

УДК 504.06:556.114(28)

П.М. ЛИННИК, д. х. н., проф., зав. відділу,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: peter-linnik@ukr.net
ORCID 0000-0002-2144-4052

В.А. ЖЕЖЕРЯ, к. геогр. н., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: zhezheryava1981@gmail.com
ORCID 0000-0002-1128-5270

ЕВТРОФІКАЦІЯ ПОВЕРХНЕВИХ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ: ЇЇ НАСЛІДКИ ТА СПОСОБИ ЗНИЖЕННЯ (ОГЛЯД)

У статті узагальнено результати досліджень евтрофікації поверхневих вод як одного з негативних явищ функціонування водних екосистем. Зазначено, що евтрофікація — складний процес, зумовлений впливом низки чинників, передусім підвищеним вмістом біогенних речовин, зокрема сполук азоту і фосфору. Наведено критерії оцінки трофічного стану водойм і водотоків з використанням хімічних, біологічних та фізичних показників, а також комплексних індексів трофічного стану, які базуються на них. Розглянуто зовнішні та внутрішні джерела надходження біогенних речовин до водного середовища. Показано, що надходження сполук азоту і фосфору з донних відкладів слід розглядати як потужне внутрішнє джерело евтрофікації. Значну увагу приділено аналізу причин вивільнення біогенних речовин з донних відкладів. Показано, що інтенсивне «цвітіння» води негативно проявляється на низці її хімічних показників, зумовлює істотне зниження вмісту розчиненого кисню аж до його дефіциту і формування гіпоксії. Продукування ціанотоксинів в умовах надмірного «цвітіння» води збільшує токсичність водного середовища та негативно впливає на стан біоти і здоров'я людини. Обговорюється потенційний вплив кліматичних змін на рівень евтрофікації водних об'єктів. Наведено дані стосовно найпоширеніших способів зниження рівня евтрофікації, які передбачають обмеження зовнішнього надходження сполук азоту і фосфору до водних об'єктів, а також міграції останніх з донних відкладів.

Ключові слова: *евтрофікація, біогенні речовини, сполуки азоту і фосфору, водні об'єкти, донні відклади, кліматичні зміни, способи зниження рівня евтрофікації*

Евтрофікація поверхневих водних об'єктів — процес, який у природних умовах відбувається доволі повільно, зазвичай, протягом десятиліть і навіть століть, тоді як в результаті діяльності людини істотно пришвид-

Ц и т у в а н н я: Линник П.М., Жежеря В.А. Евтрофікація поверхневих водних об'єктів: її наслідки та способи зниження (огляд). *Гідробіол. журн.* 2025. Т. 61, № 6. С. 71—96.

шується [12, 14, 18, 45, 49, 51, 77, 90, 96, 99, 112, 114, 125]. Вже до середини 20-го століття стало зрозумілим, що людська активність сприяє посиленню евтрофікації. Передусім це стосувалось тих водних об'єктів, які знаходились поблизу центрів активної людської діяльності, пов'язаної з сільськогосподарським і промисловим виробництвом.

Евтрофікація зумовлена надмірним вмістом у воді поживних речовин, зокрема сполук азоту і фосфору, які сприяють інтенсивному розвитку фітопланктону аж до настання «цвітіння» води за оптимальних умов для представників певних відділів водоростей. Надлишок сполук фосфору і азоту зростає в біосфері з більшою швидкістю, ніж очікувалось, тому не виключено, що ці темпи зростання збережуться і в подальшому. Протягом останніх двох століть антропогенне надходження поживних речовин в об'єкти навколишнього середовища, включаючи поверхневі водні об'єкти, істотно зросло [99]. Згідно прогнозу Організації Об'єднаних Націй, зростання загальної чисельності населення Світу до 9,7 млрд. чол., а також збільшення міського населення на 2,5 млрд. до 2050 р. і надалі зумовлюватиме подальше забруднення поверхневих вод різноманітними хімічними речовинами, у тому числі сполуками біогенних елементів [112]. В одній з оглядових робіт [40] зазначено, що евтрофікацією охоплено багато крупних озер світу. Зокрема, стверджується, що в 50 із 100 таких озер навантаження сполуками фосфору істотно зросло в періоди між 1990—1994 та 2005—2010 роками. Евтрофікація стала загрозливою проблемою забруднення багатьох західноєвропейських і північноамериканських озер і водосховищ ще з середини 20-го століття і набула широкого поширення з того часу. Зазначається також, що погіршення якості води у водосховищах внаслідок евтрофікації відбувається швидше, ніж у природних озерах [69].

За даними ЮНЕП (UNEP), наведеними в роботі [11], приблизно 30—40 % озер і водосховищ світу тією чи іншою мірою зазнають евтрофікації. У цьому пересвідчують також дані, наведені авторами робіт [14, 38], в яких зазначено, що більше 54 % озер в Азії, 53 % європейських озер, 48 % озер у Північній Америці і 41 % озер у Південній Америці, а також 28 % африканських озер належать до евтрофних. У США понад 40 % озер і річок/потічків характеризуються незадовільним (погіршеним) станом через підвищений вміст у них поживних речовин, а приблизно дві третини національної естуарної зони має помірні або слабкі ознаки евтрофікації [78]. За іншими даними [22, 83], приблизно 78 % континентальної прибережної зони США і 65 % європейського Атлантичного узбережжя проявляють ознаки евтрофікації. Більшу частину озер в Данії відносять до високоевтрофних через високе навантаження поживними речовинами, які потрапляють до них з побутовими стічними водами та внаслідок активної сільськогосподарської діяльності [14].

Отже, евтрофікація — це глобальна екологічна проблема, негативні наслідки якої особливо відчутні в умовах сьогодення, коли знижуються економічні показники рибного промислу та туризму і зростають витрати

на водопідготовку з метою зниження ризику її негативного впливу на здоров'я людей [81].

Як зазначено в оглядовій роботі [90], евтрофікація — це складний процес, який часто пов'язаний не лише зі зміною загальної біомаси водоростей, а й зі зміною біорізноманіття. Він полягає у надмірному удобренні водойм, яке призводить до «цвітіння» води в них та істотного збільшення біомаси водоростей і ціанобактерій, зниження вмісту кисню і формування анаеробних і сірководневих зон у придонних горизонтах, що, у свою чергу, викликає загибель рослин і тварин [14, 71]. За таких умов відбувається поступове заростання водойм і, як наслідок, вони стають непридатними для використання в різних сферах водоспоживання і рекреації [44, 89]. В результаті істотно знижується рівень екосистемних послуг та відбувається зростання фінансових затрат з «оздоровлення» водойм, які зазнають антропогенного навантаження.

Проблема евтрофікації набуває особливої гостроти для водних об'єктів урбанізованих територій, оскільки саме вони зазнають помітного антропогенного забруднення різноманітними хімічними речовинами, передусім сполуками біогенних елементів [1, 6, 71, 98, 130].

Критерії оцінки трофічного стану поверхневих вод

Для оцінки трофічного статусу поверхневих водних об'єктів використовується декілька параметрів. Найважливіші з них — концентрація фосфору і азоту, хлорофілу *a*, розчиненого кисню та прозорість води [119]. Їх узагальнено і наведено нижче в таблиці. Міжнародно схвалені критерії для класифікації трофічного статусу водойм, які враховують концентрацію загального фосфору і хлорофілу *a* та прозорість води за диском Секкі, містяться також у роботі [36]. Вони включають критерії Організації міжнародного співробітництва і розвитку (англійською OECD), канадські критерії, у тому числі критерії провінції Квебек, шведські критерії та деякі інші.

У методиці екологічної оцінки якості поверхневих вод, розробленій фахівцями Інституту гідробіології НАН України [3], беруться показники неорганічних фосфору і азоту ($P_{\text{неорг}}$ і $N_{\text{неорг}}$), тоді як в низці зарубіжних публікацій — загальні концентрації фосфору і азоту (включають як розчинні, так і завислі форми), тобто $P_{\text{заг}}$ і $N_{\text{заг}}$, мотивуючи це тим, що завислі форми за певних умов можуть трансформуватись у розчинні і ставати доступними для асиміляції гідробіонтами. Важливим критерієм оцінки виступає концентрація хлорофілу *a* і продукція фітопланктону [38, 89]. Як зазначено в [38], більш коректна оцінка трофічного статусу водойм досягається не лише з урахуванням концентрації $P_{\text{заг}}$ і $N_{\text{заг}}$, але й хлорофілу *a* та прозорості води. Необхідно зазначити, що для встановлення трофічного статусу водойм використовують модифікований індекс трофічного стану Карлсона (TSM) та комплексний індекс трофічного стану (TSI_C), які розраховуються за відповідними формулами з урахуванням зазначених вище критеріїв [13, 25, 53, 70, 92, 123].

Таблиця
Зв'язок між трофічним статусом поверхневих водних об'єктів і деякими хімічними, біологічними та фізичними показниками води
(за різними класифікаціями)

Трофічний статус	мг/дм ³				N _{заг}	Хлорофіл <i>a</i> , мкг/дм ³	Прозорість води, м	Література
	P _{неорг}	P _{заг}	N _{неорг}	N _{заг}				
Оліготрофні	<0,015	×	<0,300	×	×	×	>1,5	[3]
Мезотрофні	0,015—0,050	×	0,301—0,810	×	×	×	1,5—0,65	
Евтрофні	0,051—0,200	×	0,820—2,050	×	×	×	0,50—0,35	
Політрофні і гіпер- евтрофні	0,200—>0,300	×	2,051—>5,000	×	×	×	<0,20—0,30	
Оліготрофні	×	0,003—0,010	×	×	0,250—0,600	×	×	За даними, наведеними в [11]
Мезотрофні	×	0,010—0,030	×	×	0,500—1,100	×	×	
Евтрофні	×	0,030—0,10	×	×	1,00—2,00	×	×	
Гіперевтрофні	×	>0,10	×	×	>2,00	×	×	
Оліготрофні	×	0,003—0,018	×	×	0,307—1,630	0,3—4,5	5,4—28,3	[38]
Мезотрофні	×	0,011—0,096	×	×	0,361—1,387	3,0—11,0	1,5—8,1	
Евтрофні	×	0,016—0,386	×	×	0,393—6,100	2,7—78,0	0,8—7,0	
Гіперевтрофні	×	0,750—1,200	×	×	×	100—150	0,4—0,5	
Оліготрофні	×	0,008*	×	×	0,660*	1,7*	9,9*	[23]
Мезотрофні	×	0,003—0,018	×	×	0,310—0,900	0,3—4,5	5,4—28	
Евтрофні	×	0,027*	×	×	0,750*	4,7*	4,2*	
Мезотрофні	×	0,011—0,096	×	×	0,360—1,400	0,3—11,0	1,5—8,1	

Продовження табл.

