

УДК 504.4.054:556.114(282.247.32)

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

Т.П. ЖЕЖЕРЯ, к. геогр. н., мол. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна,
e-mail: tanyadyka@ukr.net

ПРОСТОРОВО-ЧАСОВІ ЗМІНИ КОНЦЕНТРАЦІЇ БІОГЕННИХ ЕЛЕМЕНТІВ У ВОДОЙМІ УРБАНІЗОВАНОЇ ТЕРИТОРІЇ (НА ПРИКЛАДІ ОЗ. ВЕРБНОГО, м. КИЇВ)

У статті розглянуто результати досліджень вмісту неорганічного азоту та його сполук, неорганічного фосфору, розчиненого силіцію і лабільного феруму на ділянках оз. Вербного, вкритих вищою водною рослинністю, та чистоводді, а також з глибиною. Встановлено, що під час вегетаційного періоду відбувається зниження вмісту неорганічного азоту, амонійного азоту, нітрат-йонів та в деяких випадках неорганічного фосфору у заростях вищої водної рослинності у декілька разів порівняно з чистоводдям. Максимальні величини вмісту неорганічних азоту і фосфору та розчиненого силіцію спостерігались під час весняної гомотермії. З початком вегетаційного періоду їхній вміст у поверхневому шарі води поступово знижувався за рахунок асиміляції рослинними організмами. Пряма температурна стратифікація призводила до зростання вмісту неорганічного азоту і фосфору, розчиненого силіцію і лабільного феруму у придонному шарі води за рахунок їхнього надходження з донних відкладів за дефіциту розчиненого кисню.

Ключові слова: *сполуки неорганічного азоту, неорганічний фосфор, силіцій, ферум, зарості вищої водної рослинності, водойма.*

Серед багатьох хімічних речовин важливу роль у функціонуванні водних екосистем відіграють біогенні речовини. До них відносяться сполуки азоту, фосфору, силіцію та феруму. Вміст неорганічних форм азоту і фосфору у воді визначає трофічний статус водного об'єкта та свідчить про ступінь його забруднення господарсько-побутовими стічними водами. Надмірне надходження зазначених хімічних елементів до поверхне-

Ц и т у в а н н я: Жежеря В.А., Жежеря Т.П. Просторово-часові зміни концентрації біогенних елементів у водоймі урбанізованої території (на прикладі оз. Вербного, м. Київ). *Гідробіол. журн.* Т. 56, № 6. С. 105—118.

вих водних об'єктів за рахунок точкових і дифузних джерел призводить до їхнього евтрофування [1, 15, 24], негативні наслідки якого проявляються у «цвітінні» води, дефіциті розчиненого кисню, заморі риби тощо. Стічні води тваринницьких ферм, побутові та промислові стічні води, зливові стічні води відносяться до точкових джерел, натомість, стік органічних і мінеральних добрив з полів, а також надходження біогенних елементів з донних відкладів, зокрема за дефіциту розчиненого кисню, слід віднести до дифузних джерел надходження [2, 7, 8, 28, 40].

У природних умовах процес евтрофування триває значно довше, ніж у водних об'єктах, які зазнають антропогенного впливу. В них він істотно пришвидшується [3, 18, 24]. Тому проблема евтрофування поверхневих водних об'єктів урбанізованих територій набуває особливої актуальності. Водойми в межах населених пунктів зазнають не лише рекреаційного впливу, але й приймають зливові та стічні води [18]. З цих причин зазначені водні об'єкти без застосування належних водоохоронних заходів стають непридатними для рекреації, рибного господарства та життєдіяльності багатьох інших гідробіонтів.

Біогенні елементи широко використовуються живими організмами. Наприклад, азот необхідний для синтезу амінокислот, білків, нуклеїнових кислот [4, 28]. Фосфор відіграє важливу роль у їхньому функціонуванні, оскільки входить до складу нуклеїнових кислот, нуклеотидів, фосфоліпідів протоплазми клітин. Він бере участь у регулюванні фотосинтезу, обмінних процесах азоту, вуглеводному і жировому обміні [8, 18]. Силіцій необхідний для побудови кремнеземних панцирів діатомових водоростей і функціонування золотистих водоростей, радіолярій, хоанофлагелат, губок. Він бере участь у синтезі білків, ДНК, хлорофілу і каротиноїдів у діатомей [2, 38]. Ферум необхідний для реакції окиснювального фосфорилування, для утворення хлорофілу, хоча ферум в його структуру не входить. У поверхневих водах — впливає на біодоступність фосфору і деяких металів для гідробіонтів [12, 18].

У поверхневих водах рослинні організми споживають переважно неорганічні форми азоту і фосфору (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , HPO_4^{2-} і H_2PO_4^-), а силіцій асимілюється у вигляді мономерно-димерної форми силікатної кислоти [1, 15, 18, 24, 28].

Вища водна рослинність здатна впливати на хімічний склад води за рахунок фізичних, хімічних і біологічних процесів. Сповільнення течії води, яке властиве для заростей вищої водної рослинності, призводить до осадження завислих речовин на рослинних організмах, а також пришвидшує їхнє захоронення у донних відкладах [31]. Макрофіти сприяють перебігу процесів адсорбції та фотоокиснення [33]. Такі біологічні процеси, як фітодеградація, ризодеградація і фітоволоталізація, активізуються під час детоксикації води, забрудненої аліфатичними, ароматичними і поліциклічними вуглеводнями, фенолами, гербіцидами тощо. Біогенні речовини вилучаються з води за рахунок асиміляції [29, 30]. Вища водна рослинність здатна опосередковано впливати на співвідношення сполук азоту за рахунок процесів амоніфікації, нітрифікації та денітрифікації,

які тісно пов'язані з функціонуванням бактеріальних угруповань, для яких вона створює сприятливі умови їхнього розвитку. Встановлено, що протягом року вища водна рослинність асимілює від 200 до 2500 кг азоту/га. На поглинальну здатність рослин впливає швидкість їхнього росту, вміст поживних речовин у тканинах, а також кліматичні умови. Наприклад, ряска *Letna minor* здатна поглинати сполуки неорганічного азоту як за допомогою коренів, так і листя [33].

