

25. *Гельман В.Я.* Решение математических задач средствами Excel: Практикум. – М.: СПб, Питер, 2003. – 240 с. ISBN 5-94723-315-0.
26. *Ильина В. А., Силаев П. К.* Численные методы для физиков-теоретиков. I. – Москва-Ижевск: Институт компьютерных исследований, 2003, – 132 с.

Український гідрометеорологічний інститут, Київ

В.І. Осадчий, Л.А. Ковальчук, Н.М. Осадча, Ю.Б. Набиванець

Застосування стохастичного підходу для визначення класів стану природних вод за хімічними елементами якості

Розроблено методику стохастичного оцінювання екологічного стану водних об'єктів щодо їх природного стану на основі фізико-хімічних показників стандартних моніторингових спостережень. Чисельні процедури для різних класів речовин реалізовано на прикладі р. Південний Буг, м. Вінниця. Верифікацію методики виконано за результатами вимірювань на річках Південний Буг, Латориця, Тиса.

Ключові слова: стохастичне оцінювання, екологічний стан, стандартний моніторинг, комплекс хімічних компонент.

V.I. Osadchiy, L.A. Kovalchuk, N.N. Osadcha, U.B. Nabyvanets

Application of stochastic approach for identification of natural water classes on chemical quality elements

Method of stochastic assessment of water objects ecological state regarding their natural state is developed based on physico-chemical parameters of standard monitoring. Numerical procedures for the different classes of substances were realized taking river Yuzhnyi Bug (Vinnitsa) as an example. Verification of the method has been performed on measurements results for the rivers Yuzhnyi Bug, Latoritsa, Tisza. It is found that ecological state of the water regarding complex of chemical components at monitoring sites Vinnitsa, Mukachevo, Rakhiv, Tyatchiv is the most probably "poor" or "bad".

Keywords: stochastic assessment, ecological state, routine monitoring, complex of chemical components.

УДК 504.4.054:556.114(282.247.32)

П.М. Линник, В.А. Жежеря, Т.П. Жежеря, Я.С. Иванечко, І.І. Ігнатенко

ГІДРОХІМІЧНИЙ РЕЖИМ ОЗЕР СИСТЕМИ ОПЕЧЕНЬ (м. КИЇВ)

Узагальнено та обговорено результати досліджень деяких складових гідрохімічного режиму озер системи Опечень, зокрема стану їхнього кисневого режиму, вмісту та просторово-часового розподілу біогенних елементів і розчинених органічних речовин. Наведено результати досліджень розчинених органічних речовин та співвідношення легко- і важкоокиснюваних сполук, а також їхніх окремих груп (гумусових речовин, вуглеводів і білковоподібних речовин).

Ключові слова: розчинений кисень, біогенні елементи, розчинені органічні речовини, забруднення, озера системи Опечень.

Вступ

Яружно-балковий тип рельєфу правобережжя Києва зумовив можливість існування сучасних малих водойм, приурочених, головним чином, до ложа колишніх річкових або струмкових долин. Більшість із них – озера й ставки, що утворилися внаслідок природного чи штучного загачування струмкових долин. Деяка частина водойм і зараз зберегла природну проточність, інколи ланцюжки таких ставків чи озер з'єднані струмками.

Система озер Опечень – типовий приклад такого сполучення. Необхідно зазначити, що мала водопроникність ґрунтів на водозбірних площах, а також значні похили їхніх територій посилюють залежність водойм від якості вод поверхневого стоку, який на урбанізованих територіях виступає деструктивним чинником. Тривале антропогенне навантаження на озера системи Опечень призвело до значного погіршення їхнього екологічного стану загалом і гідрохімічного режи-

му зокрема. Усі вони евтрофні та відрізняються високою біологічною продуктивністю. Окремі з них становлять небезпеку з епідеміологічного боку. Існує тенденція значного погіршення екологічного стану озер через забудову прибережної зони.

Як приклад, наводимо результати досліджень деяких показників якості води в озерах Лугове й Мінське, що здійснювалися санітарно-епідеміологічною станцією Оболонського району м. Києва. За окремими з них було виявлено перевищення граничнодопустимої концентрації (ГДК) для водойм культурно-побутового призначення. Зокрема, за період з 1990 по 2003 рр. концентрація нафтопродуктів у воді оз. Лугового зросла в 23 рази, оз. Мінського – у 15 разів. Вміст органічних речовин за показником БСК_п збільшився у воді оз. Лугового в 2,2 рази, оз. Мінського – у 3,1 рази. При цьому вміст завислих речовин має тенденцію до зменшення: у воді оз. Лугового в 3,6 рази, оз. Мінського – у 3,0 рази.

Екологічний стан озер Мінське та Лугове оцінюється як нестабільний і в теперішньому стані їх не можна використовувати в рекреаційних і рибогосподарських цілях. Критичним щодо якості води є вміст нафтопродуктів. Найбільше забруднення озер дає територія житлової забудови. Внесок промисловості та вулично-дорожньої мережі значно менший.