Трофічний статус	P _{неорг}	мг/дм ³			Хлорофіл <i>a</i> , мкг/дм ³	Прозорість води, м	Література
		P _{заг}	N _{неорг}	N _{заг}			
Євтрофні	×	0,084* 0,016–0,390	×	1900* 0,390–6,100	14,0* 2,7–78,0	2,4* 0,8–7,0	[23]
Оліготрофні	×	<0,010	×	<0,350	<3,5	>4	[76]
Мезотрофні	×	0,010–0,030	×	0,350–0,650	3,5–9,0	4–2	
Євтрофні	×	0,031–0,100	×	0,651–1,200	9,1–25,0	2,1–1,0	
Гіперєвтрофні	×	>0,100	×	>1,200	>25	<1,0	
Оліготрофні	×	0,0–0,012	×	×	0,0–2,6	>8–4	[97]
Мезотрофні	×	0,012–0,024	×	×	2,6–7,3	4–2	
Євтрофні	×	0,024–0,096	×	×	7,3–56,0	2–0,5	
Гіперєвтрофні	×	0,096–0,384+	×	×	56,0–155+	0,5–0,25	
Оліготрофні	×	<0,025	×	<0,700	<10	×	[33, 34]
Мезотрофні	×	0,025–0,075	×	0,700–1,500	10–30	×	
Євтрофні	×	0,075–0,290	×	1,500–3,850	>30	×	
Гіперєвтрофні	×	0,290–>0,430	×	3,850–>9,300	×	×	
Оліготрофні	×	0,004–0,010	×	0,25–0,60	<8**	>4–>6	[8, 37, 56, 122]
Мезотрофні	×	0,010–0,030	×	0,50–1,10	8–25**	2–6	
Євтрофні	×	0,030–0,100	×	1,00–2,00	25–75**	1–3	
Гіперєвтрофні	×	>0,100	×	>1,2–>2,0	>75**	<1,0–<1,5	

Продовження табл.

Трофічний статус	мг/дм ³				Хлорофіл <i>a</i> , мкг/дм ³	Прозорість води, м	Література
	P _{неорг}	P _{заг}	N _{неорг}	N _{заг}			
Оліготрофні	×	<0,01	×	<2,0	<4	>4	[79, 89, 94]
Евтрофні	×	>0,03	×	>5,0	10—25	1—2	
Оліготрофні	×	<0,012	×	×	<2,6	×	[92]
Мезотрофні	×	0,012—0,024	×	×	2,6—20	×	
Евтрофні	×	0,024—0,096	×	×	20—56	×	
Гіперевтрофні	×	0,096—0,389	×	×	56—155	×	
Оліготрофні	×	≤0,012	×	×	≤2,6	8—4	[25]
Мезотрофні	×	0,012—0,024	×	×	2,6—7,2	4—2	
Евтрофні	×	0,024—0,096	×	×	7,2—55	2—0,5	
Гіперевтрофні	×	>0,096	×	×	>55	<0,5	
Оліготрофні [†]	×	<0,010	×	≤0,650	×	≥10	[110]
Мезотрофні	×	<0,030	×	≤0,750	×	≥4	
Евтрофні	×	<0,100	×	≤1,900	×	≥2,5	
Гіперевтрофні	×	≥0,100	×	>1,900	×	<2,5	

Примітка. P_{неорг} — фосфор фосфатів, P_{заг} — загальний фосфор; N_{неорг} — сумарний неорганічний азот, N_{заг} — загальний азот. * — усереднені показники, ** — максимальні значення. † — критерії оцінки, які використовуються в Індонезії. × — відповідні дані відсутні. Прозорість води — за диском Секкі.

Відповідно до індексу трофічного стану Карлсона оліготрофними, мезотрофними, евтрофними і гіперевтрофними вважаються водойми, для яких він становить 0—40, 40—50, 50—70 і >70 одиниць [25]. За показниками комплексного індексу трофічного стану, який базується на даних стосовно прозорості води і концентрації $P_{\text{заг}}$ і $N_{\text{заг}}$ та хлорофілу a , водні об'єкти класифікуються як оліготрофні і середньо евтрофні (0—59 одиниць), середньо евтрофні і евтрофні (60—69 одиниць) та гіперевтрофні (70—100 одиниць) [13].

Джерела надходження біогенних речовин

Найпоширеніші сполуки азоту у поверхневих водах — це амонійний азот (NH_4^+), нітрити (NO_2^-) і нітрати (NO_3^-), а також азотовмісні органічні сполуки — амінокислоти, протеїни, аміни, амідни тощо [24, 82]. У природному водному середовищі сполуки азоту зазнають трансформації внаслідок окисно-відновних процесів, азотфіксації, амоніфікації, нітрифікації та денітрифікації [82].

Розчинний фосфор у водних об'єктах знаходиться у вигляді неорганічних сполук — ортофосфатів (H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} , PO_4^{3-}), пірофосфатів, поліфосфатів і фосфорної кислоти, а також входить до складу органічних речовин (нуклеїнові кислоти, нуклеопроїди, фосфоліпіди, фосфорильовані цукри тощо). За величин рН 7,0—8,5, найхарактерніших для поверхневих водних об'єктів, неорганічний фосфор ($P_{\text{неорг}}$) представлений йонами HPO_4^{2-} . У завислому стані фосфор знаходиться у вигляді фосфоровмісних мінеральних частинок, а також у складі планктонних організмів, детриту тощо [5, 82].

Джерела надходження біогенних речовин до поверхневих водних об'єктів ділять, зазвичай, на дві групи: зовнішні та внутрішні.

До *зовнішніх джерел* відносяться промислові, сільськогосподарські та комунально-побутові стічні води, збільшення обсягів яких істотно пов'язане зі зростанням чисельності населення, концентруванням його в міських агломераціях, інтенсивним розвитком сільського господарства та хімічним виробництвом мінеральних добрив, у складі яких містяться сполуки азоту і фосфору, мийних засобів тощо [60, 102, 121, 124]. Дифузні (неточкові) джерела надходження біогенних речовин з водозбору, переважно внаслідок змиву з сільськогосподарських полів, набагато важче ідентифікувати та усунути, ніж точкові джерела, але саме вони розглядаються як основні причини евтрофікації [71]. Вважається, що одним із джерел зовнішнього надходження фосфору до водних об'єктів можуть бути також фекалії водоплавних птахів, які живуть поблизу них [9, 71]. Зазвичай, це характерно для тропічних мілководних водойм урбанізованих територій. За умови великого скупчення птахів надходження біогенних речовин з фекаліями може досягати 70 % їхнього загального балансу у воді невеликого озера [9].

Сільське господарство залишається одним із вагомих джерел забруднення поверхневих водних об'єктів біогенними речовинами у глобальному масштабі. З 1900 по 2000 рр. частка забруднення поверхневих вод спо-

луками азоту за рахунок сільськогосподарського виробництва зростає з 19 до 51 %, а фосфору — з 35 до 56 % у загальному обсязі [15]. Глобальне зростання населення та споживання продуктів харчування посилюють тиск на сільське господарство, що негативно впливає на стан об'єктів довкілля, включаючи водні [124]. Широке використання мінеральних добрив сприяє, з одного боку, їхньому накопиченню у ґрунтах, а з іншого, помітному виносу з поверхневим стоком з сільськогосподарських угідь до річок, озер, водосховищ і ставків [102]. Ерозія ґрунтів аж до прибережних зон водних об'єктів стала причиною посиленого потрапляння до них зазначеного поверхневого стоку. Помітного забруднення сполуками азоту і фосфору зазнають також ґрунтові води як важливе джерело питної води для багатьох громад, що також має негативні наслідки для здоров'я людей, які проживають в них.

Необхідно зазначити, що рівень забруднення поверхневих вод біогенними речовинами у розвинених країнах стає набагато нижчим, ніж у тих, які розвиваються. Наприклад, водозбірні басейни озер в останніх характеризуються набагато більшим середнім виходом загального фосфору ($P_{\text{заг}}$), ніж водозбірні басейни у розвинених країнах — 11,1 проти 0,7 кг $P_{\text{заг}}/\text{км}^2 \cdot \text{рік}$ [40].

До *внутрішніх джерел* збагачення водного середовища біогенними речовинами належать прижиттєві та посмертні виділення фітопланктону і зоопланктону внаслідок їхньої деструкції, а також вищі водні рослини і донні відклади водойм [81, 96, 116].

Безсумнівно, донні відклади — невід'ємна складова будь-якої водної системи. Вони здатні накопичувати у своєму складі різноманітні хімічні речовини, у тому числі сполуки біогенних елементів. Вивільнення останніх з донних відкладів — це складний процес, який відбувається в результаті дії низки фізичних і біохімічних механізмів [100]. Потоки біогенних речовин з донних відкладів пов'язані з різними процесами. Вони можуть відбуватись за рахунок як молекулярної, так і турбулентної дифузії [41, 54, 111]. Вважається, що надходження біогенних речовин з донних відкладів, зумовлене турбулентною дифузією, на порядок величин вище, ніж спричинене молекулярною дифузією [111]. У цій же роботі зазначено, що вивільнення біогенних речовин з донних відкладів та їхнє надходження у воду за рахунок турбулентної дифузії характерне більшою мірою для мілководних озер, тоді як за рахунок молекулярної дифузії воно в них незначне.

Внутрішнє навантаження біогенними речовинами за рахунок донних відкладів може істотно відрізнитись в різнотипних водоймах. Так, на прикладі фосфору було показано, що в одних водоймах частка внутрішнього навантаження цим біоелементом у загальному балансі незначна, тоді як в інших вона може бути співставимою з його надходженням за рахунок зовнішніх джерел або навіть перевищувати його [81]. Про це йдеться також у роботі [41], в якій викладено результати досліджень надходження розчиненого неорганічного азоту у вигляді його амонійної

форми ($\text{NH}_4^+ - \text{N}$) та реактивного розчинного фосфору або неорганічних сполук фосфору з донних відкладів оз. Окічобі (Lake Okeechobee, штат Флоріда, США) у воду, що контактує з ними. Перевищення внутрішнього навантаження азотом порівняно із зовнішнім можна оцінити приблизно в 5 разів, а фосфором — приблизно в 1,8 раза. Серед канадських прісноводних ставків, озер, водосховищ і прибережних водно-болотних угідь внутрішнє навантаження фосфором, зазвичай, було вищим протягом сезону відкритої води та найбільш помітним у невеликих озерах прерій [81].