У поверхневих водах фосфор тимчасово вилучається за рахунок адсорбції, поглинання рослинними організмами, при відмиранні яких він депонується у донних відкладах [33, 36]. Встановлено, що повітряно-водні макрофіти поглинають фосфор головним чином з донних відкладів, а занурені і вкорінені вищі водні рослини — як з водної товщі, так і з донних відкладів [26, 27, 39]. Наприклад, за порівняно невисокої концентрації фосфору у воді (0,015—0,5 мг P/дм³) рослини роду водопериця (*Myriophyllum*) поглинають його переважно з донних відкладів, тоді як за концентрації 2,0 мг P/дм³ зростає його асиміляція з водної товщі [27]. Загалом встановлено, що протягом року водні рослини здатні поглинати від 30 до 150 кг фосфору/га [41].

На мілководді біогенні речовини асимілюються не лише вищою водною рослинністю, а також фітоперифітоном, який прикріплений до неї. Влітку вміст амонійного азоту на мілководді у заростях гідрофітів з фітоперифітоном в 1,5 раза, а феруму — в 3 рази нижчий, ніж на відкритих ділянках мілководь. А восени, під час відмирання макрофітів, вміст біогенних речовин, навпаки, зростає. В цьому випадку фітоперифітон був представлений головним чином зеленими нитчастими водоростями [25].

Отже, під час вегетації вища водна рослинність активно споживає біогенні та органічні сполуки, але у процесі свого відмирання вона стає джерелом їхнього надходження до водного середовища [13]. Використання вищої водної рослинності може бути важливим засобом зменшення вмісту біогенних сполук не лише у водних об'єктах, але й у стічних водах. На теперішній час наявні багаточисельні результати досліджень ефективності використання вищої водної рослинності для очищення води від біогенних сполук [6, 10, 11, 17, 20, 22, 32, 34, 35, 37].

Для водних об'єктів з уповільненим водообміном характерне поступове накопичення біогенних елементів. Для водотоків воно менш властиве, оскільки в них спостерігається щорічне промивання русла під час весняного водопілля та паводків. Сполуки біогенних елементів акумулюються переважно у складі донних відкладів, а під час вегетаційного періоду асимілюються вищою водною рослинністю та водоростями. За дефіциту розчиненого кисню донні відклади стають джерелом вторинного забруднення ними водного середовища [24, 19].

Метою наших досліджень стало з'ясування просторово-часових змін вмісту біогенних елементів у поверхневому шарі оз. Вербного (м. Київ) на ділянках, вкритих вищою водною рослинністю, і чистоводді. З одного боку, це важливо для розуміння впливу вищої водної рослинності на вміст біогенних елементів у різні пори року. З іншого боку, результати

досліджень вмісту та співвідношення сполук біогенних елементів на різних глибинах озера дозволять встановити вплив на їхній вміст не лише біотичної складової, але й сезонних особливостей температурного та кисневого режиму.

Матеріал і методика досліджень

Озеро Вербне розташоване у південній частині житлового масиву Оболонь (м. Київ). Утворене в результаті робіт з наміву території для будівництва прилеглих будинків. Озеро відноситься до заплавної водойми Канівського водосховища, які сполучаються з ним гідравлічним зв'язком. Водойма непроточна, використовуються в рекреаційних цілях. Площа оз. Вербного становить 16,4 га, довжина — 1100 м, ширина — 60—240 м, максимальна глибина — 18 м [21]. У водному балансі озера переважає поверхневий стік. Період водообміну становить 2,12 року [23].

Згідно [9], ступінь заростання оз. Вербного вищою водною рослинністю досягає 5 %. Домінують ценози лепешняка великого *Glyceria maxima* (С. Hartm.) Holmb. та їжачої голівки прямої *Sparganium erectum* L. Серед повітряно-водних рослин зустрічаються очерет звичайний *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud, рогіз вузьколистий *Thypha angustifolia* L., гірчак земноводний *Polygonum amphibium* L. Занурена вища водна рослинність представлена рдесником пронизанолистим *Potamogeton perfoliatus* L. та куширом зануреним *Ceratophyllum demersum* L. Крім того, зустрічаються також елодея канадська *Elodea canadensis* Michx., уруть колосиста *Myriophyllum spicatum* L., рдесник кучерявий *Potamogeton crispus* L., рдесник гребінчастий *P. pectinatus* L., наяда морська *Najas marina* L. Серед вільноплаваючих рослин наявні сальвінія плаваюча *Salvinia natans* (L.) All. та спіродела багатокоренева *Spirodela polyrhiza* (L.) Schleid.

Проби води відбирали протягом 2019—2020 рр. з поверхневого шару на прибережних (~2—3 м від берега), вкритих вищою водною рослинністю, та відкритих (чистоводдя) ділянках озера, охоплюючи всю його акваторію. Для встановлення зміни вмісту біогенних речовин за вертикаллю проби води відбирали через певні проміжки від поверхневого шару до дна. Відбір проб води здійснювали за допомогою модифікованого батометра-склянки [16]. Вперше проби води були відібрані у вересні 2019 р., коли завершувалась вегетація вищої водної рослинності. Наступний відбір було здійснено 04.03.2020 р., до початку вегетації вищої водної рослинності і інтенсивного розвитку діатомових водоростей. Подальші відбори проб проводили 06.04.2020 р., під час інтенсивного розвитку діатомових водоростей, 13.05.2020 р., під час початку вегетації вищої водної рослинності, та в подальшому 03.06. і 22.06.2020 р., при ще більш сприятливих умовах для розвитку вищої водної рослинності.

