» оцінок щодо еталонних показників. Строго кажучи, відхилення від прийнятої норми (референційні умови, екологічний норматив, ЕТПУ) як у сторону більш «негативних» оцінок, так і в бік «покращення» однаково неприйнятне. Наприклад відомо, що зниження прозорості води є досить надійним показником евтрофікації, погіршення якості води. Однак, і дуже висока прозорість може бути наслідком токсичного впливу або явища контуризації [18, 36]. Це може стосуватися і занадто низьких показників вмісту біогенних елементів.

Слід особливо відзначити те, що показники досить нерівнозначні у своїх градаціях. Так, для показника «Біоперешкоди» перехід від градації 6 до градації 7 відповідає переходу від «аварійних» біоперешкод до «катастрофічних», що є дуже істотним, у той час, як на практиці достатньо складно виокремити перехід від 1 до 2 градації («малопомітні» — «помітні»). Те ж стосується і гідрохімічних і гідрофізичних показників. Так, зміни температури у діапазоні до 27—29°C фізіологічно набагато менш істотні, ніж перехід до температури 29—30°C і вище. Враховуючи таку диференційованість, пропонується за наявності однієї градації 7 (див. табл. 2) знижувати («погіршувати») значення оцінок на 10%, за наявності двох градацій 7 — на 20% і т. д. За наявності однієї градації 6 знижувати значення потенціалу на 5%, за наявності двох градацій 6 — на 10% і т. д. Таким чином,

Таблиця 2

Градації показників та оцінка потенціалу техноекосистеми ХАЕС на основі порівняння градацій показників з ЕТПУ

Показники*	ЕТПУ	1998 р.	2006 р.
1	3	4	3
2	4	7	3
3	4	1	5
4	2	1	2
5	3	2	2
6	5	5	6
7	3	2	4
8	2	1	1
9	2	1	2
10	2	—	2
11	3	—	1
12	3	5	3
13	3	5	2
14	3	5	5
15	4	4	5
16	2	1	6
17	2	1	1
18	4	4	4
19	2	2	1
20	3	3	3
21	2	3	2
22	5	6	5
23	4	2	3
24	3	1	7
25	2	1	1
26	2	1	5
27	5	—	5
28	3	2	3
Кількість градацій 7	0	1	1
Кількість градацій 6	0	1	2
Сума оціночних значень показників (градацій)	85	70	92

Продовження табл. 2

Середній показник	3,04	2,80	3,29
Оцінка потенціалу відносно ЕТПУ	1,00	1,08	0,92
Оцінка потенціалу відносно ЕТПУ, з урахуванням градацій 7		0,98	0,83
Оцінка потенціалу відносно ЕТПУ, з урахуванням градацій 6 і 7		0,92	0,74

\* Див. табл. 1; «—» — показник не враховувався.

оцінка набуває три ступеня «оптимістичності»: без урахування значущості градацій і з урахуванням однієї або двох з них. При аналізі одержаного спектру оцінок стає очевидною роль у формуванні загальної оцінки саме тих показників, які представлені максимальними градаціями. Саме ці показники вимагають особливої уваги при розробці заходів управлінського характеру.