Фосфор вважається найбільш важливим поживним елементом, який значною мірою контролює процес евтрофікації у прісноводних системах [27, 87]. При цьому вважається, що фосфор, який надходить з донних відкладів, виявляє більший вплив на біомасу водоростей, ніж той, що потрапляє до водойм за рахунок зовнішніх джерел, оскільки біодоступніший для асиміляції [21].

Серед різних форм фосфору у поверхневих водах (розчинні неорганічний і органічний, у складі завислих речовин) лише ортофосфати доступні для автотрофної асиміляції [89]. Внутрішні механізми вивільнення фосфору зі складу донних відкладів проявляються значною мірою при зниженні концентрації розчиненого кисню і окисно-відновного потенціалу (Eh) у придонній воді, зміні рН і йонної сили води, зростанні концентрації інших аніонів, здатних конкурувати за адсорбційні центри завислих частинок і донних відкладів, тощо [81]. Дефіцит розчиненого кисню на межі розділення донні відклади — вода спричинює анаеробні умови і зниження Eh-потенціалу. За таких обставин відбувається відновлення Fe(III) до Fe(II) в оксидах і гідроксидах феруму та розчинення останніх, завдяки чому адсорбований на них фосфор вивільняється з їхнього складу [81, 85, 106, 107]. Певною мірою це стосується також оксидів і гідроксидів мангану, які виступають сорбентами фосфору, а також низки мінералів, які містять у своєму складі ферум і манган. Із зростанням рН води відбувається десорбція поверхнево-адсорбованого фосфору, оскільки гідроксил-йони (OH^-), як і деякі інші аніони, конкурують з фосфат-йонами за центри адсорбції на мінеральних поверхнях [52]. Розкладання органічних речовин бактеріями розглядається як один з основних механізмів впливу на рівень біогенних речовин у водоймах. Надходження останніх з донних відкладів у воду, яка контактує з ними, стає особливо помітним під час літнього застою і відбувається значною мірою за участі бактерій в анаеробних умовах [91]. Як зазначено авторами робіт [61, 65], мікроорганізми виконують, принаймні, три найважливіші функції, які впливають на міграцію і трансформацію фосфору на межі розділення донні відклади — вода: 1) виділення ними фосфогідролази для мінералізації органічних фосфоровмісних сполук, 2) виділення органічних кислот для розчинення нерозчинного фосфору, головним чином у складі мінералів Ca(II), 3) фіксація фосфору внаслідок його асиміляції.

Про особливості сезонного надходження біогенних речовин з донних відкладів йдеться також у роботі [103]. На підставі літературних даних ав-

тори зазначають, що в мілководних евтрофних озерах концентрація фосфору у воді влітку була набагато вищою, ніж взимку, оскільки в цю пору року його надходження з донних відкладів мінімальне.

Сполуки азоту і фосфору, які знаходяться у донних відкладах водойм, можуть знову потрапити у водну товщу за певних умов, зокрема за зниження рН і Eh у придонному горизонті воді, формування анаеробних умов та перемішування верхнього шару донних відкладів [31, 32, 116, 126]. Значний вплив на міграцію біогенних речовин з донних відкладів виявляє тривалий дефіцит кисню у придонному горизонті, оскільки формуються сприятливі умови для виникнення гіпоксії ($< 2,0$ мг $O_2/дм^3$) і аноксії (0 мг $O_2/дм^3$) [31]. Звичайно ж, вивільнення амонійного азоту і розчинного реактивного фосфору з донних відкладів досягає своїх максимальних значень в умовах аноксії, що було встановлено на прикладі деяких озер у штаті Каліфорнія (США).

За результатами експериментальних досліджень було встановлено, що за анаеробних умов (концентрація $O_2 < 1$ мг/дм³) і зниження рН до 6,0 амонійний азот (NH_4^+) легко вивільняється з донних відкладів у воду, яка контактує з ними, потенційно викликаючи її «цвітіння». І навпаки, в аеробних умовах (концентрація O_2 8—10 мг/дм³) та за підвищення рН до 10,0 з донних відкладів виділяється нітратний азот (NO_3^-) [126].

В стратифікованих глибоких озерах донні відклади залягають доволі глибоко і мало контактують з евфотичною зоною, завдяки чому вважається, що внутрішнє навантаження фосфором на епілімніон незначне порівняно із зовнішнім [40]. Доступність фосфору для росту водоростей вища в мілководних системах через тісніший контакт між донними відкладами та евфотичною зоною, а також різноманіття інших первинних продуцентів, які ростуть у прямому контакті з відкладами [96]. Передусім це стосується вкорінених макрофітів та бентосних водоростей.

Наслідки евтрофікації для водних об'єктів

Евтрофікація поверхневих водних об'єктів спричинює низку негативних впливів на їхній стан та життєздатність водної біоти і значною мірою загрожує здоров'ю людини. Найважливіші наслідки евтрофікації узагальнено та наведено нижче (рис. 1).

Найгостріші симптоми евтрофікації — це гіпоксія через брак кисню і шкідливе «цвітіння» води, які порушують нормальний стан функціонування водних екосистем і зумовлюють, передусім, негативний вплив на водне життя у поверхневих водних об'єктах [12, 68, 74, 95]. Гостра гіпоксія або аноксія зумовлюється, зазвичай, надходженням органічних забруднювальних речовин з алохтонних джерел, а хронічна гіпоксія спричинюється за рахунок автохтонних процесів, які відбуваються у водоймах. Незалежно від цього, гіпоксія призводить до загибелі риби і молюсків та інших гідробіонтів [18, 68].

Евтрофікація представляє серйозну небезпеку для здоров'я людей і тварин. Використання евтрофованих водойм як джерел питного водопостачання обмежується через токсичність води, а її очищення стає фіна-

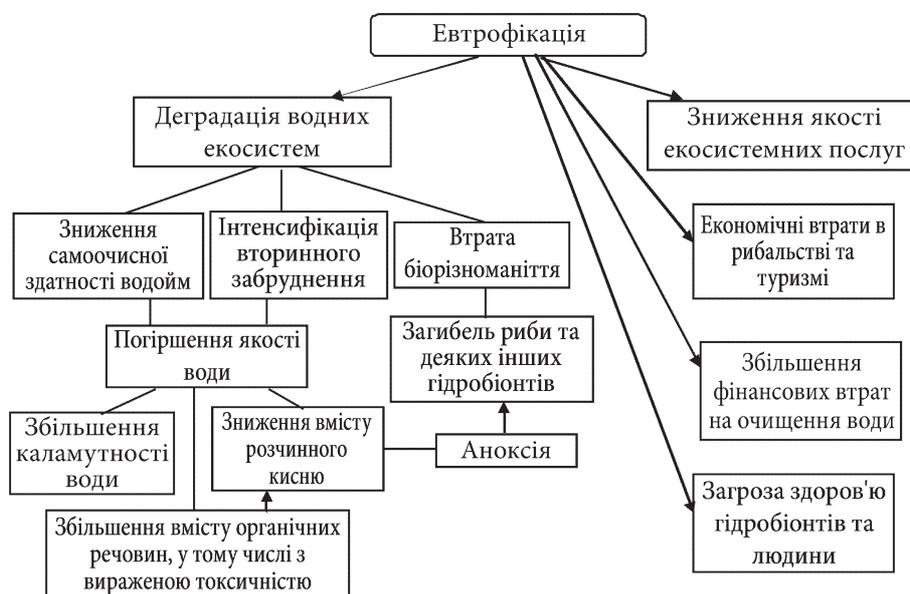


Рис. 1. Негативні наслідки євтрофікації поверхневих водних об'єктів

нсово затратним. Як показано авторами роботи [84], у видовому складі глибоководного євтрофного озера Чедріно (Сардинія, Італія) влітку домінують ціанобактерії, зокрема *Aphanizomenon flos-aquae*. Характерна особливість ціанобактерій полягає в тому, що вони доволі активно розвиваються за наявності високих температур, інтенсивного сонячного світла і, звичайно, достатньої кількості поживних речовин. Серед різноманітних проблем, пов'язаних з розвитком ціанобактерій, особливого значення набуває продукування ними широкого спектру токсичних сполук, так званих альготоксинів, які зумовлюють ризик для виживання гідробіонтів, неможливість використання води в питних цілях, а також впливають на навколишнє середовище та викликають небезпеку для здоров'я людини. Як зазначено в низці оглядових статей [4, 80, 105], ціанотоксини можуть генерувати пухлини, викликати ушкодження печінки, шлунково-кишкові розлади, лихоманку, подразнення шкіри, вух, очей, горла, дихальних шляхів, алергічні реакції. У водоймах з високим рівнем «цвітіння» води накопичення в ній ціанотоксинів у воді стає вкрай небезпечним для розвитку і життєдіяльності риб [80].

За інтенсивного розвитку ціанобактерій концентрація токсинів у воді може істотно зростати, а це зумовлює посилення її токсичності. Ціанотоксини характеризуються різною стійкістю до деградації у водному середовищі. Зокрема мікроцистини як одна з груп ціанотоксинів, які продукуються прісноводними водоростями *Microcystis*, *Anabaena*, *Nostoc* і *Planktothrix*, вважаються хімічно стійкими сполуками. Через їхню циклічну структуру вони характеризуються певною стійкістю до дії фізичних

і хімічних чинників, зокрема екстремальних значень рН, підвищеної температури та сонячного світла [88].

Шкідливі наслідки впливу альготоксинів проявляються як за безпосереднього контакту з ними людини чи тварин, так і у процесі прийому необробленої забрудненої води. Відповідно до рекомендацій Всесвітньої організації охорони здоров'я (ВООЗ) концентрація мікроцистинів у питній воді не повинна перевищувати 1 мкг/дм³ (за основу взято мікроцистин MC-LR як потенційний канцероген) [118].

В низці робіт [28, 59, 93] зазначається, що протягом останнього століття в озерах і водосховищах через надмірне навантаження поживними речовинами або евтрофікацію почастішали явища гіпоксії, які характеризуються більшою тривалістю. При цьому вважається, що початок і посилення озерної гіпоксії були пов'язані більшою мірою зі зростанням міських територій, ніж зі змінами в сільськогосподарських площах і застосуванням добрив [59]. Це свідчить на користь того, що антропогенно спричинена гіпоксія в європейських озерах була зумовлена переважно підвищеними викидами фосфору з міських точкових джерел. Виникнення гіпоксії в озерах і водосховищах зумовлене також потеплінням, яке сприяє посиленню температурної стратифікації та зниженню частоти перемішувань різних шарів води [28].

