

DOI: <https://doi.org/10.17721/2306-5680.2021.1.5>
УДК 556.114:546.56(282.247)

Жежеря В.А., Жежеря Т.П., Линник П.М.
Інститут гідробіології НАН України

ВПЛИВ ВИЩОЇ ВОДНОЇ РОСЛИННОСТІ НА ВМІСТ БІОГЕННИХ ЕЛЕМЕНТІВ У ЛІМНИЧНИХ СИСТЕМАХ УРБАНІЗОВАНОЇ ТЕРИТОРІЇ

На прикладі озер Вербне і Тельбін досліджено зміни концентрації неорганічного нітрогену та його сполук, неорганічного фосфору, розчинного силіцію і лабільного феруму на ділянках, вкритих вищою водною рослинністю та чистоводді, а також з глибиною. Встановлено, що у заростях вищої водної рослинності під час вегетаційного періоду відбувається зниження концентрації неорганічного нітрогену, амонійного нітрогену, нітрат-йонів та в деяких випадках неорганічного фосфору в декілька разів порівняно з чистоводдям. Виявлено, що під час весняної гомотермії вміст неорганічних нітрогену і фосфору та розчинного силіцію досягав максимальних величин. Зниження їхнього вмісту у поверхневому шарі води спостерігалось з початком вегетаційного періоду і зумовлене асиміляцією рослинними організмами. Під час прямої температурної стратифікації виявлено зростання вмісту неорганічних нітрогену й фосфору, розчинного силіцію і лабільного феруму у придонному шарі води внаслідок їхнього надходження з донних відкладів за дефіциту розчинного кисню і формування анаеробних умов.

Ключові слова: біогенні елементи, нітроген, фосфор, силіцій, ферум, зарості вищої водної рослинності.

Постановка та актуальність проблеми. Серед багатьох хімічних елементів важливу роль у функціонуванні водних екосистем відіграють біогенні речовини. До них належать сполуки нітрогену, фосфору, силіцію та феруму. Концентрація неорганічних сполук нітрогену і фосфору визначає трофічний статус водного об'єкта. Надмірне надходження цих біогенних речовин до поверхневих вод за рахунок точкових (побутові, зливові, промислові стічні води) і дифузних (стік органічних і мінеральних добрив, вторинне забруднення з донних відкладів) джерел призводить до їхнього евтрофування, негативні наслідки якого – “цвітіння” води, дефіцит розчиненого кисню, замор риби тощо [1–8]. У природних умовах евтрофування займає великі проміжки часу, а у водних об'єктах, які зазнають антропогенного впливу, воно пришвидшується в декілька разів [3, 9, 10]. Тому проблема евтрофування поверхневих водних об'єктів урбанізованих територій набуває особливої гостроти.

Біогенні елементи вкрай необхідні для біохімічних процесів. Нітроген використовується для синтезу амінокислот, білків, нуклеїнових кислот [4, 11]. Фосфор входить до складу нуклеїнових кислот, нуклеотидів, фосфоліпідів протоплазми клітин, а також бере участь у регулюванні фотосинтезу, обмінних процесах нітрогену, вуглеводному і жировому обміні [8, 10]. Силіцій необхідний для синтезу білків, ДНК, хлорофілу і каротиноїдів, побудови кремнеземних панцирів діатомових водоростей і функціонування золотистих водоростей, радіоларій, хоанофлагелат, губок [6, 12]. Ферум використовується для реакції окиснювального фосфорилування, утворення хлорофілу, але в його структуру він не входить. Впливає на біодоступність фосфору і деяких металів для гідробіонтів [10, 13].

У водних об'єктах рослинними організмами асимілюються переважно неорганічні форми нітрогену і фосфору (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , HPO_4^{2-} і H_2PO_4^-), а силіцій споживається у вигляді мономерно-димерної форми силікатної кислоти [1–4, 10]. З цієї причини слід очікувати зниження вмісту біогенних елементів у поверхневому шарі води під час вегетації рослинних організмів, а саме у весняно-літню пору. Водночас, в цей же період їхня концентрація у придонному шарі води може зростати за рахунок дифузії з донних відкладів при формуванні анаеробних умов [3, 14]. Останні виникають через порушення вертикального перемішування водних мас під час температурної стратифікації. Взимку концентрація

біогенних речовин у поверхневому шарі води порівняно з іншими сезонами зростає. Це відбувається внаслідок конвективного перемішування води восени та істотного зниження асиміляції біогенних елементів біотою, а також завдяки деструкції решток відмерлих гідробіонтів.

Мета роботи полягала у встановленні ролі рослинних організмів у просторових змінах вмісту неорганічних форм нітрогену, фосфору, силіцію та феруму.