Завислі речовини вилучали методом мембранної фільтрації. Для цього свіжовідібрані проби води об'ємом 1,0—1,5 дм³ пропускали через мембранні фільтри *Fioroni* (КНР) з діаметром пор 0,45 мкм під тиском (~2 атм), який створювався за допомогою установки УК 40—2М. Якісний аналіз завислих речовин виконували за допомогою світлового мікроско-

па зі збільшенням у 280 разів. Температуру води, величину рН та концентрацію розчиненого у воді кисню визначали безпосередньо на місці відбору проб за допомогою мультифункціонального приладу AZ-86031 (КНР).

Вміст у воді розчинених неорганічних форм азоту і фосфору, силіцію і феруму знаходили фотометрично. Концентрацію амонійної, нітритної та нітратної форм азоту визначали відповідно за методиками з використанням сегнетової солі та реактиву Несслера, реактиву Грісса та саліцилату натрію, а неорганічного фосфору — молібдату амонію у кислому середовищі (рН 0,80—0,95) за наявності аскорбінової кислоти, силіцію — у вигляді синьої (відновленої) форми силіціймолібденової гетерополікислоти із застосуванням метол-сульфітної суміші, феруму — за реакцією взаємодії Fe(II) з 1,10-фенантроліном [14]. Вміст розчиненого силіцію і лабільного феруму визначали у фільтраті природної води без будь-якої попередньої підготовки.

Результати досліджень та їх обговорення

У водних об'єктах з уповільненим водообміном можна виділити періоди весняної і осінньої гомотермії, а також прямої (влітку) і зворотної (взимку) стратифікації. Під час гомотермії відбувається повне переміщення водної товщі, в результаті якого зростає самоочисна здатність водного середовища, а хімічний склад води з глибиною майже не відрізняється. Під час наших досліджень проби води були відібрані як у період гомотермії, так і прямої температурної стратифікації. Температура поверхневого шару води оз. Вербного у березні не перевищувала 5,4 °С та спостерігався період весняної гомотермії. У квітні, травні та на початку червня температура поверхневого шару зростала і знаходилась у межах відповідно 10,6—12,2, 15,6—17,5 та 15,6—16,5 °С. У другій половині червня температура води поверхневого шару значно зросла порівняно з попереднім відбором і становила 26,7—28,2 °С. Пряма температурна стратифікація водної товщі почала формуватись у травні, про що свідчить різниця температури води між поверхневим шаром і на глибині 4 м. Вона становила 1,0—2,9 °С, а температура води на глибині 4 м досягала 14,6 °С. У кінці червня ця різниця зросла до 5—6 °С, а температура води на глибині 4 м становила 22,2 °С, тобто відбувалось зростання температурного градієнту між шарами води з глибиною. У вересні 2019 р. також спостерігалась пряма температурна стратифікація, а різниця температури води між поверхневим і придонним шарами становила 5,7 °С. Її величина у поверхневому шарі і біля дна на глибині 14 м досягала відповідно 18,6 і 12,9 °С.

Для концентрації розчиненого кисню і показника рН були характерні просторові та сезонні зміни. По-перше, за відсутності інтенсивної фотосинтетичної діяльності вищої водної рослинності і водоростей насичення води розчиненим киснем у поверхневому шарі не перевищувало 88,0 %. Це було відмічено 04.03.2020 р., до початку вегетаційного періоду, та 03.06.2020 р., коли спостерігалась хмарна погода. В цей час вміст розчи-

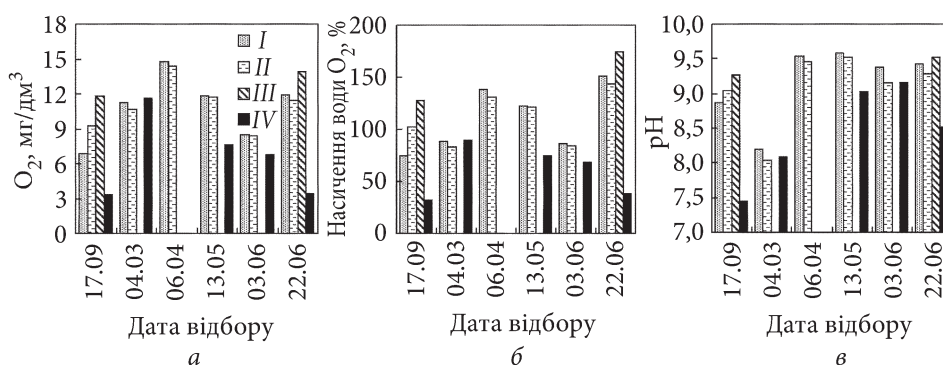


Рис. 1. Усреднені величини концентрації розчиненого кисню (а) і насичення ним води (б) та рН води (в) оз. Вербного протягом досліджуваного періоду: I — чистоводдя; II і III — зарості повітряно-водної і зануреної рослинності; IV — придонний шар

неного кисню становив відповідно 11,2 і 8,5 мг/дм³ (рис. 1). По-друге, під час вегетації вищої водної рослинності і водоростей та сонячної погоди спостерігалось зростання вмісту розчиненого кисню у поверхневому шарі води та перенасичення ним води. При цьому у заростях зануреної вищої водної рослинності вміст розчиненого кисню був ще вищим, ніж на чистоводді та в заростях повітряно-водної рослинності. Це було нами відмічено під час відбору проб 17.09.2019 р. і 22.06.2020 р. (див. рис. 1).