Низький рівень розчиненого кисню спричинює загибель водних тварин, зокрема риб та молюсків, і вивільнення багатьох хімічних речовин, які знаходяться у складі донних відкладів та зв'язаних з ними. Звичайно, це стосується і різних форм фосфору в донних відкладах. Як зазначалось вище, в анаеробних умовах істотно посилюється міграція фосфору з донних відкладів, а це сприяє подальшому розвитку евтрофікації [27]. В умовах аноксії швидкість надходження фосфору з донних відкладів евтрофних водойм значно вища порівняно з тими, які характеризуються нижчим трофічним статусом.

Евтрофікація в умовах зміни клімату

Потепління клімату впливає не лише на хімічний склад води поверхневих водних об'єктів, але й на їхню біотичну компоненту, передусім на вищу водну рослинність та фітопланктон [39]. Це стає особливо помітним в не глибоких евтрофних озерних системах.

Як було зазначено вище, в 50 із 100 найбільших озер світу істотне зростання концентрації фосфору відбувалось між 1990 і 1994 рр. та 2005—2010 рр. [40]. Певною мірою це може бути пов'язано і зі зміною клімату, яка становить нову проблему для прісноводних екосистем у всьому світі. Очікується, зокрема, що потепління клімату може стати причиною більш вираженої температурної стратифікації, зменшеного за частотою глибокого перемішування та більшого потенціалу аноксії придонних вод у глибоких, помірних оліготрофних озерах [17]. Встановлено, що підвищення температури призводить до посиленого надходження фосфору з донних відкладів та сприяє збільшенню тривалості досягнення рівноваги між фосфором, який вивільняється, і тим, що знаходиться у воді [120]. Про

зростання надходження амонійного азоту і фосфат-йонів з донних відкладів естуарію Флориди (США) зі збільшенням температури йдеться також у роботі [42], в якій зазначено, що за температури донних відкладів $>28\text{ }^{\circ}\text{C}$ надходження цих біогенних речовин зростає в 3—10 разів. До такого ж висновку дійшли автори [53], які показали, що збільшення температури з 5 до $40\text{ }^{\circ}\text{C}$ призводить до зростання надходження $\text{NH}_4^+ -\text{N}$ з донних відкладів приблизно на порядок величин.

Глобальне потепління і евтрофікація сприяють значною мірою розвитку синьозелених водоростей, які чутливіші до температурних змін порівняно з еукаріотичними конкурентами [29]. В озерах і водосховищах помірного клімату його зміни можуть діяти синергічно з поживними речовинами, які надходять з донних відкладів [30]. Це посилює евтрофікацію водних об'єктів та погіршує їхній стан і відповідні екокосистемні послуги, які надають великі озера, включаючи забезпечення чистою питною водою та можливості для відпочинку. Поєднання сильно відновлювальних умов, зумовлених аноксією, і високої температури ($20\text{ }^{\circ}\text{C}$) в озерах і водосховищах призводить до значного збільшення концентрації біогенних речовин у воді, яка контактує з донними відкладами. Передусім це стосується евтрофних водойм. Було виявлено, що потік розчинного реакційно здатного фосфору з донних відкладів становив $0,04$ і $0,5$ ммоль/ $\text{m}^2\cdot\text{доба}$ ($1,24$ і $15,5$ мг/ $\text{m}^2\cdot\text{доба}$), а амонію (NH_4^+) — $0,9$ і $5,6$ ммоль/ $\text{m}^2\cdot\text{доба}$ ($16,2$ і $100,8$ мг/ $\text{m}^2\cdot\text{доба}$) відповідно для оліготрофної та евтрофної водойми [30].

Авторами роботи [58] зазначається, що зміна клімату матиме істотний вплив на екосистеми озер незалежно від їхнього розміру. Підвищення температури сприятиме:

- формуванню дефіциту кисню у придонній воді і подальшому вивільненню поживних речовин, що стимулює евтрофікацію;
- підвищенню ризику тимчасової або постійної стратифікації в поліміктичних озерах, навіть у таких великих, як озеро Тайху, КНР;
- зміні видового складу з прогнозованим посиленням домінування потенційно токсичних ціанобактерій або динофлагелат;
- розширенню ареалів інвазивних видів, що призводить до розповсюдження нових видів і посилення їхнього впливу на водні харчові мережі.

Зміна клімату впливатиме на рівень евтрофікації водойм у різних кліматичних зонах по-різному. У більш посушливих кліматичних зонах евтрофікація може ще більше посилюватися через зниження рівня води, а у вологих районах через збільшення зовнішнього навантаження поживними речовинами. У помірних зонах зміни клімату впливатимуть на кількість опадів, від якої залежить рівень навантаження біогенними речовинами в річках. Взаємодія між кліматом і поживними речовинами може бути причиною серйозних змін в трофічній структурі через потенційне домінування дрібних всеїдних риб. Це збільшує вірогідність більшого хижацтва на зоопланктон та бентосні організми і, як наслідок,

до менших шансів контролювання росту шкідливих водоростей. Крім того, у великих озерах з інтенсивним судноплавством зміна клімату може збільшити ризик інвазії видів і їхнього домінування [58].

Зміни клімату у поєднанні з евтрофікацією сприяють посиленню гіпоксії в багатьох озерах і водосховищах, стимулюючи швидкість дихання більшою мірою, ніж первинну продукцію. Крім того, за рахунок збільшення інтенсивності температурної стратифікації зменшується частота змішування різних шарів води, зокрема епілімніону і гіполімніону, що, зрештою, призводить до істотного зниження обміну киснем між поверхневим і придонним горизонтами евтрофованих водойм [10, 35]. Виявляється, що внаслідок потепління клімату прискорюється глибоководна гіпоксія в озерах як помірною, так і субтропічного поясу [43, 57, 75, 128]. Прикладом перших може бути Цюріхське озеро в Швейцарії, яке зазнало помітного зниження навантаження фосфором у попередні роки [75]. Однак з'ясувалось, що концентрація розчинного реактивного фосфору у придонній воді озера сильно корелювала з різними показниками гіпоксії, надаючи кількісні докази того, що гіпоксія впливає на внутрішнє навантаження фосфором. Прикладом других можна вважати штучно створене оз. Цяньдаоху (Lake Qiandaohu) в Китаї, яке використовується для питного водопостачання. Зазначено, що і в цьому озері вже проявляються явища гіпоксії та евтрофікації, які слід особливо контролювати у зв'язку з потеплінням клімату [128]. Слід звернути увагу на те, що саме гіпоксія — це важливий індикатор «здоров'я» екосистеми, оскільки у міру збільшення ступеня, тривалості та частоти появи гіпоксії він істотно погіршується [75].

Потепління клімату сприяє, з одного боку, зниженню концентрації розчиненого кисню у поверхневій воді озер через підвищення температури, а з іншого, її зростанню внаслідок збільшення продукції фітопланктону. Водночас, відбувається зниження прозорості води, яке позначається на змінах фізичного і хімічного середовища озер [57].

Аналіз, заснований на вивченні 143 озер вздовж широтної трансекти, яка тягнеться від субарктичної Європи до південної частини Південної Америки, показав, що температура, концентрація азоту і фосфору — це ключові чинники, які впливають на біомасу ціанобактерій [62]. Водночас зазначено, що потепління не призводить до більш високої загальної біомаси фітопланктону. Але зі збільшенням температури помітно зростає відсоток його загального біооб'єму, який можна віднести на рахунок ціанобактерій.

Способи зниження евтрофікації

Зниження рівня евтрофікації поверхневих водних об'єктів може бути досягнуте за умови усунення першопричин цього явища. Це означає, що наукове обґрунтування тих чи інших заходів, які були б ефективними у зниженні концентрації біогенних речовин, слід розглядати як першочерговий етап у комплексному вирішенні зазначеної проблеми.

Якщо це стосується зовнішніх джерел надходження біогенних речовин до поверхневих водних об'єктів, то тут важливе місце посідають заходи з обмеження потрапляння поверхневого стоку з сільськогосподарських угідь, на яких відбувається інтенсивне використання мінеральних добрив з метою підвищення урожайності рослин [2, 7, 64]. Тому актуальним стає удосконалення сільськогосподарської практики в частині дотримання норм і строків внесення добрив на полях та умов їхнього належного зберігання [2, 7]. Саме це може бути запорукою зниження їхнього вивезення атмосферними опадами в річкові системи. Слід уникати розорювання сільськогосподарських земель аж до берегової лінії озер, водосховищ і ставків, бо саме воно сприяє надходженню сполук азоту і фосфору з полів. Важливо обмежити потрапляння забруднених стічних вод промислового і побутового походження та сприяти якомога ширшому використанню мийних засобів, які б не містили у своєму складі сполук фосфору [7, 64]. Заслужують на увагу засоби зі створення відповідних бар'єрів на шляху надходження поверхневого стоку до водної поверхні водойм та колекторів для накопичення забруднених вод, в яких відбувалося б первинне їхнє очищення. Як показує практика, застосування подібних заходів сприяє помітному зниженню надходження біогенних речовин до поверхневих водних об'єктів [20]. Однак неодноразово зазначалось, що навіть за такого обмеження ролі зовнішніх джерел в евтрофікації водних об'єктів вони залишаються ще певний час евтрофними, оскільки донні відклади в них містять у своєму складі значні кількості сполук азоту і фосфору, які можуть надходити у водне середовище та спричиняти евтрофікацію [20, 81, 101]. Це свідчить про те, що необхідно застосовувати комплекс практичних заходів з обмеження надходження біогенних речовин як за рахунок зовнішніх, так і внутрішніх джерел [63].

Найважливіші способи зниження надходження біогенних речовин з донних відкладів включають в себе фізичні, хімічні, геохімічні та біологічні підходи [12, 18]. Зазначені способи узагальнено з урахуванням результатів численних досліджень ефективності їхнього застосування і наведено на схемі (рис. 2), а коротку їхню характеристику наводимо нижче.

Серед фізичних заслуговують на увагу гіполімнетична оксигенація/аерація, інтенсивне промивання озер і водосховищ з метою уникнення в них застійних явищ, днопоглиблення тощо.