Матеріали і методи досліджень. Дослідженнями, що проводились протягом 2019–2020 рр., були охоплені озера Вербне і Тельбін (м. Київ). Проби води відбирали з поверхневого шару на прибережних (~2–3 м від берега), вкритих вищою водною рослинністю (ВВР), та відкритих (чистоводдя) ділянках зазначених озер. Відбір проб проводився в різних частинах озер таким чином, щоб охопити всю їхню акваторію. Вперше проби води було відібрано 17.09.2019 р., коли завершувалась вегетація ВВР. Наступний відбір було здійснено 04.03.2020 р. до початку вегетації ВВР і інтенсивного розвитку діатомових водоростей. Подальші відбори проб проводились 06.04.2020 р. під час інтенсивного розвитку діатомових водоростей, 13.05.2020 р. під час початку вегетації ВВР та 03.06.2020 р. і 22.06.2020 р. при ще більш сприятливих умовах для розвитку ВВР. Для з'ясування змін вертикального розподілу концентрації біогенних речовин на глибинних ділянках озер проби води відбирали від поверхні до дна через певні відстані.

Зазначені озера мають деякі спільні риси. Вони належать до заплавних озер Канівського водосховища та сполучаються з ним гідравлічним зв'язком, використовуються в рекреаційних цілях. Глибина озер Вербного і Тельбін за результатами власних досліджень досягала відповідно 15 і 11 м. Зараз зазначені озера відрізняються тим, що в озері Тельбін застосовують штучну аерацію води, починаючи з перших місяців 2017 р.

Ступінь заростання оз. Вербного ВВР досягає 5% [15]. Домінують ценози лепешняка великого *Glyceria maxima* (C.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 ВВР 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 polyrrhiza* (L.) Schleid.

В оз. Тельбін ВВР характеризується незначним видовим та ценотичним різноманіттям. Домінують угруповання повітряно-водних рослин – рогіз вузьколистий *Thypha angustifolia* L., їжача голівка пряма *Sparganium erectum* L., очерет звичайний *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud, комиш озерний *Scirpus lacustris* L. Занурена рослинність в озері розвинута слабо [15]. Зазвичай, зустрічаються уруть колосиста *Myriophyllum spicatum* L. та рдесник пронизанолистий *Potamogeton perfoliatus* L., які утворюють як монодомінантні, так і змішані угруповання.

Для вилучення завислих речовин використовували мембранну фільтрацію. Свіжовідібрані проби води об'ємом 1,0–1,5 дм³ пропускали крізь 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 мікроскопа 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).

Концентрацію у воді розчинених неорганічних форм нітрогену і фосфору, силіцію і феруму знаходили фотометрично. Концентрацію амонійної, нітритної та нітратної форм нітрогену 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-сульфитної суміші, феруму – за реакцією взаємодії Fe(II) з 1,10-фенантроліном [16]. Вміст розчинного силіцію і лабільного феруму визначали у фільтраті

ISSN:2306-5680 Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. 2021. № 1 (59)

природної води без будь-якої попередньої підготовки.

Результати досліджень та їхнє обговорення. У вересні 2019 р. температура води поверхневого шару оз. Вербного досягала 18,2–18,7°C та спостерігалась пряма температурна стратифікація. У березні 2020 р. під час весняної гомотермії вона не перевищувала 5,4 і 7,7°C відповідно в озерах Вербне і Тельбін. В оз. Вербному температура води поверхневого шару у квітні, травні та на початку червня знаходилась у межах відповідно 10,6–12,2, 15,6–17,5 та 15,6–16,4 °C. У другій половині червня вона значно зросла порівняно з попереднім відбором і становила 26,7–28,2°C. Встановлено, що пряма температурна стратифікація водної товщі почала формуватися у травні.

Концентрація розчиненого кисню у воді оз. Вербного зазнавала сезонних та просторових змін. Це було пов'язано як з його витратами на окиснення розчинених органічних речовин під час деструкції решток живих організмів, так і з його надходженням в результаті фотосинтетичної діяльності ВВР і фітопланктону.

У березні 2020 р. концентрація розчиненого кисню на відкритих ділянках оз. Вербного змінювалась у межах 11,0–11,6 мг/дм³, насичення води киснем становило 86,2–90,7%. При цьому його концентрація біля дна знаходилась у зазначеному вище інтервалі величин. Величини рН води знаходились у межах 8,08–8,26. На прибережних ділянках, які зайняті ВВР, показники вмісту та насичення води розчиненим киснем були дещо нижчими і становили відповідно 9,0–10,4 мг/дм³ та 70,3–81,0%, що, напевно, було пов'язано з його використанням на деструкцію решток ВВР. Показники рН води коливались у межах 7,92–8,13. В оз. Тельбін вміст розчиненого кисню знаходився в межах 9,4–10,3 мг/дм³, а насичення ним води становило 77,5–87,2% та не було відмічено істотних відмінностей між його концентрацією на різних ділянках акваторії та за глибиною. Це пов'язано з періодом гомотермії та роботою аераторів, які додатково насичували воду киснем і перемішували її. Величини рН води знаходились у межах 8,05–8,34.

У квітні ситуація в оз. Вербному змінилась, оскільки сформувались сприятливі умови для розвитку діатомових водоростей. Якісний аналіз завислих речовин підтвердив, що вони були представлені головним чином діатомовими водоростями. На відкритій і прибережній ділянках, які зайняті ВВР, спостерігалось перенасичення води розчиненим киснем. Його концентрація знаходилась у межах 13,5–15,8 мг/дм³, а насичення води ним становило 121,8–142,4%. Величини рН досягали 9,41–9,66, що вказує на зсув гідрокарбонатно-кальцієвої рівноваги за рахунок споживання вугільної кислоти водоростями.