Наприклад, у вересні 2019 р. концентрація розчиненого кисню і насичення ним води на чистоводді становили 6,9 мг/дм³ і 74,2 %, а у заростях повітряно-водної та зануреної рослинності ці показники досягали відповідно 9,2 мг/дм³ і 101,9 % та 11,8 мг/дм³ і 127,8 %. У другій половині червня вміст розчиненого кисню на чистоводді та у заростях повітряно-водної і зануреної рослинності становив відповідно 11,9, 11,4 і 13,9 мг/дм³, а насичення ним води досягало 151,4, 144 і 175 %. Отже, занурена вища рослинність, як і фітопланктон, здатна істотно збільшити вміст розчиненого кисню у воді, оскільки під час фотосинтезу вона виділяє кисень безпосередньо у воду. По-третє, під час формування прямої температурної стратифікації починає спостерігатися дефіцит розчиненого кисню нижче термоклин, що пов'язано з порушенням конвективного перемішування водних мас (рис. 2).

Протягом досліджуваного періоду спостерігалось зростання рН води при інтенсифікації розвитку фітопланктону та вищої водної рослинності. Якщо у березні 2020 р. показник рН поверхневого шару води знаходився в межах 7,92—8,26, то вже у квітні, під час розвитку діатомових водоростей, спостерігалось його істотне зростання — до 9,35—9,66. У середньому величини рН на відкритих ділянках озера і у заростях становили 8,20 і 8,04 під час відбору проб 04.03.2020 р. та 9,54 і 9,46 — 06.04.2020 р. У березні 2020 р., в умовах весняної гомотермії, величини рН поверхневого і придонного шарів води були майже однаковими (див. рис. 1). У подаль-

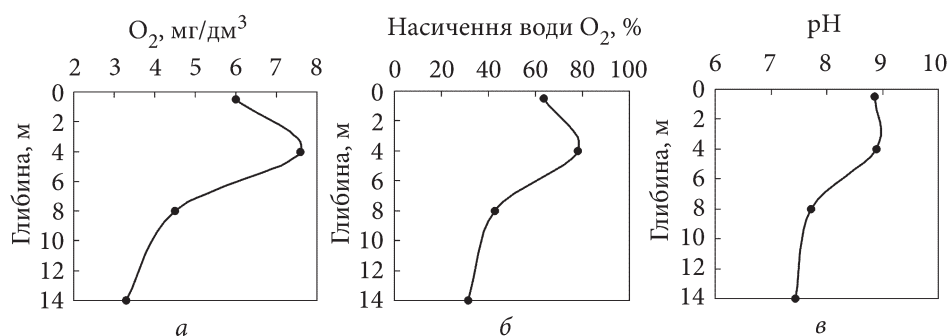


Рис. 2. Зміна концентрації розчиненого кисню (а) і насичення ним води (б) та рН води (в) оз. Вербного з глибиною (17.09.2019 р.)

шому величини рН поверхневого шару води також були високими і знаходились у межах 9,28—9,74, а у придонному горизонті вони становили 8,52—9,15. Після формування термоклину величини рН води біля дна поступово знижувались, а у поверхневому шарі, навпаки, залишалися на доволі високому рівні. Зростання рН води було пов'язано зі зсувом гідрокарбонатно-кальцієвої рівноваги за рахунок споживання вугільної кислоти рослинними організмами.

Серед досліджуваних біогенних елементів найбільша різниця між їхнім вмістом на чистоводді і ділянках озера, вкритих вищою водною рослинністю, була характерна для неорганічного азоту. Його концентрація у заростях вищої водної рослинності була нижча в 1,1—2,0 рази, ніж на чистоводді. Лише у квітні 2020 р. усереднені величини його вмісту були приблизно однаковими (рис. 3).

Концентрація неорганічного фосфору у заростях вищої водної рослинності зазнавала більших флуктуацій, ніж на чистоводді. Наприклад, 17.09.2019 р. і 13.05.2020 р. його вміст на чистоводді становив у середньому 0,087 і 0,075 мг Р/дм³, тоді як у заростях вищої водної рослинності він був нижчий у 1,5 і 1,2 рази (див. рис. 3). У квітні 2020 р. концентрація неорганічного фосфору на зазначених ділянках озера була приблизно однаковою, а в решті випадків, навпаки, його вміст у заростях вищої водної рослинності був вищим, ніж на чистоводді. Подібні результати були отримані при дослідженні вмісту неорганічних форм азоту і неорганічного фосфору на мілководних і глибоководних ділянках Київського, Кременчуцького і Каховського водосховищ. Було встановлено, що протягом вегетаційного періоду концентрація нітрит-йонів і нітрат-йонів була завжди нижча на мілководних ділянках порівняно з глибоководними. Водночас, концентрація неорганічного фосфору та в деяких випадках концентрація амонійного азоту були, навпаки, вищими на мілководді [5].

Протягом досліджуваного періоду концентрація розчиненого сіліцію на зазначених ділянках озера майже не відрізнялась, але спостерігалось різке зниження його вмісту у поверхневому шарі води — в середньо-