Гіполімнетична оксигенація або аерація сприяє розвитку аеробних умов у глибокій воді, що призводить до значного зниження міграції біогенних речовин, передусім сполук фосфору, з донних відкладів [12, 16, 19, 46, 73]. Гіполімнетичні системи аерації базуються на використанні спеціальних пристроїв, які повільно вивільняють кисень або повітря за допомогою насосів, труб, дифузорів або занурених камер [72]. Вони можуть постачати понад 50 мг/дм³ розчиненого кисню в гіполімніон більш глибоких водойм і використовуються у Північній Америці, Європі та Австралії [16, 46]. При цьому гіполімнетична оксигенація, де використовується кисень, показала більшу ефективність з подолання аноксії порівняно з гіполімнетичною аерацією, хоча і більш дорого вартісна [16,

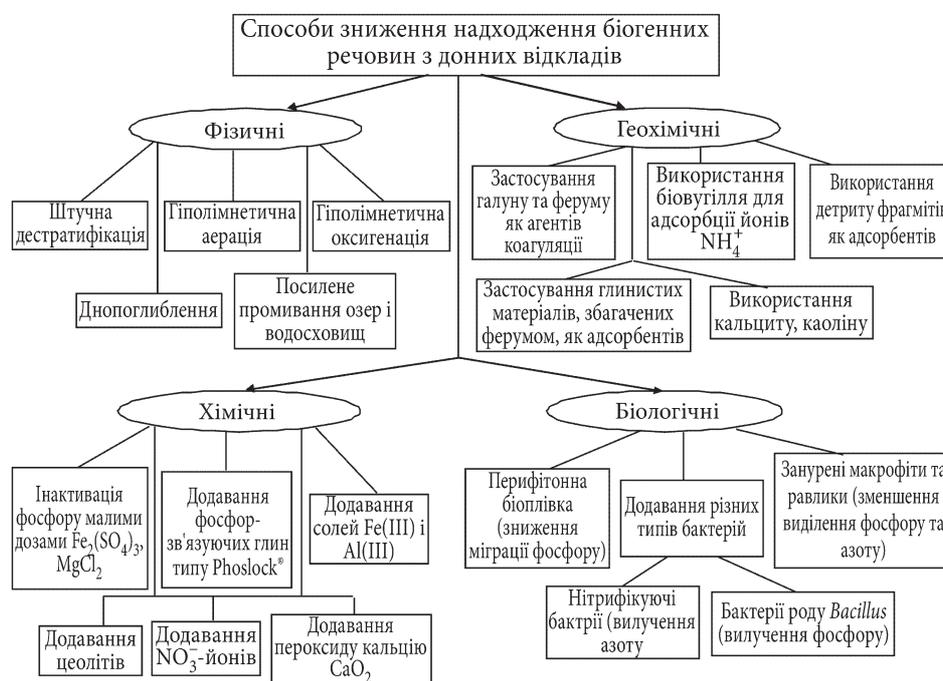


Рис. 2. Способи зниження надходження біогенних речовин з донних відкладів. Схему побудовано з урахуванням результатів численних досліджень з ефективності застосування зазначених способів

86]. Використання штучної аерації може бути ефективним способом поліпшення стану малих водойм урбанізованої території, як це було з'ясовано на прикладі озера Тельбін у м. Києві [129].

Днопоглиблення — поширений спосіб для вирішення проблем евтрофікації, оскільки сприяє зменшенню накопичення забруднювальних речовин, у тому числі сполук азоту і фосфору, шляхом видалення відкладів з дна водойм [12, 26, 90]. Однак днопоглиблення може мати позитивний вплив на озерні екосистеми, якщо застосовуються й інші способи зниження міграції біогенних речовин з донних відкладів, наприклад, аерація. Саме днопоглиблення стає ефективним лише протягом декількох перших років, а потім надходження сполук азоту і фосфору може відновлюватись у тих же обсягах, які були до його проведення [90]. В нестабільних гідродинамічних умовах днопоглиблення не може усунути потенційний ризик внутрішнього забруднення водного середовища біогенними речовинами у довгостроковій перспективі [26].

Хімічні способи зниження рівня евтрофікації передбачають інактивацію фосфору за допомогою сполук на основі металів, таких як сульфат феруму, оксид кальцію, сульфат алюмінію, які можуть використовуватись як осаджувачі фосфору, що зумовлює зниження його концентрації у воді [12, 18, 55]. Ефективним може бути використання цеолітів або по-

ліалюміній хлориду для підвищення адсорбційної ємності донних відкладів [64]. Позитивні наслідки можуть бути отримані з використанням активованого вугілля, лантану та цеоліту як прекурсорів для синтезу дисперсного адсорбенту (La-CZ) з подальшим його використанням для адсорбції фосфору. Використовують також різні форми кальциту CaCO_3 для зниження надходження фосфору з донних відкладів, але найбільшу ефективність показав осаджений кальцит — комерційний продукт SoCal з Німеччини [48]. За його наявності вивільнення фосфору знизилось майже у 100 разів — з 66 до 0,8 мкмоль $\text{P}/\text{m}^2\cdot\text{доба}$ (з 2,05 до 0,025 мг $\text{P}/\text{m}^2\cdot\text{доба}$). Можна навести й інші приклади використання хімічних засобів зниження рівня евтрофікації, але часто виникає скептицизм щодо їхнього застосування на водних об'єктах через дорожню вартість та можливість додаткового забруднення водного середовища, наприклад, сполуками алюмінію.

Серед геохімічних способів заслуговує на увагу застосування галунів, глин, збагачених ферумом, та деяких інших матеріалів, наприклад детри-ту фрагментів, які унеможливають або знижують до мінімальних показників надходження біогенних речовин, передусім фосфору, з донних відкладів [108]. Застосування поліалюміній хлориду у поєднанні з модифікованою лантаном бентонітовою глиною Phoslock на оз. Раувбракен (lake Rauwbraken) Нідерланди знизило концентрацію фосфору у воді на 92 %, сприяючи тим самим переходу озера з гіперевтрофного в оліго-мезотрофний стан [67, 113]. Однак через 10 років після обробки було виявлено, що зазначене озеро повертається до евтрофного стану через постійне зовнішнє навантаження фосфором [113].

Обговорюється можливість використання біовугілля для зниження надходження амонійного азоту з донних відкладів через його помітну адсорбційну здатність щодо йонів важких металів, поліциклічних ароматичних вуглеводнів та NH_4^+ -йонів [131].

Для зниження надходження фосфору з донних відкладів можна використовувати додавання NO_3^- -йонів, оскільки вони, діючи як акцептор електронів, можуть запобігати відновленню Fe^{3+} до Fe^{2+} і таким чином покращувати зв'язувальну здатність седиментів щодо цього важливого біоелемента та знижувати його міграційну здатність [50, 104]. Це може бути вкрай важливим для стратифікованих водних об'єктів у період гіполімінетичної гіпоксії, характерної для них. Хоча, з іншого боку, це сприяє підвищенню концентрації азоту у воді, що слід розглядати як небажане явище. Покращення якості води в евтрофних водоймах може бути досягнуто за рахунок додавання пероксиду кальцію (CaO_2), оскільки за його наявності поліпшується стан кисневого режиму, підвищується рН і Eh води, а це саме ті чинники, які інгібують виділення біогенних речовин з донних відкладів [47, 117].

Як зазначено авторами [127], фізичні та хімічні способи зниження рівнів евтрофікації мають очевидний і швидкий ефект для очищення води в короткостроковій перспективі і більшою мірою підходять для невеликих водойм (озер, водосховищ, ставків). Через доволі високі фіна-

нсові затрати їхнє використання на великих водоймах, зазвичай, не оправдовує себе. До того ж, хімічні методи створюють вторинне забруднення, про що вже йшлося вище.

Для зниження рівнів евтрофікації пропонуються також біологічні методи, суть яких викладено у низці публікацій [12, 66, 109, 127]. Зазначені методи можуть посилювати взаємодію між мікроорганізмами і водними організмами, стимулюючи цим самим самоочисну здатність водних систем. Біоремедіація передбачає використання мікроорганізмів, водних рослин і тварин з метою деградації, поглинання і трансформації забруднювальних речовин, у тому числі сполук азоту і фосфору. Як було показано авторами роботи [66], перифітонна біоплівка може бути надійним бар'єром в уповільненні міграції фосфору з донних відкладів, оскільки як поглинач здатна захоплювати його з води та послаблювати вивільнення зі складу останніх. Прикладом використання біологічних методів можуть бути водно-болотні угіддя. Вони вважаються доволі ефективними у боротьбі з евтрофікацією, оскільки демонструють високу ефективність видалення біогенних, органічних і завислих речовин з води (86—98 % N-NH₄⁺, 99 % N-NO₂⁻, 82—99 % N-NO₃⁻, 95—98 % N_{неорг}, 71,2—31,9 % PO₄³⁻, 25—55 % ХСК і 47—86 % завислих речовин). Досліджено вплив різних типів бактерій, доданих до донних відкладів забруднених водних об'єктів, зокрема річок, з метою видалення азоту й фосфору [115]. Виявилось, що нітрифікуючі бактерії показали кращий ефект з видалення азоту, тоді як *Vacillus* — фосфору. Як зазначено авторами роботи [127], біологічні методи вважаються економічно вигідними і стійкими, але потребують тривалого періоду для досягнення необхідних результатів.

Висновки

Евтрофікація негативно впливає на стан поверхневих водних об'єктів, функціонування і життєздатність гідробіонтів та якість води. Вона зумовлена надмірною концентрацією сполук азоту та фосфору, які надходять із зовнішніх джерел та забруднених донних відкладів. Негативні наслідки евтрофікації проявляються, передусім, у «цвітінні» води через інтенсивний розвиток водоростей та настанні внаслідок нього гіпоксії у придонному горизонті і зростанні токсичності водного середовища за рахунок продукування альготоксинів. Це призводить до зниження рівня екосистемних послуг, економічних втрат у рибальстві і туризмі, збільшення фінансових витрат на очищення води та зростання загрози розвитку біоти і здоров'ю людини.

Зменшення рівня евтрофікації досягається за рахунок заходів, спрямованих на зниження надходження біогенних речовин із зовнішніх джерел. Однак за таких умов не завжди досягається поліпшення трофічного стану забруднених водойм і водотоків через надходження сполук азоту і фосфору з донних відкладів за настання дефіциту розчиненого кисню, зниження рН та окисно-відновного потенціалу (Eh) у придонному горизонті.