У травні також спостерігались як перенасичення поверхневого шару води розчиненим киснем, так і порівняно високі показники рН. Концентрація розчиненого кисню у поверхневому шарі води оз. Вербного становила 10,3–12,9 мг/дм³, а величини рН коливались в межах 9,45–9,70. Насичення води розчиненим киснем досягало 107–134,7%. Водночас, на глибині 4 м концентрація розчиненого кисню не перевищувала 7,6 мг/дм³, а насичення ним води становило 74,8%. Величина рН досягала 9,02. Якісний аналіз завислих речовин показав, що крім діатомових водоростей почали розвиватися зелені водорості.

На початку червня, порівняно з весняним періодом, спостерігалось зниження абсолютного вмісту розчиненого кисню (7,2–9,5 мг/дм³), а насичення ним води коливалось в межах 72,3–97,2%. Це було пов'язано з хмарною погодою в день відбору. У зв'язку з цим зменшувалась фотосинтетична активність фітопланктону і ВВР. На глибині 4 м помітним було, подібно до травня, зниження концентрації розчиненого кисню до 6,8 мг/дм³ (насичення ним води досягало 68,2%). Величини рН води варіювали в інтервалі 8,60–9,48. Під час другого відбору проб води у кінці червня знову спостерігався високий вміст розчиненого кисню як на чистоводді (11,7–12,3 мг/дм³), так і на ділянках з ВВР (11,0–15,2 мг/дм³). Це було пов'язано з сонячною погодою в день відбору проб. Встановлено, що у заростях очерету звичайного *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud та рогузу вузьколистого *Thypha angustifolia* L концентрація розчиненого кисню становила 11,0–11,4 мг/дм³ та мало відрізнялась від його вмісту на відкритих ділянках озера. Водночас, у заростях кушира зануреного *Ceratophyllum demersum* L. його концентрація була дещо вищою і становила 12,5–15,2 мг/дм³. Це свідчить про активну фотосинтетичну діяльність зануреної ВВР, яка, порівняно з повітряно-водною ВВР, виділяє кисень безпосередньо у воду. Насичення води розчиненим киснем на відкритих та прибережних ділянках озера з ВВР змінювалось в межах відповідно 147–158 і 135–194%. На глибині 4 м вміст розчиненого

кисню, порівняно з попереднім відбором, знизився. Показники його вмісту та насичення ним води становили відповідно 3,4 мг/дм³ і 38,6%. Величини рН води на чистоводді і в заростях ВВР коливалися в межах 9,35–9,48 і 9,28–9,74, а на глибині 4 м не перевищували 8,52.

Концентрація неорганічного нітрогену, неорганічного фосфору, розчинного силіцію і лабільного феруму у поверхневому шарі води протягом досліджуваного періоду коливалась у широкому інтервалі – відповідно 0,034–1,573 мг N/дм³, 0,018–0,323 мг P/дм³, 0,04–4,4 мг/дм³ і 9–161 мкг/дм³. У сезонному аспекті максимальні величини вмісту неорганічного нітрогену, фосфору і розчинного силіцію були у березні, під час весняної гомотермії, і до початку вегетації ВВР та інтенсивного розвитку фітопланктону (рис. 1 і рис. 2). Натомість, їхні мінімальні величини спостерігались у травні. Зниження концентрації розчинного силіцію було пов'язано з його споживанням діатомовими водоростями навесні, починаючи з квітня (див. рис. 2). Для неорганічних нітрогену і фосфору також характерне значне зниження їхнього вмісту у весняно-літній період з мінімальними величинами у квітні і травні, що зумовлено їхньою асиміляцією рослинними організмами. Загалом від початку вегетаційного періоду концентрація неорганічних нітрогену, фосфору і розчиненого силіцію за усередненими показниками знизилась на відкритій ділянці озера відповідно з 1,122 до 0,096 мг N/дм³, 0,250 до 0,075 мг P/дм³ і 4,1 до 0,31 мг/дм³, а на прибережній ділянці відповідно з 1,168 до 0,073 мг N/дм³, 0,298 до 0,063 мг P/дм³ і 4,0 до 0,32 мг/дм³. Водночас, вміст лабільного феруму, навпаки, зростав від квітня до червня. У придонному шарі води концентрація досліджуваних біогенних елементів, навпаки, зростала влітку під час прямої температурної стратифікації. В цей час вміст неорганічного нітрогену, неорганічного фосфору, розчинного силіцію і лабільного феруму поблизу дна був у 7,9–14,3, 2,0–7,3, 1,9–3,1 і 1,5–2,5 рази вищий, ніж у поверхневому шарі води. Зумовлено це порушенням конвективного перемішування водних мас нижче термокліну та їхнім надходженням з донних відкладів за дефіциту розчиненого кисню. Загалом, вміст неорганічного нітрогену, неорганічного фосфору, розчинного силіцію і лабільного феруму в придонному шарі води протягом досліджуваного періоду знаходився в 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.