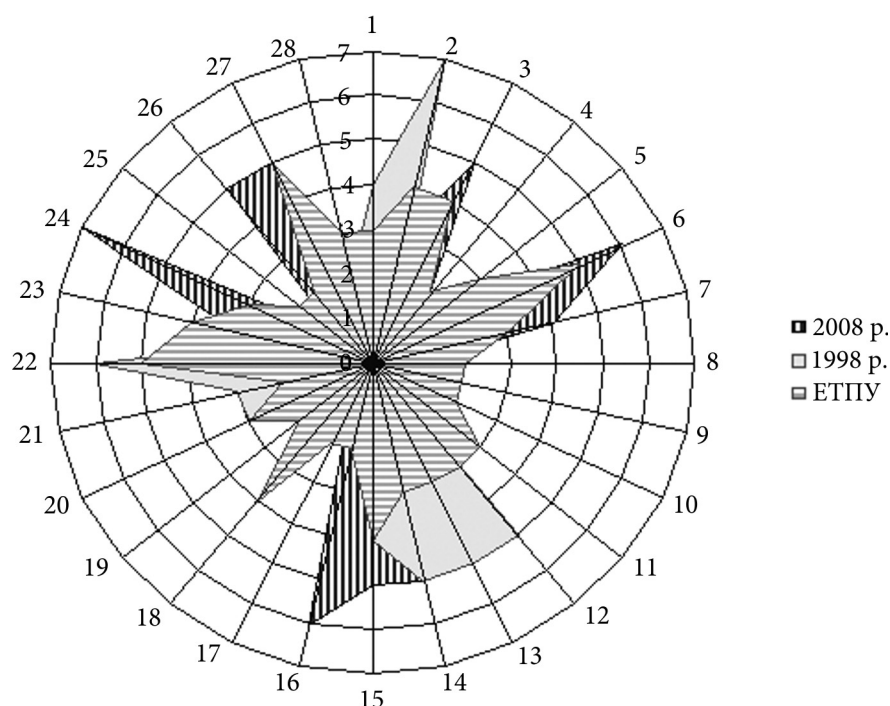
Як видно з табл. 2, відмінності у показниках оцінки екологічного потенціалу техноекосистеми у різні періоди її існування досить значні. У перший період ХАЕС мала всього один функціонуючий енергоблок, у період досліджень він був на плановому ремонті, внутрішній водообмін і циркуляція у водоймі були відсутні (градація 7), біологічні перешкоди зафіксовані не були, проте відмічена достатньо висока біомаса нитчастих водоростей (градація 5) і високі показники сапробності (за Пантле — Букк) за організмами зообентосу (градація 6). У 2006 р. у ВО масово розвивалася дрейсена, що призвело до катастрофічних біологічних перешкод (градація 7). На рівні сильних біоперешкод від безхребетних істотними були і біоперешкоди від нитчастих водоростей (градація 5). Проте фільтраційна активність дрейсени істотно вплинула на такі показники, як прозорість води і біомаса фітопланктону у бік їх зменшення. Тобто, без урахування технічних показників формально стан техноекосистеми не став набагато гіршим.

Графічне порівняння потенціалів у різні періоди і ЕТПУ (рис. 1) показує, які саме показники виходять за межі ЕТПУ.

Будь-які отримані кількісні значення потенціалу завжди входять у певний безперервний ряд, для класифікаційних цілей і вербальних оцінок потрібна спеціальна шкала. Запропонована шкала оцінок потенціалу поділена на п'ять рівнів (табл. 3).

Що стосується колірної візуалізації, то для того, щоб розрізняти природні і антропогенні водні об'єкти, у ВРД (Додаток V) пропонується оцінки останніх відображати у вигляді темних і світлих смуг відповідного кольору.

Шкала є нерівномірною: діапазон одного рівня (крок) змінюється від 0,05 до 0,44, це означає, що оцінка у цілому зміщена в область нижчих значень, а вся система оцінки є більш чутливою до негативних явищ. Отри-



**Рис. 1.** Діаграма порівняння ЕТПУ та оцінки потенціалу техноекосистеми Хмельницької АЕС у різні роки. Цифри по окружності відповідають показникам у табл. 1 і 2; цифри по радіусу відповідають градаціям

мання оцінки «високий потенціал» можливе лише при практично повному збігу реального стану з ЕТПУ. Принципово це співпадає з положенням ВРД, де є всього чотири рівні.