Рівень евтрофікації залежить значною мірою від кліматичних змін, оскільки потепління сприяє інтенсивному розвитку фітопланктону, зокрема синьозелених водоростей, накопиченню біомаси останніх з відповідними негативними наслідками. Зростає тривалість температурної та кисневої стратифікації з формуванням анаеробних зон, що сприяє посиленню вивільнення біогенних речовин з донних відкладів.

Для зниження рівня евтрофікації поверхневих вод важливо застосувати комплекс заходів, які б обмежували як зовнішнє, так і внутрішнє надходження сполук азоту і фосфору до водойм і річок.

Список використаної літератури

1. Екологічний стан водних об'єктів урбанізованих територій. Китайські ставки / П.М. Линник, В.А. Жежеря, С.В. Батог та ін. Ін-т гідробіології НАН України. Київ: Логос, 2015. 76 с.
2. Лузовіцька Ю.А., Осадча Н.М., Артеменко В.А. Визначення чинників формування біогенного складу річки Десни за допомогою сумарних та різницевих інтегральних кривих. *Наук. праці УкрНДГМІ*. 2016. Вип. 269. С. 86—93.
3. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / В.Д. Романенко, В.М. Жукинський, О.П. Оксіюк та ін. Київ: Символ-Т, 1998. 28 с.
4. Мокієнко А.В. Ціанобактерії і ціанотоксини: міф чи реальність? *Вісн. НАН України*. 2016. № 4. С. 65—75.
5. Набиванець Б.Й., Осадчий В.І., Осадча Н.М., Набиванець Ю.Б. Аналітична хімія поверхневих вод. Київ: Наук. думка, 2007. 456 с.
6. Стан водних об'єктів урбанізованих територій. Озера системи Опечень. За ред. д.х.н., проф. П.М. Линника. Київ: Ін-т гідробіології НАН України, 2023. 175 с.
7. Степова О.А., Рома В.В. Оцінка біогенного забруднення поверхневих водойм Полтавської області. *Вісн. Полтав. держ. аграр. акад.* 2016. № 1—2. С. 93—97.
8. A procedure to estimate the response of aquatic systems to changes in phosphorus and nitrogen inputs. National Water and Climate Center (USA). 1999. 43 p.
9. Adhurya S., Das S., Ray S. Nitrogen and phosphorous loading by aquatic avifauna in a shallow eutrophic freshwater lake. *Energ. Ecol. Environ.* 2022. Vol. 7. P. 111—129.
10. Adrian R., O'Reilly C.M., Zagarese H. et al. Lakes as sentinels of climate change. *Limnol. Oceanogr.* 2009. Vol. 54, N 6. P. 2283—2297.
11. Ahmed T., Haque M.K., Haque M.M. et al. Lake eutrophication mechanism and control: current status and future tendency. *Life Science Studies*. 2024. Vol. 01. P. 10—31.
12. Akinawo S.O. Eutrophication: causes, consequences, physical, chemical and biological techniques for mitigation strategies. *Environ. Challenges*. 2023. Vol. 12. Article number 100733. 18 p.
13. Alemayehu D. Hackett F. Water quality and trophic state of Kaw Lake. *J. Environ. Stud.* 2016. Vol. 2, N 1. 7 p.
14. Ansari A.A., Gill S.S., Khan F.A. Eutrophication: threat to aquatic ecosystems. *Eutrophication: causes, consequences and control*. Ed. by A.A. Ansari et al. Dordrecht... New York: Springer, 2011. Chapter 7. P. 143—170. DOI 10.1007/978-90-481-9625-8
15. Beusen A.H.W., Bouwman A.F., Van Beek L.P.H. et al. Global riverine N and P transport to ocean increased during the 20th century despite increased retention along the aquatic continuum. *Biogeosciences*. 2016. Vol. 13. P. 2441—2451.
16. Beutel M.W., Horne A.J. A review of the effects of hypolimnetic oxygenation on lake and reservoir water quality. *Lake Reservoir Manage.* 1999. Vol. 15, N 4. P. 285—297.
17. Beutel M.W., Horne A.J. Nutrient fluxes from profundal sediment of ultra-oligotrophic Lake Tahoe, California/Nevada: implications for water quality and management in a changing climate. *Water Resour. Res.* 2018. Vol. 54. P. 1549—1559.

18. Bhagowati B., Ahamad K.U. A review on lake eutrophication dynamics and recent developments in lake modeling. *Ecohydrology and Hydrobiology*. 2019. Vol. 19, N 1. P. 155—166.
19. Bierlein K.A., Rezvani M., Socolofsky S.A. et al. Increased sediment oxygen flux in lakes and reservoirs: the impact of hypolimnetic oxygenation. *Water Resour. Res.* 2017. Vol. 53. P. 4876—4890.
20. Bootsma M.C., Barendregt A., van Alphen J.C.A. Effectiveness of reducing external nutrient load entering a eutrophicated shallow lake ecosystem in the Naardermeer nature reserve, The Netherlands. *Biological Conservation*. 1999. Vol. 90, N 3. P. 193—201.
21. Bormans M., Maršálek B., Jančula D. Controlling internal phosphorus loading in lakes by physical methods to reduce cyanobacterial blooms: a review. *Aquat. Ecol.* 2016. Vol. 50. P. 407—422.
22. Bricker S.B., Longstaff W.D., Jones A. et al. Effects of nutrient enrichment in the nation's estuaries: a decade of change. *Harmful Algae*. 2008. Vol. 8, N 1. P. 21—32.
23. Brown T., Simpson J. Managing phosphorus inputs to urban lakes, I. Determining the trophic state of your lake. *Urban Lake Management*. 2001. Vol. 3, N 4. P. 771—781.
24. Camargo J.A., Alonso A. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: a global assessment. *Environ. Int.* 2006. Vol. 32. P. 831—849.
25. Carlson R.E. Estimating trophic state. *Lakeline*. 2007. Vol. 7. P. 25—28.
26. Chen Xi, Wang Y., Sun T. et al. Effects of sediment dredging on nutrient release and eutrophication in the gate-controlled estuary of northern Taihu Lake. *J. Chem.* 2021. Vol. 2021. Article ID 7451832. 13 p.
27. Correll D.L. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: a review. *J. Environ. Quality*. 1998. Vol. 27. P. 261—266.
28. Cortés A., Forrest A.L., Sadro S. et al. Prediction of hypoxia in eutrophic polymictic lakes. *Water Resour. Res.* 2021. Vol. 57, e2020WR028693.
29. Da Anunciação Gomes A.M., Marinho M.M., Mesquita M.C.B. et al. Warming and eutrophication effects on the phytoplankton communities of two tropical water systems of different trophic states: An experimental approach. *Lakes and Reservoirs: Research and Management*. 2020. Vol. 25. P. 275—282.
30. Dadi T., Rinke K., Friese K. Trajectories of sediment-water interactions in reservoirs as a result of temperature and oxygen conditions. *Water*. 2020. Vol. 12. Article number 1065. 19 p.
31. Defeo S., Beutel M.W., Rodal-Morales N., Singer M. Sediment release of nutrients and metals from two contrasting eutrophic California reservoirs under oxic, hypoxic and anoxic conditions. *Front. Water*. 2024. Vol. 6. Article number 1474057. 14 p. DOI: 10.3389/frwa.2024.1474057
32. De Medina H.L., Marín J.C., Gutiérrez E., Morales J. Nitrogen mobility at the sediment-water interface of lake Maracaibo, Venezuela. *Water Air Soil Pollut.* 2003. Vol. 145. P. 341—357.
33. Dodds W.K., Jones J.R., Welch E.B. Suggested classification of stream trophic state: distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus. *Water Res.* 1998. Vol. 32. P. 1455—1462.
34. Dodds W.K., Smith V.H. Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in streams. *Inland Waters*. 2016. Vol. 6. P. 155—164.
35. Doubek J.P., Campbell K.L., Lofton M.E. et al. Hypolimnetic hypoxia increases the biomass variability and compositional variability of crustacean zooplankton communities. *Water*. 2019. Vol. 11. Article number 2179. 21 p.
36. El-Serehy H.A., Abdallah H.S., Al-Misned F.A. et al. Assessing water quality and classifying trophic status for scientifically based managing the water resources of the Lake Timsah, the lake with salinity stratification along the Suez Canal. *Saudi J. Biol. Sci.* 2018. Vol. 25. P. 1247—1256.