За результатами визначення концентрації досліджуваних біогенних елементів на ділянках озера, вкритих ВВР, та на чистоводді встановлено, що ВВР найістотніше впливає на вміст неорганічного нітрогену. Його концентрація у заростях ВВР була в 1,1–2,0 рази нижчою, ніж на чистоводді. Однак, у квітні 2020 р. вміст неорганічного нітрогену за усередненими величинами на зазначених ділянках озера був майже однаковим (див. рис. 1). Це, можливо, зумовлено його інтенсивнішим споживанням фітопланктоном на відкритих ділянках озера.

Встановлено, що серед сполук неорганічного нітрогену ВВР істотно впливала на вміст амонійного нітрогену і нітрат-йонів. Їхня концентрація у заростях ВВР була відповідно в 1,1–3,1 і 1,3–2,5 рази нижчою, ніж на чистоводді (див. рис. 1). Вміст амонійного нітрогену майже не відрізнявся на зазначених ділянках озера 13.05.2020 р., а концентрація нітрат-йонів у заростях ВВР 04.03.2020 р. і 06.04.2020 р. була навіть вищою. Останнє було зумовлене, напевно, відсутністю істотного споживання нітрат-йонів ВВР, оскільки в цей час вона ще не почала активно розвиватися і функціонувати. Протягом досліджуваного періоду концентрація амонійного нітрогену, нітриту 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. Встановлено, що змін зазнає не лише концентрація сполук неорганічного нітрогену, а також їхня частка. Наприклад, у березні частка амонійного нітрогену на відкритій і прибережній ділянках становила відповідно 89,1 і 73,0%, а відносний вміст нітриту і нітрат-йонів досягав 1,0 і 1,8% та 9,9 і 25,2% загального вмісту неорганічного нітрогену (N_{неорг}). З квітня до початку червня це співвідношення змінилось і почали домінувати нітрат-йони. Частка амонійного нітрогену на відкритій і прибережній ділянках становила відповідно 29,8–42,0 і 27,4–46,6%, а відносний вміст нітриту і нітрат-йонів досягав 2,5–4,3 і 3,5–4,5% та 55,5–67,1 і 49,6–68,3% загального вмісту N_{неорг}. У кінці червня співвідношення неорганічних форм нітрогену змінилось в бік зростання частки амонійного нітрогену. Відносний вміст амонійного нітрогену, нітриту і нітрат-йонів на відкритій і прибережній ділянках озера становив відповідно 51,3 і 63,9%, 3,6 і 5,5 та 45,1 і 30,6%.

ISSN:2306-5680 Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. 2021. № 1 (59)

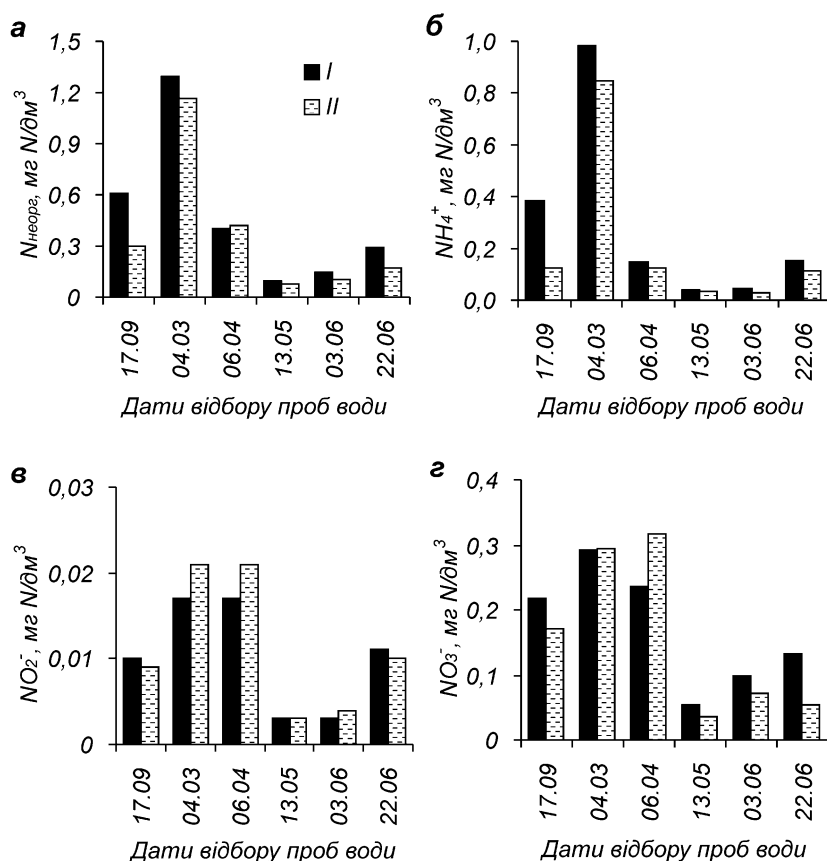


Рис. 1. Усереднені величини концентрації загального неорганічного нітрогену (а), амонійного нітрогену (б), нітриту- (в) і нітрат-іонів (г) у воді поверхневого шару оз. Вербного протягом досліджуваного періоду: I – чистоводдя, II – зарості вищої водної рослинності