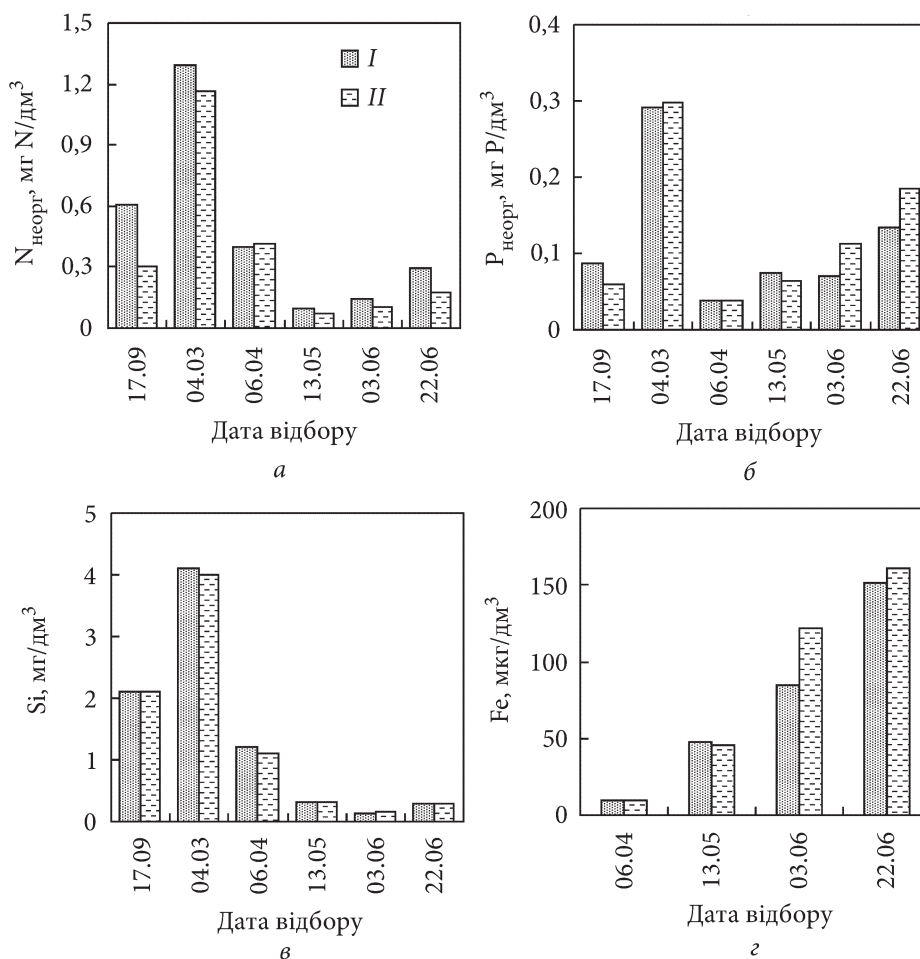


Рис. 3. Усреднені величини вмісту неорганічного азоту (а), неорганічного фосфору (б), розчиненого силіцію (в) і лабільного феруму (г) у воді поверхневого шару оз. Вербного протягом досліджуваного періоду: I — чистоводдя; II — зарості вищої водної рослинності

му від 4,1 до 0,13 мг/дм³, що було пов'язано з його споживанням діатомовими водоростями навесні, починаючи з квітня (див. рис. 3). Для неорганічних азоту і фосфору також спостерігалось значне зниження їхнього вмісту у весняно-літній період, з мінімальними величинами у квітні і травні, що зумовлено їхньою асиміляцією рослинними організмами.

На досліджуваних ділянках озера вміст лабільного феруму також був приблизно однаковим, а у червні у заростях вищої водної рослинності він був навіть вищим, ніж на чистоводді (див. рис. 3). Окрім цього, відмічено зростання вмісту лабільного феруму від 9 до 161 мкг/дм³ з квітня по червень. Загалом, концентрація неорганічного азоту, неорганічного фосфору, розчиненого силіцію і лабільного феруму у поверхне-

вому шарі води протягом досліджуваного періоду коливалась в широкому інтервалі — відповідно 0,034—1,573 мг N/дм³, 0,018—0,323 мг P/дм³, 0,04—4,4 мг/дм³ і 3—221 мкг/дм³. Максимальні величини вмісту неорганічного азоту, фосфору і розчиненого силіцію спостерігались у березні, під час весняної гомотермії й до початку вегетації вищої водної рослинності та інтенсивного розвитку фітопланктону (див. рис. 3).

У придонному шарі води концентрація неорганічного азоту, фосфору, розчиненого силіцію і лабільного феруму протягом досліджуваного періоду знаходилась у межах 0,133—4,813 мг N/дм³, 0,088—0,637 мг P/дм³, 0,3—3,9 мг/дм³ і 69—221 мкг/дм³. Під час прямої температурної стратифікації вміст зазначених біогенних елементів біля дна досягав максимальних величин і завжди був вищим, ніж у поверхневому шарі води, що пов'язано, як зазначалося вище, з порушенням конвективного перемішування водних мас нижче термоклину та з їхнім надходженням з донних відкладів за дефіциту розчиненого кисню. У зазначений період концентрація неорганічних азоту й фосфору, розчиненого силіцію і лабільного феруму біля дна була вищою порівняно з поверхневим шаром води відповідно в 7,9—14,3, 2,0—7,3, 1,9—3,1 і 1,5—2,5 разів. Водночас, під час гомотермії їхні концентрації мало відрізнялись. Наприклад, 04.03.2020 р. вміст неорганічного азоту, фосфору, розчиненого силіцію і лабільного феруму у поверхневому шарі чистоводдя і біля дна у середньому становив відповідно 1,294 і 1,225 мг N/дм³, 0,292 і 0,290 мг P/дм³, 4,1 і 3,9 мг/дм³ і 85 і 69 мкг/дм³.

Аналіз вмісту неорганічних азоту й фосфору та силіцію з глибиною виявив, що під час прямої температурної стратифікації спостерігається поступове зростання їхньої концентрації нижче термоклину до придонного шару води (рис. 4), а вміст розчиненого кисню і рН води, навпаки, знижуються (див. рис. 2). У даному випадку термоклин знаходився на глибині близько 5 м.

Серед сполук неорганічного азоту найбільша різниця між їхнім вмістом на чистоводді і ділянках озера, вкритих вищою водною рослинністю, була характерна для амонійного азоту і нітрат-йонів. Їхня концентрація у заростях вищої водної рослинності була відповідно в 1,1—3,1 і 1,3—2,5 разів нижча, ніж на чистоводді. Майже однакові величини вмісту у воді амонійного азоту на зазначених ділянках озера спостерігались 13.05.2020 р., а для нітрат-йонів характерна навіть їхня більша концентрація у заростях 04.03. і 06.04.2020 р. Останнє, напевно, було зумовлене відсутністю відчутного споживання нітрат-йонів вищою водною рослинністю, оскільки в цей час вона ще не почала активно розвиватися і функціонувати (рис. 5).