Серед низки показників гідрохімічного режиму досліджуваних озер основну увагу було сконцентровано на вивченні кисневого режиму та мінливості рН водного середовища, умісту неорганічних форм азоту, фосфору, силіцію й розчинених органічних речовин (РОР) загалом, а також окремих груп органічних сполук, що входять до їхнього складу, зокрема гумусових речовин (ГР), вуглеводів і білковоподібних речовин (БПР). Одержані результати наведено та обговорено нижче.

Матеріал і методи дослідження

Дослідження показників гідрохімічного режиму озер системи Опечень проводили у весняно-осінній період 2015 р. Відбір проб води здійснювали в поліпропіленові ємності з поверхневого і придонного горизонтів за допомогою модифікованого батометра-склянки [12]. Завислі речовини вилучали зі свіжовідібраних проб води за допомогою мембранного фільтрування, що проводилось на місці відбору. Для цього використовували мембранні фільтри “Synpro” (Чехія) з діаметром пор 0,4 мкм та фільтраційну установку УК 40–2М.

Загальну концентрацію РОР встановлюва-

ли за результатами визначення перманганатної (ПО) та дихроматної окиснюваності води (раніше вживався термін “біхроматної окиснюваності” або скорочено БО) [2, 15]. Для розділення і вилучення окремих груп РОР використовували метод йонообмінної хроматографії. Відповідно через пропіленові колонки, заповнені аніонітом діетиламіноетилцелюлозою (ДЕАЕ) та катіонітом карбоксиметилцелюлозою (КМ), послідовно пропускали 0,5-1,0 дм³ фільтрату природної води, отримуючи кислотну (домінують ГР), основну (превалюють БПР) і нейтральну (переважають вуглеводи) групи. Послідовність дій, яких необхідно дотримуватись у процесі йонообмінного розділення РОР, викладено в раніше опублікованих статтях [22, 23].

Кольоровість води встановлювали фотометрично з використанням імітаційної дихроматно-кобальтової шкали [2]. Кольоровість води – важливий показник умісту у воді ГР та може використовуватись як один з методів визначення їхньої концентрації [22]. Тому концентрацію ГР у кислотній групі РОР знаходили за градувальним графіком “Кольоровість води, Cr-Co-шкали – концентрація ГР, мг/дм³”. Для побудови градувального графіка використовували розчини препаратів фульвокислот і гумінових кислот, вилучених з води Канівського водосховища, очищених від домішок та висушених.

Концентрацію розчиненого у воді кисню визначали титриметрично за методом Вінклера [2]. Величину рН води вимірювали за допомогою рН-метра “рН-150МИ” (Російська Федерація).

Уміст неорганічних форм азоту (NH₄⁺, NO₂⁻ і NO₃⁻), неорганічного фосфору (P_{неорг.}) й силіцію вимірювали за допомогою загальнозживаних методик фотометричного аналізу [2]. Для визначення концентрації амонійного азоту використовували сегнетову сіль з реактивом Несслера, нітрит-йонів – реактив Грісса, нітрат-йонів – саліцилат натрію, неорганічного фосфору – амоній молібдат з аскорбіновою кислотою. Уміст силіцію вимірювали фотометричним методом, що базується на утворенні й подальшому відновленні силіціймолібденової гетерополікислоти.

Концентрацію БПР і вуглеводів визначали фотометричним методом з використанням відповідно реактиву Фоліна та антрону [3, 13].

Результати досліджень та їхнє обговорення

Стан кисневого режиму і рН води. Результати проведених досліджень стану кисневого режиму озер свідчать про незадовільний його стан, передусім, у придонному горизонті води (табл. 1). Навесні й улітку в поверхневому шарі води кон-

центрація кисню доволі висока й істотно перевищує його розчинність за наявних величин температури і атмосферного тиску в цей період, що свідчить про фотосинтетичну активність фітопланктону.

Таблиця 1
Величини рН та концентрація розчиненого кисню у воді озер системи Опечень і гирлової ділянки р. Сирець, 2015 р.

Озеро	Горизонт	рН	O ₂	
			мг/дм ³	% насичення
Мінське	n	7,7–9,5 8,8	6,1–27,6 19,7	57,6–324 205
	д	6,8–7,4 7,1	0,4–7,9 3,6	3,8–64,2 30,1
Лугове	n	7,7–9,0 8,4	6,3–24,0 16,0	60,2–302 172
	д	7,2–7,5 7,3	0,3–6,8 2,5	2,9–56,4 20,9
Богатирське	n	7,7–8,8 8,4	6,9–20,6 15,6	66,4–263 166
Андріївське	n	7,6–8,8 8,1	6,5–18,2 13,5	61,9–235 144
	д	7,2–7,4 7,3	0,0–6,0 3,0	0,0–50,4 16,8
Кирилівське	n	8,1–9,0 8,5	6,1–23,1 16,8	57,8–291 174,4
	д	7,7–7,9 7,8	5,8–11,9 8,4	54,7–95,2 73,2
Йорданське	n	8,0–9,0 8,7	7,1–17,4 14,0	68,1–221 144
	д	7,6–8,0 7,8	4,2–11,2 7,1	40,0–90,6 62,4
р. Сирець	n	8,0–8,2 8,1	7,8–16,9 12,9	73,5–156 122
ГДК для водних об'єктів рибогосподарського призначення [1]:				
I категорії		6,5–8,5	6,0	–
II категорії		6,5–8,5	4,0	–

Примітка. Тут і в табл. 2-4: над рискою – граничні величини, під рискою – усереднені значення; n і д – поверхневий і придонний горизонти води відповідно.