При практичному використанні як кількість показників, так і різна трудомісткість їх отримання можуть поставити питання про скорочення деяких з них. Сама методика розрахунку значень потенціалу дозволяє варіювати кількість параметрів. Було проведено редукцію показників до 11 з вищенаведеного прикладу. З гідроморфологічних і гідрофізичних

Таблиця 3

**Шкала оцінки екологічного потенціалу водних техноекосистем**

Вербальна оцінка потенціалу	Колір для візуалізації, картування	Діапазон потенціалу	Крок між рівнями
Високий	Голубий з сірими смугами	0,95—1,00	0,05
Хороший	Зелений з сірими смугами	0,85—0,94	0,09
Посередній	Жовтий з сірими смугами	0,70—0,84	0,14
Поганий	Оранжевий з сірими смугами	0,45—0,69	0,23
Низький	Червоний з сірими смугами	0,00—0,44	0,44

показників залишився лише один — прозорість води, оскільки мінералізація води — показник досить консервативний, радше характеризує тип водойми, а не умови у даний період. Деякі біотичні показники редуковано як достатньо трудомісткі і такі, що вимагають досить високої кваліфікації для їх отримання. Слід підкреслити, що у кожному окремому випадку питання про редукцію або, навпаки, збільшення кількості показників повинно вирішуватися індивідуально для тих або інших задач. Виявилось, що розрахунок потенціалу при редукції показників «покращив» стан 1998 р. і навпаки, низив, «погіршив» стан у 2006 р. Значення для першого року були вищими за 1 і, оскільки градації 6 і 7 були відсутні, для всіх рівнів оцінки були однаковими. У 2006 р. відбувся зсув показників потенціалу на один ступінь: з «хорошого», «посереднього», «посереднього» (для трьох рівнів оптимістичності – 0,88, 0,79, 0,66) до «посереднього», «поганого», «поганого» (0,74, 0,66, 0,59). Таким чином, у даному випадку редуктування не вплинуло на загальний висновок стосовно оцінки потенціалу.

### Висновки

Визначення екологічного потенціалу техноекосистем повинно базуватися на певному комплексі показників, які можуть наблизитися до типового стану даного об'єкта або орієнтуватися на бажаний. Питання про виділення окремих масивів вод і їх специфічну оцінку повинно вирішуватися індивідуально для кожної техноекосистеми, з урахуванням екологічних і технічних цілей, задач і умов. Комплекс екологічно та технічно прийнятних умов (ЕТПУ) має включати декілька обов'язкових блоків показників: гідрофізичних і гідроморфологічних, гідрохімічних, гідробіологічних, технічних, а також блок специфічних речовин та/або чинників.

Коротка послідовність дій (алгоритм) для проведення оцінки виглядає наступним чином:

1. Розробка комплексу ЕТПУ проводиться для окремих типів водних об'єктів, басейнів, регіонів або індивідуально для того або іншого водного об'єкта (частини акваторії, МПВ, сезону, специфічного стану).

2. Для комплексу ЕТПУ обираються показники, характерні для типів об'єктів і способу їх використання, проте обов'язковою умовою є наявність декількох блоків.

3. Значення показників ЕТПУ розділені на сім градацій, надалі використовуються не абсолютні значення, а значення певних градацій.

4. Градації показників ЕТПУ та показників досліджуваного об'єкта вносяться у єдину таблицю для порівняння.

5. Розраховується відношення значень ЕТПУ до середніх показників досліджуваного об'єкта.

6. З урахуванням наявності граничних показників градацій (6 та 7), вводяться додаткові корегування кінцевої оцінки. Питання про врахування «симетричних» відхилень щодо ЕТПУ вирішується індивідуально для тих чи інших техноекосистем і ступеня відхилень.



7. Відповідно до шкали оцінки проводиться віднесення до одного з п'яти класів (рівнів) екологічного потенціалу, за необхідності проводиться колірною візуалізація на картах, планах, схемах.

Викладені вище принципи та методичні підходи включені до Стандарту ДП НАЕК «Енергоатом» [14] як один із варіантів оцінок екологічного потенціалу техноекосистем АЕС України. Представлено результати першої спроби визначення еколого-технічного стану водних техноекосистем, який, звичайно, може розглядатися лише як один з варіантів, необхідні подальші розробки в цьому напрямі.

#### СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. *Афанасьев С.А.* Развитие европейских подходов к гидробиологической оценке состояния гидроэкосистем в мониторинге рек Украины. *Гидробиол. журн.* 2001. Т. 37, № 5. С. 3—18.
2. *Буровский В.В., Меллина Е.Г., Пьявченко Н.И., Цельникер Ю.Л.* Биосферный потенциал леса. *Докл. АН СССР.* 1984. Т. 278, № 2. С. 498—502.
3. *Водна рамкова директива ЄС 2000/60/ЄС: Основні терміни та їх визначення.* Офіційне видання. Київ: Б. в., 2006. 240 с.
4. *Гидробиология* водоемов-охладителей тепловых и атомных электростанций Украины. Киев: Наук. думка, 1991. 192 с.
5. *Голубець М.А., Марискевич О.Г., Крок Б.О. та ін.* Екологічний потенціал наземних екосистем. Львів: Поллі, 2003. 180 с.
6. *Жукинський В.М.* Використання методів гідроекологічних досліджень при комплексній оцінці стану поверхневих вод. *Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод.* К.: ЛОГОС, 2006. С. 376—400.
7. *Методика* встановлення і використання екологічних нормативів якості поверхневих вод суші та естуаріїв України / Романенко В.Д., Жукинський В.М., Оксіюк О.П. та ін. К., 2001. 48 с.
8. *Методика* екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / Романенко В.Д., Жукинський В.М., Оксіюк О.П. та ін. К.: Символ-Т, 1998. 28 с.
9. *Мордохай-Болтовской Ф.Д.* Проблема влияния тепловых и атомных электростанций на гидробиологический режим водоемов. *Экология организмов водохранилищ-охладителей.* Л.: Наука, 1975. С. 7—69.
10. *Оксіюк О.П.* Экологические нормативы качества воды для Шацких озер. *Гидробиол. журн.* 1999. Т. 35, № 5. С. 74—86.
11. *Оксіюк О.П., Давыдов О.А.* Санитарная гидробиология в современный период. основные положения, методология, задачи. *Там же.* 2012. Т. 48, № 6. С. 50—65.
12. *Оксіюк О.П., Жукинський В.Н.* Экологические нормативы качества воды для р. Рось. *Там же.* 1999. Т. 35, № 6. С. 16—21.
13. *Остапеня А.П., Жукова Т.В., Михеева Т.М.* Бентификация как этап эволюции Нарочанских озер. *Вестн. Белорус. гос. ун-та.* 2011. Сер. 2, № 3. С. 62—66.
14. *Охорона* довкілля. Порядок розробки регламенту гідробіологічного моніторингу водойми-охолоджувача, систем охолодження і системи технічного водопостачання АЕС з реакторами типу ВВЕР. Методичні вказівки. Стандарт ДП НАЕК «Енергоатом» СОУ НАЕК 178:2019. К., 2019. 75 с.
15. *Протасов А.А.* Некоторые пути применения и оптимизации подходов Водной Рамочной Директивы ЕС в связи с оценками экологического состояния техноэкосистем. *Гидробиол. журн.* 2017. Т. 53, № 5. С. 56—73.
16. *Протасов О.О.* Спосіб оцінки екологічного стану (потенціалу) значно змінених та штучних водних об'єктів, водних техноекосистем на основі порівняння з комплексом екологічно та технічно прийнятних умов. Патент на корисну модель; влас- ISSN 0375-8990. Гідробіологічний журнал. 2020. № 1 (331)

ник патенту Інститут гідробіології НАН України. № 128455; заявл. 13.11.17; опубл. 25.09.18., Бюл. № 18. 9 с.

17. Романенко В.Д., Жукинський В.Н., Оксуюк О.П. Методологічні підходи для встановлення і використання екологічних нормативів якості поверхневих вод. *Гідробіол. журн.* 1999. Т. 35, № 3. С. 3—14.

18. Техно-екосистема АЭС. Гідробіології, абиотическі фактори, екологіческі оцінки / Під ред. А.А. Протасова. Київ, 2011. 234 с.

19. Тимченко В.М. Екологіческа гідрологія водоемів України. Київ: Наук. думка, 2006. 384 с.