Протягом досліджуваного періоду максимальні величини вмісту амонійного азоту, нітрит- і нітрат-йонів у поверхневому шарі води спостерігались під час весняної гомотермії, з березня до травня. Натомість, відчутне зниження їхньої концентрації, починаючи з травня, було пов'язане з появою прямої температурної стратифікації і формуванням сприятливих умов для розвитку вищої водної рослинності та водоростей.

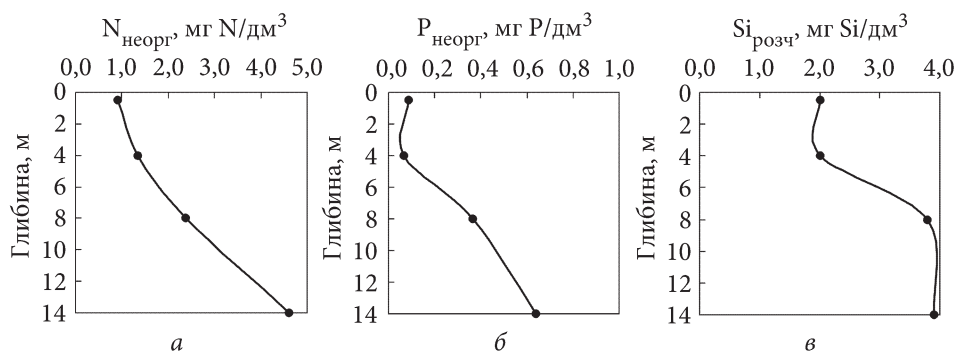


Рис. 4. Зміна концентрації неорганічних азоту (а) й фосфору (б) та розчиненого силіцію (в) з глибиною у воді оз. Вербного (17.09.2019 р.)

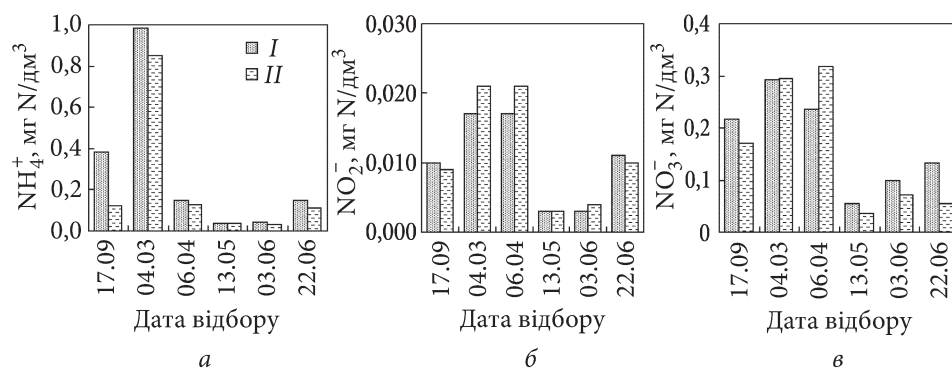


Рис. 5. Усереднені величини вмісту амонійного азоту (а), нітрит- (б) і нітрат-йонів (в) у воді поверхневого шару оз. Вербного протягом досліджуваного періоду: I — чистоводдя; II — зарості вищої водної рослинності

Загалом, концентрація амонійного азоту, нітрит- і нітрат-йонів у поверхневому шарі води коливалась в межах відповідно 0,028—1,070, 0,001—0,023 і 0,037—0,481 мг N/дм³. У придонному горизонті води їхній вміст становив відповідно 0,078—4,540, 0,009—0,018 і 0,045—0,264 мг N/дм³. Максимальні величини концентрації амонійного азоту і нітрат-йонів біля дна спостерігались 17.09.2019 р. і 22.06.2020 р. при формуванні прямої температурної стратифікації. Часових і просторових змін зазнає не лише вміст сполук неорганічного азоту, а також їхнє співвідношення. У поверхневому шарі води частка амонійного азоту, нітрит- і нітрат-йонів змінювалась у межах 29,9—76,1, 1,3—4,3 і 22,6—68,1 %, а біля дна — відповідно 58,6—96,5, 0,2—7,5 і 3,0—33,8 %. Зростання відносного вмісту амонійного азоту спостерігалось під час весняної гомотермії у поверхневому шарі води та біля дна при формуванні прямої температурної стратифікації внаслідок дефіциту розчиненого кисню. Зростання частки нітрат-йонів у поверхневому шарі води до 59—68 % було відмічено на-

весні в умовах перенасичення води киснем. Отже, найбільш помітні зміни вмісту неорганічних сполук азоту з глибиною були характерні для амонійного азоту і нітрат-йонів. Наприклад, 17.09.2019 р. вміст амонійного азоту у водній товщі (0—5 м) над термоклинном досягав 0,574—0,834 мг N/дм³, тоді як у водній товщі (5—14 м) нижче термоклина — зростав від 0,834 до 4,540 мг N/дм³. Для нітрат-йонів була характерна протилежна картина. Їхня концентрація у воді над термоклинном була вищою, ніж під ним, і становила 0,304—0,472 мг N/дм³. Вміст нітрат-йонів нижче термоклина знижувався від 0,472 до 0,050 мг N/дм³. Під час гомотермії їхній вміст з глибиною майже не відрізнявся.