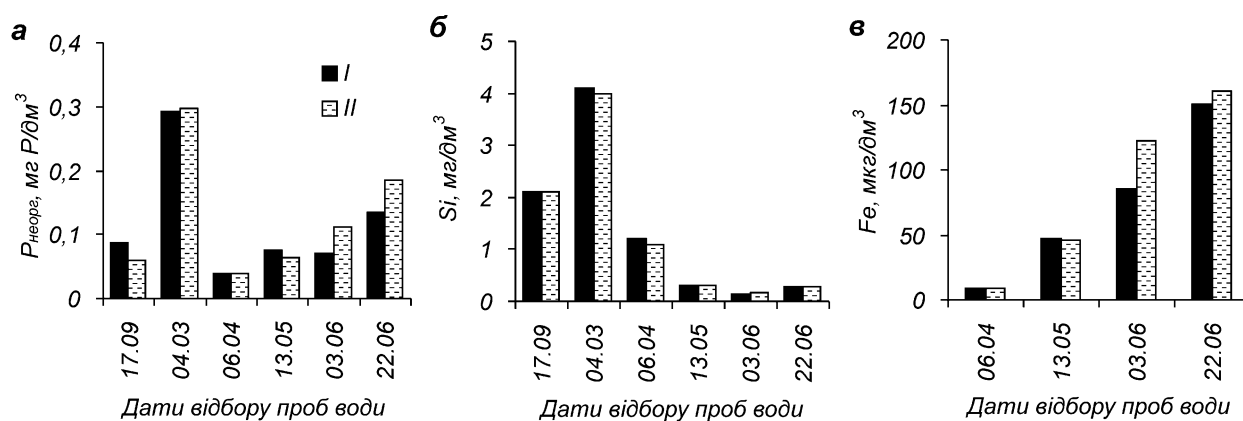


Рис. 2. Усереднені величини концентрації неорганічного фосфору (а), розчинного силіцію (б) і лабільного феруму (в) у воді поверхневого шару оз. Вербного протягом досліджуваного періоду: I – чистоводдя, II – зарості вищої водної рослинності

Таким чином, процес нітрифікації на прибережних ділянках озера, порівняно з чистоводдям, протікав інтенсивніше до початку червня, про що свідчать зазначені вище результати досліджень. У кінці червня знову почала домінувати амонійна форма нітрогену. Зміна співвідношення сполук нітрогену пов'язана з тим, що його неорганічні форми по-різному засвоюються рослинними організмами [10].

Концентрація неорганічного фосфору у заростях ВВР могла бути більшою або меншою, 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/дм³, тоді як у заростях ВВР він був

нижчим відповідно у 1,5 і 1,2 рази (див. рис. 2). У квітні 2020 р. концентрація неорганічного фосфору на зазначених ділянках озера була приблизно однаковою, а в решті випадків, навпаки, його вміст у заростях ВВР був вищим, ніж на чистоводді. Подібні результати було отримано на мілководних і глибоководних ділянках Київського, Кременчуцького і Каховського водосховищ. Встановлено, що під час вегетаційного періоду концентрація нітрит- і нітрат-йонів була завжди нижчою на мілководних ділянках. Водночас, концентрація неорганічного фосфору та в деяких випадках концентрація амонійного нітрогену була, навпаки, вищою на мілководді [17].

Вміст розчинного силіцію та лабільного феруму протягом досліджуваного періоду на прибережних ділянках озера і чистоводді майже не відрізнявся (див. рис. 2). У червні в заростях ВВР лабільний ферум був навіть вищим, ніж на чистоводді.

Привертає на себе увагу також зміна співвідношення N:P. У березні воно становило у середньому 4,2, у квітні – 11,3, у травні – 1,4, а в червні – 1,5–1,6. Його зростання свідчить про пришвидшене споживанням неорганічних сполук фосфору порівняно зі сполуками неорганічного нітрогену. Так, згідно літературних джерел, співвідношення N:P може впливати на розвиток того чи іншого відділу водоростей, а також визначає ступінь евтрофування водойми [3, 14, 18–20]. Відомо, що зазначене вище співвідношення у побутових стічних водах становить 3, а у водних об'єктах із значним антропогенним впливом знаходиться в межах від 15 до 25. Крім того, воно впливає на переважаючий розвиток у воді представників того чи іншого відділу водоростей. Встановлено, що при співвідношенні N:P <5 розвиваються головним чином синьозелені водорості, а при 15 – зелені водорості [20].

В оз. Тельбін концентрація неорганічних нітрогену, фосфору і розчинного силіцію на відкритій і прибережній ділянках з ВВР була майже однаковою. Це пов'язано з відсутністю вегетації ВВР, а також конвективним перемішуванням водних мас за рахунок штучної аерації. В середньому вміст неорганічних нітрогену й фосфору і розчинного силіцію на цих ділянках становив 0,751 і 0,769 мг N/дм³, 0,081 і 0,077 мг P/дм³ та 5,0 і 5,1 мг/дм³.

Концентрація амонійного нітрогену, нітрит- і нітрат-йонів на зазначених ділянках озера також була однаковою і становила в середньому 0,105 і 0,102, 0,017 і 0,016 та 0,629 і 0,651 мг N/дм³. Відносний вміст амонійного нітрогену, нітрит- і нітрат-йонів на відкритій ділянці озера становив 14,0%, 2,3 і 83,8%, а на прибережних ділянках з ВВР – відповідно 13,3%, 2,1 і 84,7%.