37. Environment Canada. National guidelines and standard office. Water policy and coordination directorate. Canadian Guidance Framework for the management of phosphorus in freshwater system. 2004. Report N 1—18.
38. Fernández C., Parodi E.R., Cáceres E.J. Limnological characteristics and trophic state of Paso de las Piedras Reservoir: an inland reservoir in Argentina. *Lakes and Reservoirs: Research and Management*. 2009. Vol. 14. P. 85—101.
39. Feuchtmayr H., Moran R., Hatton K. et al. Global warming and eutrophication: effects on water chemistry and autotrophic communities in experimental hypertrophic shallow lake mesocosms. *J. Appl. Ecol.* 2009. Vol. 46. P. 713—723.
40. Fink G., Alcamo J., Flörke M., Reder K. Phosphorus loadings to the world's largest lakes: sources and trends. *Glob. Biogeochem. Cycles*. 2018. Vol. 32. P. 617—634.
41. Fisher M.M., Reddy K.R., James R.T. Internal nutrient loads from sediments in a shallow, subtropical lake. *Lake Reserv. Manage.* 2005. Vol. 21, N 3. P. 338—349.
42. Fox A.L., Trefry J.H. Nutrient fluxes from recent deposits of fine-grained, organic-rich sediments in a Florida estuary. *Front. Mar. Sci.* 2023. Vol. 10. Article number 1305990. 21 p. doi: 10.3389/fmars.2023.1305990
43. Fukushima T., Matsushita B., Subehi L. et al. Will hypolimnetic waters become anoxic in all deep tropical lakes? *Scientific Reports*. 2017. Vol. 7. Article number 45320. 9 p.
44. Geletu T.T. Lake eutrophication: Control of phytoplankton overgrowth and invasive aquatic weeds. *Lakes and Reservoirs: Science, Policy and Management for Sustainable Use*. 2023. Vol. 28, N 1. e12425.
45. Glibert P.M. Eutrophication, harmful algae and biodiversity — challenging paradigms in a world of complex nutrient changes. *Mar. Pollut. Bull.* 2017. Vol. 124, N 2. P. 591—606.
46. Hansen A.M., Hernández-Martínez C., Falcón-Rojas A. Evaluation of eutrophication control through hypolimnetic oxygenation. *Procedia Earth and Planetary Science*. 2017. Vol. 17. P. 598 — 601.
47. Haque N., Kwon S.-H. Nutrient dynamics study of overlying water affected by peroxide-treated sediment. *J. Ecol. Environ.* 2017. Vol. 41. Article number 32. 11 p.
48. Hart B.T., Roberts S., James R. et al. Active barriers to reduce phosphorus release from sediments: effectiveness of three forms of CaCO₃. *Aust. J. Chem.* 2003. Vol. 56. P. 207—217.
49. Heisler J.P., Gilbert J., Burkholder J. et al. Eutrophication and harmful algal blooms: a scientific consensus. *Harmful Algae*. 2008. Vol. 8, N 1. P. 3—13.
50. Hemond H.F., Lin K. Nitrate suppresses internal phosphorus loading in a eutrophic lake. *Water Res.* 2010. Vol. 44, N 12. P. 3645—3650.
51. Henderson-Sellers B., Markland H.R. Decaying lakes: the origins and control of cultural eutrophication (principles and techniques in the environmental sciences). Hoboken: John Wiley and Sons Ltd., 1987. 264 p.
52. Hongshao Z., Stanforth R. Competitive adsorption of phosphate and arsenate on goethite. *Environ. Sci. Technol.* 2001. Vol. 35, N 24. P. 4753—4757.
53. Hou D., He J., Lü C. et al. Effects of environmental factors on nutrients release at sediment-water interface and assessment of trophic status for a typical shallow lake, Northwest China. *Sci. World J.* 2013. Vol. 2013. Article ID 716342. 16 p.
54. Huang L., Gao Q., Fang H. et al. Effects of bedform migration on nutrient fluxes at the sediment—water interface: a theoretical analysis. *Environmental Fluid Mechanics*. 2021. <https://doi.org/10.1007/s10652-021-09816-3>
55. Huh J.H., Ahn J.W. A perspective of chemical treatment for cyanobacteria control toward sustainable freshwater development. *Environ. Eng. Res.* 2017. Vol. 22, N 1. P. 1—11.
56. Istvánovics V. Eutrophication of lakes and reservoirs. *Encyclopedia of Inland Waters*. 2009. P. 157—165.
57. Jane S.F., Hansen G.J.A., Kraemer B.M. et al. Widespread deoxygenation of temperate lakes. *Nature*. 2021. Vol. 594. P. 66—70.

58. Jenny J.-P., Anneville O., Arnaud F. et al. Scientists' warning to humanity: rapid degradation of the world's large lakes. *J. Great Lakes Research*. 2020. Vol. 46. P. 686—702.
59. Jenny J.-P., Normandeau A., Francus P. et al. Urban point sources of nutrients were the leading cause for the historical spread of hypoxia across European lakes. *PNAS*. 2016. Vol. 113, N 45. P. 12655—12660.
60. Jeppesen E., Søndergaard M., Meerhoff M. et al. Shallow lake restoration by nutrient loading reduction — some recent findings and challenges ahead. *Hydrobiologia*. 2007. Vol. 584, N 1. P. 239—252.
61. Katherine D.M., Emily K.R. Microbial contributions to phosphorus cycling in eutrophic lakes and wastewater. *Annu. Rev. Microbiol.* 2013. Vol. 67. P. 199—219.
62. Kosten S., Huszar V.L.M., Bécares E. et al. Warmer climates boost cyanobacterial dominance in shallow lakes. *Global Change Biology*. 2012. Vol. 18. P. 118—126.
63. Kowalczywska-Madura K., Dondajewska-Pielka R., Gołdyn R. The assessment of external and internal nutrient loading as a basis for lake management. *Water*. 2022. Vol. 14. Article number 2844. 22 p.
64. Lesniak-Moczuk K., Skyba O.I., Bilyk Ya. O., Fedonyuk L.Ya. Evaluation of the status of Warmian-Masurian lakes in Poland due to eutrophication process. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. 2021. № 4 (62). P. 67—74.
65. Liu Q., Chen Y., Liu C. et al. Migration and transformation of phosphorus in sediment—water system in storm and sewage sewers. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2022. 11 p.
66. Lu H., Wan J., Li J., Shao H., Wu Y. Periphytic biofilm: a buffer for phosphorus precipitation and release between sediments and water. *Chemosphere*. 2016. Vol. 144. P. 2058—2064.
67. Lüring M., Van Oosterhout F. Controlling eutrophication by combined bloom precipitation and sediment phosphorus inactivation. *Water Res.* 2013. Vol. 47. P. 6527—6537.
68. Mallin M.A., Johnson V.L., Ensign S.H., MacPherson T.A. Factors contributing to hypoxia in rivers, lakes, and streams. *Limnol. Oceanogr.* 2006. Vol. 51(1, part 2). P. 690—701.
69. Mamun M., An K.-G. Major nutrients and chlorophyll dynamics in Korean agricultural reservoirs along with an analysis of trophic state index deviation. *J. Asia-Pacific Biodivers.* 2017. Vol. 10. P. 183—191.
70. Mamun M., Atique U., An K.-G. Assessment of water quality based on trophic status and nutrients-chlorophyll empirical models of different elevation reservoirs. *Water*. 2021. Vol. 13. Article number 3640. 15 p.
71. Miranda M., Marinho M.M., Noyma N. et al. Phosphorus balance in a tropical shallow urban pond in Southeast Brazil: implications for eutrophication management. *Inland Waters*. 2021. Article number 1915661. 17 p.
72. Moore B., Mobley M., Little J. et al. Aeration and oxygenation methods for stratified lakes and reservoirs. *Lake Line*. 2015. P. 17—30.
73. Moridi M., Jaafarzadeh Haghghi Fard N., Pazira A. et al. A new approach for designing a hypolimnetic oxygenation system to improve the water quality in tropical reservoirs. *Environmental Health Engineering and Management Journal*. 2020. Vol. 7, N 4. P. 277—285.
74. Nazari-Sharabian M., Ahmad S., Karakouzian M. Climate change and eutrophication: a short review. *Engineering, Technology and Applied Science Research*. 2018. Vol. 8, N 6. P. 3668—3672.
75. North R.P., North R.L., Livingstone D.M. et al. Long-term changes in hypoxia and soluble reactive phosphorus in the hypolimnion of a large temperate lake: consequences of a climate regime shift. *Global Change Biology*. 2014. Vol. 20. P. 811—823.
76. Nürnberg G. Eutrophication and trophic state. *Lake Line*. 2001. Vol. 29, N 1. P. 29—33.

77. O'Neil J.M., Davis T.W., Burford M.A., Gobler C.J. The rise of harmful cyanobacteria blooms: the potential roles of eutrophication and climate change. *Harmful Algae*. 2012. Vol. 14. P. 313—334.
78. Oates C., Fajardo H., Grieger K. et al. Effective nutrient management of surface waters in the United States requires expanded water quality monitoring in agriculturally intensive areas. *ACS Environ. Au*. 2025. Vol. 5, N 1. P. 1—11.
79. Olem H., Flocks G., Eds. Lake and reservoir restoration guidance manual. 2nd edition. EPA 440/4-90-006. Prep. by N. Am. Lake Manage. Soc. For U.S. Environ. Prot. Agency. Washington, D.C., U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, 1990. 340 p.
80. Onyango D.M., Orina P.S., Ramkat R.C. et al. Review of current state of knowledge of microcystin and its impacts on fish in Lake Victoria. *Lakes and Reservoirs: Research and Management* 2020. Vol. 25. N 2. 12 p.
81. Orihel D.M., Baulch H.M., Casson N.J. et al. Internal phosphorus loading in Canadian fresh waters: a critical review and data analysis. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 2017. Vol. 74. P. 2005—2029.
82. Osadchyy V., Nabyvanets B., Linnik P. et al. Processes determining surface water chemistry. Switzerland: Springer International Publishing, 2016. 270 p.
83. OSPAR Commission, 2003. OSPAR integrated report 2003 on the eutrophication status. London, U.K.: OSPAR. 2003. 59 p.
84. Padedda B.M., Sechi N., Lai G.G. et al. Consequences of eutrophication in the management of water resources in Mediterranean reservoirs: a case study of Lake Cedrina (Sardinia, Italy). *Global Ecology and Conservation*. 2017. Vol. 12. P. 21—35.
85. Pearce A.R., Chambers L.G., Hasenmueller E.A. Characterizing nutrient distributions and fluxes in a eutrophic reservoir, Midwestern United States. *Sci. Total Environ.* 2017. Vol. 581—582. P. 589—600.
86. Preece E.P., Moore B.C., Skinner M.M. et al. A review of the biological and chemical effects of hypolimnetic oxygenation. *Lake and reservoir management*. 2019. Vol. 35, N 3. P. 229—246.
87. Randall M.C., Carling G.T., Dastrup D.B. et al. Sediment potentially controls in-lake phosphorus cycling and harmful cyanobacteria in shallow, eutrophic Utah Lake. *PLoS ONE*. 2019. Vol. 14, N 2. e0212238. 17 p.
88. Rastogi R.P., Sinha R.P., Incharoensakdi A. The cyanotoxin-microcystins: current overview (review). *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.* 2014. Vol. 13. P. 215—249.
89. Rathore S.S., Chandravanshi P., Chandravanshi A. Jaiswal K. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on aquatic ecosystem. *IOSR J. Agri. Veter. Sci.* 2016. Vol. 9, N 10. P. 89—96.
90. Riza M., Ehsan M.N., Pervez N. et al. Control of eutrophication in aquatic ecosystems by sustainable dredging: effectiveness, environmental impacts, and implications. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*. 2023. Vol. 7. Article number 100297. 10 p.
91. Rozpondek K., Rozpondek R. Analysis of selected nutrient contents in bottom sediments of the Ostrowy water reservoir using the GIS System. *Inżynieria i Ochrona Środowiska*. 2018. Vol. 21, N 4. P. 437—446. DOI: 10.17512/ios.2018.4.9
92. Saetang S., Jakmunee J. Evaluation of eutrophication state of Mae Kuang reservoir, Chiang Mai, Thailand by using Carlson's trophic state index. *Applied Science and Engineering Progress*. 2022. Vol. 15, N 3. Article number 4012. 8 p.
93. Schindler D.W., Carpenter S.R., Chapra S.C. et al. Reducing phosphorus to curb lake eutrophication is a success. *Environ. Sci. Technol.* 2016. Vol. 50, No 17. P. 8923—8929.
94. Schindler D.W., Fee E.J. Experimental lakes area: whole-lake experiments in eutrophication. *J. Fish. Res. Board Can.* 1974. Vol. 31, N 5. P. 937—953.
95. Selman M., Greenhalgh S., Diaz R., Sugg Z. Eutrophication and hypoxia in coastal areas: a global assessment of the state of knowledge. *Water quality: eutrophication and hypoxia*. 2008. N 1. 6 p.