Висновки

Поверхневі водні об'єкти в межах урбанізованих територій зазнають істотного антропогенного впливу, що неминуче позначається на їхньому гідрохімічному режимі. Порівняно з водотоками, для яких властиве промивання русла під час водопілля та повеней, водойми здатні накопичувати біогенні речовини, метали і інші забруднювальні речовини. Це призводить до евтрофування, дефіциту розчиненого кисню та непридатності водного середовища для життєдіяльності гідробіонтів. Під час гомотермії відбувається зростання самоочисної здатності водного середовища за рахунок конвективного перемішування і збільшення вмісту розчиненого кисню не лише у поверхневому шарі води, але і біля дна. Однак, як показали результати наших досліджень, крім гідрологічних і гідрохімічних чинників важливу роль у тимчасовому вилученні біогенних речовин відіграють зарості вищої водної рослинності. Встановлено, що під час своєї вегетації вона зменшувала вміст неорганічного азоту у поверхневому шарі води в 1,1—2,0 рази, а неорганічного фосфору в деяких випадках — в 1,2—1,5 рази, порівняно з їхнім вмістом на відкритих ділянках озера. Концентрація амонійного азоту і нітрат-йонів у заростях вищої водної рослинності була також нижчою відповідно в 1,1—3,1 і 1,3—2,5 разів, ніж на чистоводді. Вплив вищої водної рослинності на вміст розчиненого силіцію і лабільного феруму не спостерігався. Максимальні величини вмісту неорганічного азоту, фосфору і розчиненого силіцію були відмічені під час весняної гомотермії та до початку вегетації вищої водної рослинності і водоростей. У подальшому спостерігалось зменшення їхньої концентрації у поверхневому шарі води, що було пов'язано з їхнім вилученням водною рослинністю. Водночас, при формуванні прямої температурної стратифікації спостерігалось зростання вмісту неорганічного азоту, неорганічного фосфору, розчиненого силіцію і лабільного феруму у придонному шарі води нижче термоклинну. Це відбувається за рахунок їхнього надходження з донних відкладів за дефіциту розчиненого кисню, порушення конвективного перемішування водних мас та в результаті слабкої асиміляції біогенних речовин біотою у придонному шарі води.

Список використаної літератури

1. Аналитические, кинетические и расчетные методы в гидрохимической практике. Под ред. П.А. Лозовика, Н.А. Ефременко. СПб.: Нестор-История, 2017. 272 с.
2. Воронков М.Г., Кузнецов И.Г. Кремний в живой природе. Новосибирск: Наука, 1984. 158 с.
3. Гидроэкологический русско-украинско-английский словарь-справочник / под ред. акад. В.Д. Романенко. К.: Демидур, 1999. 262 с.
4. Глазовская М.А., Добровольская Н.Г. Геохимические функции микроорганизмов. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1984. 152 с.
5. Денисова А.И., Левитская Н.В., Сидоренко В.М. Сравнительная характеристика гидрохимического режима мелководных и глубоководных зон днепровских водохранилищ. *Гидробиол. журн.* 1981. Т. 21, № 5. С. 57—64.
6. Диренко А.А., Коцарь Е.М. Использование высших водных растений в практике очистки сточных вод и поверхностного стока: тез. докл. междунар. конф. «AQUATERRA». СПб, 1999. С. 72—78.
7. Зенин А.А., Белоусова Н.В. Гидрохимический словарь. Л.: Гидрометеиздат, 1988. 240 с.
8. Иванов В.В. Экологическая геохимия элементов: справочник. В 6 кн. Под ред. Э.К. Буренкова. М.: Недра, 1994. Кн. 2: Главные *p*-элементы. 303 с.
9. Иванова И.Ю., Харченко Г.В., Клоченко П.Д. Высшая водная растительность г. Киева. *Гидробиол. журн.* 2007. Т. 43, № 1. С. 38—58.
10. Калайда М.Л., Говоркова Л.К., Загустина С.Д., Хамитова М.Ф. Биоплато как способ доочистки дренажных вод города и сточных вод промышленных предприятий. *Проблемы энергетики.* 2009, № 7—8. С. 123—129.
11. Коцарь Е.М. Инженерно-биологическое сооружение «Закрытое биоплато гидропонного типа». *Информ. бюл. Держбуду.* 2002. № 4. С. 38.
12. Литвинова Т.Н., Выскубова Н.К., Ненашева Л.В. Биогенные элементы. Комплексные соединения: учеб. пособие. Ростов-н/Д: Феникс, 2009. 283 с.
13. Майстренко Ю.Г., Денисова А.И., Багнюк В.М., Арямова Ж.М. К роли высшей водной растительности в накоплении органических и биогенных веществ в водоемах. *Гидробиол. журн.* 1969. Т. 5, № 6. С. 28—40.
14. Набиванець Б.Й., Осадчий В.І., Осадча Н.М., Набиванець Ю.Б. Аналітична хімія поверхневих вод. К.: Наук. думка, 2007. 456 с.
15. Никаноров А.М. Гидрохимия: учебник. 2-е изд., перераб. и доп. СПб: Гидрометеиздат, 2001. 444 с.
16. Пат. 75995 Україна, МПК⁵¹ (2012.01) G 01 N 1/00 Модифікований батомер-склянка: винахідник Жежеря В.А., власник Інститут гідробіології НАН України. — № у 2012 05246; заяв. 27.04.12; опубл. 25.12.12, Бюл. № 24.
17. Пат. 95279 Україна. Спосіб очистки стічних вод за допомогою вищих водяних рослин: винахідник Крот Ю.Г., Романенко В.Д, Малина С.М., Дяченко Т.М. Власник: Інститут гідробіології НАН України. Опубл. 25.12.2014. Бюл. № 24.
18. Романенко В.Д. Основи гідроекології: підручник. К.: Обереги, 2001. 728 с.
19. Рябов А.К., Сиренко Л.А. Искусственная аэрация природных вод. К.: Наук. думка, 1982. 204 с.
20. Соколов Ю.Н., Плотницкий Л.А., Стрюк Т.Ю., Дьяков О.А. Применение биоплато для снижения биогенного загрязнения водоемов и водотоков. *Вісн. Одеськ. держ. екол. ун-ту.* 2009. Вип. 7. С. 20—25.
21. Стецюк В., Романчук С., Щур Ю. та ін. Київ як екологічна система: природа — людина — виробництво — екологія: наук. видання. К.: Центр екологічної освіти і інформації, 2001. 259 с.
22. Стольберг Ф.В., Ладьженский В.Н., Вергелес Ю.И. и др. Использование очистных сооружений биоплато для очистки городских сточных вод. *Науч.-тех. сборник.* 2002, № 36. С. 182—185.