У воді оз. Тельбін, порівняно з оз. Вербним, основною формою знаходження нітрогену були нітрат-йони. На нашу думку, це пов'язано з додатковим насиченням води киснем за допомогою аераційних установок. Він, напевно, спонукав до інтенсивнішого перебігу процесу нітрифікації.

Отже, під час весняної гомотермії за відсутності вегетації ВВР вміст неорганічних нітрогену й фосфору та розчинного силіцію по акваторії майже не відрізняється. Водночас, під час розвитку біотичної складової починає спостерігатися зміна концентрації біогенних речовин, зокрема її зниження, а також зміна співвідношення форм неорганічного нітрогену. На ділянках водойм, вкритих ВВР, під час її вегетації відбувається локальне зниження вмісту загального неорганічного нітрогену, амонійного нітрогену, нітрат-йонів та в деяких випадках неорганічного фосфору.

Висновки. У межах урбанізованих територій водні об'єкти з уповільненим водообміном найбільш уразливі до антропогенного впливу. Зростання їхньої самоочисної здатності відбувається двічі на рік під час весняної і осінньої гомотермії, коли настає конвективне перемішування води і надходження розчинного кисню до придонного шару. За результатами досліджень було встановлено, що крім гідрологічних і гідрохімічних чинників важливу роль у тимчасовому вилученні біогенних речовин з води відіграють зарості ВВР. Встановлено, що під час її вегетації концентрація загального неорганічного нітрогену у поверхневому шарі води знижувалась 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 нітрогену і нітрат-йонів у заростях ВВР була також нижчою відповідно в 1,1–3,1 і 1,3–2,5 рази порівняно з чистоводдям. Вплив ВВР на вміст розчинного силіцію і лабільного феруму не помічався.

Список 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. Никаноров А.М. Гидрохимия: Учебник. – 2-е изд., перераб. и доп. СПб. Гидрометеиздат. 2001. 444 с.
3. Хендерсон-Селлерс Б., Маркленд Х.Р. Умирающие озера. Причины и контроль антропогенного эвтрофирования (перевод с англ. яз). Л. Гидрометеиздат. 1990. 280 с.
4. 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.
5. Sobczyk T. The effects of abiotic conditions on release of biogenic substances from bottom sediments // International Journal of Oceanography and Hydrobiology. 2009. Vol. 38. N1. P. 45–53.
6. Воронков М.Г., Кузнецов И.Г. Кремний в живой природе. Новосибирск. Наука. 1984. 158 с.
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 р-элементы. 303 с.
9. Гидроэкологический русско-украинско-английский словарь-справочник / под ред. акад. В.Д. Романенко. К. Демур. 1999. 262 с.
10. Романенко В.Д. Основи гідроекології: Підручник. К. Обереги. 2001. 728 с.
11. Глазовская М.А., Добровольская Н.Г. Геохимические функции микроорганизмов. М. Изд-во МГУ. 1984. 152 с.
12. 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. N6. P. 696–708.
13. Литвинова Т.Н., Выскубова Н.К., Ненашева Л.В. Биогенные элементы. Комплексные соединения: Учебное пособие. Ростов-на-Дону. Феникс. 2009. 283 с.
14. Рябов А.К., Сиренко Л.А. Искусственная аэрация природных вод. К. Наукова думка. 1982. 204 с.
15. Иванова И.Ю., Харченко Г.В., Клоченко П.Д. Высшая водная растительность г. Киева // Гидробиол. журн. 2007. Т. 43. № 1. С. 38–58.
16. Набиванець Б.Й., Осадчий В.І., Осадча Н.М., Набиванець Ю.Б. Аналітична хімія поверхневих вод. К. Наукова думка. 2007. 456 с.
17. Денисова А.И., Левитская Н.В., Сидоренко В.М. Сравнительная характеристика гидрохимического режима мелководий и глубоководных зон днепровских водохранилищ // Гидробиол. журн. 1981. Т. 21. № 5. С. 57–64.
18. Степанова И.Э., Бикбулатова Е.М. Значимость соотношения форм биогенных элементов для оценки современного состояния Рыбинского водохранилища // Поволжский экологический журнал. 2015. №3. С. 330–337.
19. Суходольская И.Л., Мантурова О.В., Грюк И.Б. Фитопланктон малых рек Ровенской области (Украина) и связь его количественных показателей с содержанием биогенных элементов // Гидробиол. журн. 2015. Т. 51. № 3. С. 56–68.
20. Алекин О.А., Драбкова В.Г., Коплан-Дикс И.С. Проблема эвтрофирования континентальных вод // Антропогенное эвтрофирование природных вод: Материалы третьего Всесоюзного симпозиума, сентябрь 1983. Москва – Черногловка. 1985. С. 25–34.