96. Serrano L., Reina M., Quintana X.D. et al. A new tool for the assessment of severe anthropogenic eutrophication in small shallow water bodies. *Ecological Indicators*. 2017. Vol. 76. P. 324—334.
97. Sheela A.M., Letha J., Joseph S. Environmental status of a tropical lake system. *Environ. Monit. Assess.* 2011. Vol. 180. P. 427—449.
98. Silva T.F.G., Vinçon-Leite B., Lemaire B.J. et al. Impact of urban stormwater runoff on cyanobacteria dynamics in a tropical urban lake. *Water*. 2019. Vol. 11, N 5. Article number 946. 28 p. doi:10.3390/w11050946
99. Smith V.H., Tilman G.D., Nekola J.C. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environ. Pollut.* 1999. Vol. 100. P. 179—196.
100. Smolders A.J.P., Lamers L.P.M., Lucassen E.C.H.E.T. et al. Internal eutrophication: how it works and what to do about it — a review. *Chem. Ecol.* 2006. Vol. 22, N 2. P. 93—111.
101. Sobczyński T. The effects of abiotic conditions on release of biogenic substances from bottom sediments. *International Journal of Oceanography and Hydrobiology*. 2009. Vol. 38, No 1. P. 45—53.
102. Sonarghare P.C., Masram S.C., Sonparote U.R. et al. Causes and effects of eutrophication on aquatic life (a review). *ESSENCE Int. J. Env. Rehab. Conserv.* 2020. Vol. XI, SP2. P. 213—218.
103. Søndergaard M., Jensen J.P., Jeppesen E. Seasonal response of nutrients to reduced phosphorus loading in 12 Danish lakes. *Freshwater Biology*. 2005. Vol. 50. P. 1605—1615.
104. Søndergaard M., Jeppesen E., Jensen J.P. Hypolimnetic nitrate treatment to reduce internal phosphorus loading in a stratified lake. *Lake. Reserv. Manage.* 2000. Vol. 16, N 3. P. 195—204.
105. Stewart I., Webb P.M., Schlute P.J., Shaw G.R. Recreational and occupational field exposure to freshwater cyanobacteria — a review of anecdotal and case reports, epidemiological studies and the challenges for epidemiologic assessment. *Environ. Health*. 2006. Vol. 5. Article number 6. 13 pp.
106. Surridge B.W.J., Heathwaite A.L., Baird A.J. The release of phosphorus to pore-water and surface water from river riparian sediments. *J. Environ. Quality*. 2007. Vol. 36, N 5. P. 1534—1544.
107. Tammeorg O., Nürnberg G., Niemistö J. et al. Internal phosphorus loading due to sediment anoxia in shallow areas: implications for lake aeration treatments. *Aquatic Sciences*. 2020. Vol. 82. Article number 54. 10 p.
108. Tang M., Deng Q., Li X. et al. The effect of natural materials used as sediment remediation on phosphorus and nitrogen control in a mesocosm. *Environ. Sci. Eur.* 2020. Vol. 32. Article number 90. 14 p.
109. Tang X., Wu M., Yang W. et al. Ecological strategy for eutrophication control. *Water Air Soil Pollut.* 2012. Vol. 223. P. 723—737.
110. Tanjung R.H.R., Indrayani E., Agamawan L.P.I. Water quality assessment to determine the trophic state and suitability of Lake Sentani (Indonesia) for various utilisation purposes. *Water Cycle*. 2024. Vol. 5. P. 99—108.
111. Thomas D.B., Schallenberg M. Benthic shear stress gradient defines three mutually exclusive modes of non-biological internal nutrient loading in shallow lakes. *Hydrobiologia*. 2008. Vol. 610. P. 1—11. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9417-x>
112. Trottet A., George C., Drillet G., Lauro F.M. Aquaculture in coastal urbanized areas: A comparative review of the challenges posed by harmful algal blooms. *Environ. Sci. Technol.* 2022. Vol. 52, N 16. P. 2888—2929.
113. Van Oosterhout F., Yasseri S., Noyma N. et al. Assessing the long-term efficacy of internal loading management to control eutrophication in Lake Rauwbraken. *Inland Waters*. 2021. Vol. 11, No 1. <https://doi.org/10.1080/20442041.2021.1969189>

114. Vinçon-Leite B., Casenave C. Modelling eutrophication in lake ecosystems: a review. *Sci. Total Environ.* 2019. Vol. 651. P. 2985—3001.
115. Wang F., Bai Y., Yang F. et al. Degradation of nitrogen, phosphorus, and organic matter in urban river sediments by adding microorganisms. *Sustainability.* 2021. Vol. 13, Article number 2580. 15 p.
116. Wang S., Jiang X., Zheng B.H. et al. Composition, mineralization potential and release risk of nitrogen in the sediments of Keluke Lake, a Tibetan Plateau freshwater lake in China. *Royal Society Open Science.* 2018. Vol. 5, N 9. Article number 180612. 15 p.
117. Wang Y., Wang W.H., Yan F.L. et al. Effects and mechanisms of calcium peroxide on purification of severely eutrophic water. *Sci. Total Environ.* 2019. Vol. 650. P. 2796—2806.
118. WHO. Guidelines for drinking-water quality. 4th ed. World Health Organization: Geneva, Switzerland, 2011. 564 pp.
119. Wojtkowska M., Bojanowski D. Assessing trophic state of surface waters of Służewiecki Stream (Warsaw). *Appl. Water Sci.* 2021. Vol. 11. Article number 118.
120. Wu Y., Wen Y., Zhou J., Wu Y. Phosphorus release from lake sediments: effects of pH, temperature and dissolved oxygen. *KSCE J. Civil Engineer.* 2013. Vol. 18, N 1. P. 323—329.
121. Wurtsbaugh W.A., Paerl H.W., Dodds W.K. Nutrients, eutrophication and harmful algal blooms along the freshwater to marine continuum. *WIREs Water.* 2019. Vol. 6. e1373. 27 p.
122. Yang X., Wu X., Hao H., He Z. Mechanisms and assessment of water eutrophication. *J. Zhejiang Univ. Sci. B.* 2008. Vol. 9, N 3. P. 197—209.
123. Yongo E., Agembe S.W., Manyala J.O., Mutethya E. Assessment of the current trophic state and water quality of Lake Naivasha, Kenya using multivariate techniques. *Lakes & Reservoirs: Research & Management.* 2022. Vol. 27. e12422. 13 p.
124. Zahoor I., Mushtaq A. Water pollution from agricultural activities: a critical global review. *Intern. J. Chem. Biochem. Sci. (IJCBS).* 2023. Vol. 23, N 1. P. 164—176.
125. Zhang F. Environmental effects on the release of nutrients at the sediment-water interface. *J. Ecosys. Ecograph.* 2022. Vol. 12, N 6. Article number 335. 3 p.
126. Zhang L., Wang S., Wu Z. Coupling effect of pH and dissolved oxygen in water column on nitrogen release at water—sediment interface of Erhai Lake, China. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 2014. Vol. 149. P. 178—186.
127. Zhang Y., Luo P., Zhao S. et al. Control and remediation methods for eutrophic lakes in the past 30 years. *Water Sci. Technol.* 2020. Vol. 81, N 6. P. 1099—1113.
128. Zhang Y.L., Wu Z., Liu M. et al. Dissolved oxygen stratification and response to thermal structure and long-term climate change in a large and deep subtropical reservoir (Lake Qiandaohu, China). *Wat. Res.* 2015. Vol. 75. P. 249—258.
129. Zhezherya V.A., Linnik P.N., Belous Ye.P. Improvement in the hydrochemical regime of small urban water bodies under conditions of artificial aeration (on the example of lake Telbin). *Hydrobiol. J.* 2019. Vol. 55, N 4. P. 94—110.
130. Zhezherya V.A., Zhezherya T.P., Linnik P.M. et al. Peculiarities of the dynamics of some elements of hydrochemical regime in small water bodies of urban territories: nutrients and organic matter. *Hydrobiol. J.* 2022. Vol. 58, N 6. P. 81—103.
131. Zhu Y., Tang W., Jin X., Shan B. Using biochar capping to reduce nitrogen release from sediments in eutrophic lakes. *Sci. Total Environ.* 2019. Vol. 646. P. 93—104.

Надійшла: 14.03.2025

P.M. Linnik, Dr. Sci. (Chem.), Prof., Head of Department
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: peter-linnik@ukr.net
ORCID 0000-0002-2144-4052

V.A. Zhezherya, PhD (Geogr.), Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: zhezheryava1981@gmail.com
ORCID 0000-0002-1128-5270

EUTROPHICATION OF SURFACE WATER BODIES: ITS CONSEQUENCES AND METHODS OF REDUCTION (REVIEW)

The article summarizes the study results of surface waters' eutrophication as one of the negative phenomena of the functioning of aquatic ecosystems. It is noted that eutrophication is a complex process caused by the influence of a number of factors, primarily an increased content of nutrients, in particular nitrogen and phosphorus compounds. The article presents criteria for assessing the trophic state of water bodies and watercourses using chemical, biological and physical indicators, as well as complex indices of trophic state based on them. External and internal sources of nutrient input to the aquatic environment are considered. It is shown that the input of nitrogen and phosphorus compounds from bottom sediments should be considered as a powerful internal source of eutrophication. Considerable attention is paid to the analysis of the causes of nutrients' release from bottom sediments. It is shown that intensive algae blooms negatively affect a number of hydrochemical indicators, causing a significant decrease in the dissolved oxygen content up to its deficiency and the formation of hypoxia and anoxia. The production of cyanotoxins during excessive algae blooms increase the toxicity of the aquatic environment and negatively affects the state of biota and human health. The potential impact of climate change on the level of eutrophication of water bodies is discussed. The most common methods of reducing eutrophication are provided, which involve limiting the external input of nitrogen and phosphorus compounds to water bodies, as well as the migration of the latter from bottom sediments.

Keywords: *eutrophication, nutrients, nitrogen and phosphorus compounds, water bodies, bottom sediments, climate change, methods of reducing eutrophication.*