23. Тимченко В. М. Дараган С. В. Сменяемость воды в водоемах Киева. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. К., 2014. Т. 4 (35). С. 49—57.
24. Хендерсон-Селлерс Б., Маркленд Х.Р. Умирающие озера. Причины и контроль антропогенного эвтрофирования (перевод с англ. яз). Л.: Гидрометеиздат, 1990. 280 с.
25. Якубовський К.Б., Величко И.М., Пасичный А.П. и др. Роль мелководий водохранилищ днепровского каскада в изъятии биогенов из речного стока. *Гидробиол. журн.* 1989. Т. 25, № 3. С. 16—20.
26. Barko J.W., Smart R.M. Mobilization of sediment phosphorus by submerged freshwater macrophytes. *Freshwater Biology*. 1980. Vol. 10, N 3. P. 229—238.
27. Bole J.B., Allan J.R. Uptake of phosphorus from sediment by aquatic plants, *Myriophyllum spicatum* and *Hydrilla verticillata*. *Water Res.* 1978. Vol. 12, N 5. P. 353—358.
28. Camargo J.A., Alonso A. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. *Environment International*. 2006. Vol. 32. P. 831—849.
29. Cheng X., Chen W., Gu B., et al. Morphology, ecology, and contaminant removal efficiency of eight wetland plants with differing root systems. *Hydrobiologia*. 2009. Vol. 623. P. 77—85.
30. Cheng X., Liang M., Chen W. et al. Growth and contaminant removal effect of several plants in constructed wetlands. *J. Integr. Plant. Biol.* 2009. Vol. 51, N 3. P. 325—335.
31. DeBusk W.F. Wastewater treatment wetlands: Contaminant removal processes. Soil and Water Science Department. University of Florida, 1999. SL155.
32. Denny P. Implementation constructed wetlands in developing countries. *Wat. Sci. Tech.* 1997. Vol. 35, N 5. P. 27—34.
33. Dhir B. Phytoremediation: Role of Aquatic Plants in Environmental Clean-Up. Springer India, 2013. 109 p.
34. Healy A., Cawley M. Nutrient Processing Capacity of a Constructed Wetland in Western Ireland. *J. Environ. Quality*. 2002. Vol. 31. P. 1739—1747.
35. Juwarker A.S., Oke B., Juwarker A., Patnaik S.M. Domestic wastewater treatment through constructed wetland in India. *Wat. Sci. Tech.* 1995. Vol. 32, N 3. P. 291—294.
36. Kang J. Purification effect of constructed wetland on TN and TP removal from eutrophic wastewater. *Adv. Mat. Res.* 2012. Vol. 356—360. P. 2638—2642.
37. Krot Yu.G. The Use of Higher Aquatic Plants in Biotechnologies of Surface Water and Wastewater Treatment. *Hydrobiol. J.* 2006. Vol. 42, N 3. P. 44—55.
38. Linnik P.N., Dikaya T.P. Concentrations, coexisting forms, and features of silicon distribution and migration in surface waters of Ukraine. *Water Resources*. 2014. Vol. 41, N. 6. P. 696—708.
39. Pasichna Ye.A., Gorbatiuk L.O., Arsan O.M. et al. Effect of Phosphorus Compounds on Aquatic Plants (a Review). *Hydrobiological Journal*. 2015. Vol. 51, N 3. P. 87—99.
40. Sobczyński T. The effects of abiotic conditions on release of biogenic substances from bottom sediments. *Intern. J. Oceanography and Hydrobiology*. 2009. Vol. 38, N. 1. P. 45—53.
41. Sundaravadivel M., Vigneswaran S. Constructed wetlands for wastewater treatment. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 2001. Vol. 31, N. 4. P. 351—409.

Надійшла 29.07.2020

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

T.P. Zhezherya, PhD (Geogr.), Junior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
12 Geroyiv Staligrada Ave, Kyiv, 04210, Ukraine,
e-mail: tanyadyka@ukr.net

SPATIAL-TEMPORAL CHANGES IN THE CONCENTRATION OF BIOGENIC
ELEMENTS IN WATERS OF URBANIZED TERRITORY (ON THE EXAMPLE OF
VERBNE LAKE, KYIV)

There were considered the results of studies of the content of inorganic nitrogen and its compounds, inorganic phosphorus, dissolved silicon and labile iron in the areas of the Verbne Lake, covered with higher aquatic vegetation and free vegetation, as well as with depth. It was found that the content of inorganic nitrogen, ammonium nitrogen, nitrate ions and in some cases inorganic phosphorus was decreased in the thickets of higher aquatic vegetation during the growing season several times compared to areas of the lake without thickets. The maximum values of inorganic nitrogen and phosphorus and dissolved silicon were observed during spring homothermia. Their content in the surface layer of water gradually decreased due to the assimilation of plant organisms with the beginning of the growing season. Direct temperature stratification led to an increase in the content of inorganic nitrogen and phosphorus, dissolved silicon and labile iron in the bottom layer of water due to their inflow from bottom sediments, especially in the absence of dissolved oxygen.

Keywords: *compounds of inorganic nitrogen, inorganic phosphorus, silicon, iron, thickets of higher aquatic vegetation, reservoir*