References

1. Analiticheskiye, kineticheskiye i raschetnyye metody v gidrokhimicheskoy praktike [Analytical, kinetic and computational methods in hydrochemical practice] / pod red. P.A. Lozovika, N.A. Yefremenko. SPb. Nestor-Istoriya. 2017. 272 s.
2. Nikanorov A.M. Gidrokhiimiya: Uchebnik. – 2-ye izd., pererab. i dop. [Hydrochemistry: A Textbook.] SPb. Gidrometeoizdat. 2001. 444 s.
3. Khenderson-Sellers B., Marklend K.H.R. Umirayushchiye ozera. Prichiny i kontrol' antropogennogo evtrofirovaniya (perevod s angl. yaz). [Dying lakes. Causes and control of anthropogenic eutrophication]. L. Gidrometeoizdat. 1990. 280 s.
4. 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.
5. Sobczyk T. The effects of abiotic conditions on release of biogenic substances from bottom sediments // International Journal of Oceanography and Hydrobiology. 2009. Vol. 38. N1. P. 45–53.
6. Voronkov M.G., Kuznetsov I.G. Kremniy v zhivoy prirode [Silicon in nature]. Novosibirsk. Nauka. 1984. 158 s.
7. Zenin A.A., Belousova N.V. Gidrokhimicheskii slovar' [Hydrochemical Dictionary]. L. Gidrometeoizdat. 1988. 240 s.

8. *Ivanov V.V.* Ekologicheskaya geokhimiya elementov: Spravochnik: V 6 kn. [Ecological Geochemistry of the Elements: A Handbook: In 6 Books]. [pod red. E.K. Burenkova]. M. Nedra. 1994. Kn. 2: Glavnyye p-elementy. 303 s.
9. *Gidroekologicheskii rusko-ukrainsko-angliyskii slovar'-spravochnik* [Hydroecological Russian-Ukrainian-English Dictionary] / pod red. akad. V.D. Romanenko. K. Demiur. 1999. 262 s.
10. *Romanenko V.D.* Osnovy hidroekologii: Pidruchnyk [Fundamentals of hydroecology: Textbook.]. K. Oberehy. 2001. 728 s.
11. *Glazovskaya M.A., Dobrovol'skaya N.G.* Geokhimicheskiye funktsii mikroorganizmov [Geochemical functions of microorganisms]. M. Izd-vo MGU. 1984. 152 s.
12. *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. N6. P. 696–708.
13. *Litvinova T.N., Vyskubova N.K., Nenasheva L.V.* Biogennyye elementy. Kompleksnyye soyedineniya: Uchebnoye posobiye [Biogenic elements. Complex Compounds: A Tutorial]. Rostov-na-Donu. Feniks. 2009. 283 s.
14. *Ryabov A.K., Sirenko L.A.* Iskustvennaya aeratsiya prirodnikh vod [Artificial aeration of natural waters]. K. Naukova dumka. 1982. 204 s.
15. *Ivanova I.YU., Kharchenko G.V., Klochenko P.D.* Vysshaya vodnaya rastitel'nost' g. Kiyeva [Higher aquatic vegetation in Kiev] // *Gidrobiol. zhurn.* 2007. T. 43. № 1. S. 38–58.
16. *Nabyvanets B.Y., Osadchyy V.I., Osadcha N.M., Nabyvanets YU.B.* Analitichna khimiya poverkhnevyykh vod [Analytical chemistry of surface waters]. K. Naukova dumka. 2007. 456 s.
17. *Denisova A.I., Levitskaya N.V., Sidorenko V.M.* Sravnitel'naya kharakteristika gidrokhimicheskogo rezhima melkovodiy i glubokovodnykh zon dneprovskikh vodokhranilishch [Comparative characteristics of the hydrochemical regime of shallow waters and deep-water zones of the Dnieper reservoirs] // *Gidrobiol. zhurn.* 1981. T. 21. № 5. S. 57–64.
18. *Stepanova I.E., Bikbulatova Ye.M.* Znachimost' sootnosheniya form biogennykh elementov dlya otsenki sovremennogo sostoyaniya Rybinskogo vodokhranilishcha [Significance of the ratio of forms of biogenic elements for assessing the current state of the Rybinsk Reservoir] // *Povolzhskiy ekologicheskii zhurnal*. 2015. №3. S. 330–337.
19. *Sukhodol'skaya I.L., Manturova O.V., Gryuk I.B.* Fitoplankton malykh rek Rovenskoy oblasti (Ukraina) i svyaz' yego kolichestvennykh pokazateley s sodержaniyem biogennykh elementov [Phytoplankton of small rivers of the Rivne region (Ukraine) and the relationship of its quantitative indicators with the content of biogenic elements] // *Gidrobiol. zhurn.* 2015. T. 51. № 3. S. 56–68.
20. *Alekin O.A., Drabkova V.G., Koplan-Diks I.S.* Problema evtrofikatsii kontinental'nykh vod [The problem of eutrophication of continental waters] // *Antropogennoye evtrofikatsionnoye prirodnikh vod: Materialy tret'yego Vsesoyuznogo simpoziuma, sentyabr' 1983. Moskva – Chernogolovka*. 1985. S. 25–34.

Влияние высшей водной растительности на содержание биогенных элементов в лимнических системах урбанизированной территории

Жежеря В.А., Жежеря Т.П., Линник П.Н.