20. Узунов Й.І., Протасов А.А. Концепція екосистемних послуг в приложенні к водним техноекосистемам. *Гідробіол. журн.* 2018. Т. 54, № 5. С. 3—19.

21. Afanasyev S.O. Problems and Progress of Investigations of Hydroecosystems' Ecological State in View of Implementation of EU Environmental Directives in Ukraine. *Hydrobiol. J.* 2019. Vol. 55, N 2. P. 3—17.

22. Defining Reference Conditions (D3) / Development, Evaluation & Implementation of a Standardised Fish-based Assessment Method for the Ecological Status of European Rivers — A Contribution to the Water Framework Directive (FAME). A. N. Economou. National Centre for Marine Research. EL.2002 [https://fame.boku.ac.at]

23. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the Community action in the field of water policy. <http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework>.

24. Overall Approach to the Classification of Ecological Status and Ecological Potential. Working Group 2 A. Ecological Status (ECOSTAT). Rome, 27 November 2003. 52 p.

25. Protasov A.A., Barinova S., Novoselova T.N. et al. The heterogeneity of the abiotic and biotic components of techno-ecosystems: view from space and from the Earth. *Europ. Sci. J.* 2019. Vol. 15, N 3. P. 423—448.

26. Protasov A.A., Novoselova T.N. Dependence between the parameters of transparency and development of planktonic algae in the Khmelnytsky NPP cooling pond. *Nuclear Energy and the Environment.* 2015. N 1. P. 50—52.

27. Protasov A.A., Sylaieva A.A. Contourization and its features in technoecosystems. *Inland Water Biology.* 2014. Vol. 7, N 2. P. 101—107.

28. Protasov A.A., Sylaieva A.A., Novoselova T.N. et al. Nuclear Power Plant Technoecosystem: 18 Years of Hydrobiological Observations. *J. Siber. Fed. Univ.. Biology.* 2017. Vol. 10, N 4. P. 459—484.

29. Protasov A.A., Zubkova Ye.I., Silayeva A.A. Conceptual approaches to organization of hydrobiological monitoring of techno-ecosystems of thermal and nuclear power plants. *Hydrobiol. J.* 2016. Vol. 52, N 2. P. 59—70.

30. Water Framework Directive — The status of German waters / Umweltbundesamt Section II 2.4 «Water and Soil» Bonn, Dessau. 2016. Vol. 1. <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen>.

Надійшла 29.07.2019

*A.A. Protasov*, Dr. Sci. (Biol.), Prof., Leading Researcher,  
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,  
12 Geroyiv Stalingrada Ave, Kyiv, 04210, Ukraine

*A.A. Sylaiieva*, PhD (Biol.), Senior Researcher,  
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,  
12 Geroyiv Stalingrada Ave, Kyiv, 04210, Ukraine

*T.N. Novosolova*, Leading Engineer,  
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,  
12 Geroyiv Stalingrada Ave, Kyiv, 04210, Ukraine

*Y.I. Uzunov*, PhD, Prof.,  
Institute of Biodiversity and Ecosystem Research  
of the Bulgarian Academy of Sciences,  
2 Gagarin St., Sofia, 1113, Bulgaria

#### ASSESSMENT OF THE ECOLOGICAL POTENTIAL OF THE AQUATIC TECHNOECOSYSTEMS BASED ON THE COMPARATIVE APPROACH

The article discusses some fundamental issues of sanitary and technical hydrobiology related to the assessment of the ecological and technical state of anthro-po-dependent and anthropogenic (technogenic) ecosystems. The issues of the applicability of integrated methods for assessing the state (ecological potential) of the water bodies, the quality of the aquatic environment based on the principles of comparative assessment of the actual state with a set of environmentally and technically acceptable conditions (ETAC) are considered. A method of assessing the ecological potential of the water technoe-cosystems by the example of NPP technoe-cosystems is proposed.

**Keywords:** *ecological status, ecological potential, Water Framework Directive, environmental assessment, artificial and heavy modified water bodies, technoe-cosystem, nuclear power plant.*