На примере озер Вербное и Тельбин исследованы изменения концентрации неорганического азота и его соединений, неорганического фосфора, растворенного кремния и лабильного железа на участках, покрытых высшей водной растительностью и открытых (чистоводье), а также с глубиной. Установлено, что в зарослях высшей водной растительности во время вегетационного периода наблюдалось снижение концентрации неорганического азота, аммонийного азота, нитрат-ионов и в некоторых случаях неорганического фосфора в несколько раз по сравнению с открытыми участками. Обнаружено, что во время весенней гомотермии содержание неорганических азота и фосфора, растворенного кремния достигало максимальных величин. Снижение их концентрации в поверхностном слое воды наблюдалось с началом вегетационного периода и обусловлено ассимиляцией растительными организмами. Во время прямой температурной стратификации обнаружено повышение содержания неорганических азота и фосфора, растворенного кремния и лабильного железа в придонном слое воды вследствие их поступления из донных отложений при дефиците растворенного кислорода и формировании анаэробных условий.

Ключевые слова: биогенные элементы, азот, фосфор, кремний, железо, заросли высшей водной растительности.

Influence of higher aquatic vegetation on the content of biogenic elements in limnic systems of an urbanized territory

Zhezherya V.A., Zhezherya T.P., Linnik P.M.

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 and Telbin Lakes, 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. It was found that higher aquatic vegetation during its growing season reduced the content of inorganic nitrogen in the surface layer of water by 1.1–2.0 times, and inorganic phosphorus in some cases by 1.2–1.5 times, compared with their content in

sections free vegetation. The concentration of ammonium nitrogen and nitrate ions in the thickets of higher aquatic vegetation was also 1.1–3.1 and 1.3–2.5 times lower, respectively. From the beginning of the growing season, the concentration of inorganic nitrogen, phosphorus and dissolved silicon in the area of the lake without vegetation was decreased on average from 1.122 to 0.096 mg N/dm³, from 0.250 to 0.075 mg P/dm³ and from 4.1 to 0.31 mg/dm³ and in the coastal area from 1.168 to 0.073 mg N/dm³, from 0.298 to 0.063 mg P/dm³ and from 4.0 to 0.32 mg/dm³ respectively. It was found that the share of nitrate ions in the surface layer of the water of Verbne Lake increased from 9.9% to 68.3% from March to June, and in Telbin Lake nitrate ions dominated, even in March. This was due to the increase in the intensity of the nitrification process. In the first case, this was due to the supply of oxygen during photosynthesis, and in the second case, due to artificial aeration. The effect of higher aquatic vegetation on the content of dissolved silicon and labile iron were not observed. The maximum values content 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: biogenic elements, nitrogen, phosphorus, silicon, iron, thickets of higher aquatic vegetation.

Надійшла до редколегії 21.10.2020

DOI: <https://doi.org/10.17721/2306-5680.2021.1.6>

УДК 5.502/504.502.3/.7

Ухань О.О., Осадча Н.М.

Український гідрометеорологічний інститут ДСНС та НАН України, м. Київ, Україна

ОЦІНКА АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ БІОГЕННИМИ ЕЛЕМЕНТАМИ ТА ОРГАНІЧНИМИ РЕЧОВИНАМИ У БАСЕЙНІ Р. ТЕТЕРІВ

Збільшення органічних речовин та біогенних елементів (сполук нітрогену та фосфору) у поверхневих водах призводить до значного погіршення її якості. У даній роботі представлено основні шляхи надходження біогенних елементів та органічних речовин до р. Тетерів.

Показано, що серед точкових джерел найбільше забруднення біогенними елементами та органічними речовинами викликано саме міським населенням. Дифузне забруднення річки органічними сполуками відбувається за рахунок домогосподарств переважно сільського населення, не підключених до каналізаційних мереж. Проведені розрахунки свідчать, що для біогенних елементів основні емісійні потоки надходять за рахунок рілля.

Ключові слова: біогенні елементи; органічні речовини; точкові та дифузні джерела.

Вступ. Господарська діяльність людини, що ведеться у межах річкових водозборів, найчастіше призводить до погіршення загального стану водних об'єктів. Вагомий вплив на формування якості води чинить процес розкладання органічних речовин та біогенних елементів, надходження яких, в свою чергу, спричиняється продуктами життєдіяльності живих організмів [8].

Основна небезпека надходження у водні об'єкти надмірної кількості органічних речовин полягає у споживанні розчиненого у воді кисню на їх окиснення. В результаті, у забруднених водах виникають умови дефіциту кисню аж до виникнення гіпоксії, що призводить до значних порушень біологічних угруповань у тому числі загибелі окремих видів. Надходження біогенних елементів до поверхневих вод є рушійною силою евтрофікації, наслідком чого є збільшення первинної продукції та накопичення у водному об'єкті органічної речовини [1, 5]. Серед біогенних елементів домінуючу роль відіграють сполуки фосфору та нітрогену.

За характером надходження речовин виділяють точкові джерела, до яких відносяться стаціонарні водовипуски стічних вод водокористувачів та дифузні джерела, представлені стоками сільських населених пунктів та зливом із сільськогосподарських угідь і забудованих території. Точкові джерела є відносно сталими за витратами стічних вод та перелік та концентрації забруднюючих речовин у яких відповідають характеру виробництва. Характерною особливістю дифузного забруднення є те, що його рівень залежить не лише