Уже в березні вода в поверхневому горизонті перенасичена киснем (135-233 % насичення). Максимальних же величин зазначене перенасичення досягає влітку і становить 221-324 %.

Дефіцит O₂ у воді придонного горизонту починає формуватись уже навесні, а насичення води киснем не перевищує 50,4-95,2%. Істотне поглиблення кисневого дефіциту у воді придонного горизонту характерне для літнього періоду, коли концентрація O₂ не перевищує 0,0-0,4 мг/дм³ (0,0-3,8 % насичення). Восени дефіцит O₂ поширюється не лише на придонний горизонт води (0,0-5,8 мг/дм³ або 0,0-54,7 % насичення), але й на поверхневий (6,1-7,1 мг/дм³ або і 57,6-66,4 %

насичення). У воді придонного горизонту озер Мінського, Лугового й Андріївського розчиненого кисню практично не було як влітку, так і восени.

Така істотна різниця між умістом розчиненого кисню в поверхневому й придонному горизонтах води в озерах системи Опечень впливає на величину водневого показника. У поверхневому горизонті рН води становить 8,4-9,5, тоді як у придонному не перевищує 7,0-7,9 (табл. 1). Найнижчі величини рН води досліджуваних озер характерні для осінньої пори, причому навіть у поверхневому шарі вони становили лише 7,7-8,1. Це свідчить про те, що саме в цей час розвиток гідробіонтів у водоймах істотно уповільнюється та відбувається розкладання залишків відмерлих організмів.

Дефіцит O₂ та формування анаеробних умов у придонному горизонті води досліджуваних озер може негативно позначитись на якості водного середовища через його вторинне забруднення різноманітними хімічними речовинами, що надходять з донних відкладів за таких умов, та на розвитку певних видів гідробіонтів, зокрема риб, оскільки вміст розчиненого кисню стає набагато нижчим, ніж його (ГДК) для водойм рибогосподарського призначення (див. табл. 1).

У процесі вторинного забруднення водного середовища відбувається істотне зростання концентрації амонійного азоту та неорганічного фосфору, мангану й феруму, а також органічних речовин у придонному шарі води [4, 7, 8, 17-21, 24-28]. Поява сірководню взагалі небажана, оскільки це небезпечний компонент для всього живого. У рибогосподарських водоймах I категорії, де відтворюються цінні види риб, концентрація розчиненого кисню взимку не повинна бути нижчою ніж 6,0 мг/дм³, а у водоймах II категорії, що використовуються для інших рибогосподарських цілей, – 4,0 мг/дм³ [1]. У літній період у всіх зазначених водних об'єктах концентрація O₂ повинна бути не нижчою ніж 6,0 мг/дм³ у пробі води, що відібрана до 12 години дня.

Біогенні елементи у воді досліджуваних озер
Неорганічні форми азоту й фосфору. Рівень трофності поверхневих водних об'єктів найчастіше визначається за вмістом у воді сполук неорганічного азоту й фосфору. Зазначені сполуки активно споживаються вищою водною рослинністю та фітопланктоном, а тому їхня концентрація зазнає сезонних змін. Відомо, що азот входить до складу білків і амінокислот, фосфор міститься в нуклеїнових кислотах, фосфоліпідах, низькомолекулярних нуклеотидах тощо [6]. Після відми-

рання живих організмів азот і фосфор повторно надходять до водного середовища та частково депонуються в складі донних відкладів, які за умов дефіциту кисню, зростання температури води та зниження окисно-відновного потенціалу стають джерелом вторинного забруднення водного середовища [4, 7, 17-20, 24-28]. Установлено, що для водних об'єктів з уповільненим водообміном характерне поступове зростання їхнього рівня трофності від оліготрофного до евтрофного навіть за відсутності антропогенного впливу. У межах урбанізованих територій зазначена трансформація істотно прискорюється. З метою запобігання швидкого евтрофування водойм науковці розробили та рекомендували застосовувати низку заходів, що сприяють істотному зниженню надходження сполук азоту й фосфору з водозбору та зменшенню їхнього вмісту безпосередньо у водних об'єктах [16].

У воді озер системи Опечень і гирла р. Сирець концентрація амонійного азоту, нітрит- і нітрат-йонів протягом досліджуваного періоду знахо-

дилася в межах відповідно 0-12,8, 0,004-0,264 і 0-2,87 мг N/дм³. Уміст неорганічного фосфору досягав 0,027-2,6 мг P/дм³ (табл. 2). Високі концентрації амонійного азоту (0,83-12,8 мг N/дм³) характерні, передусім, для води придонного горизонту через низькі показники або повну відсутність розчиненого кисню. Саме тривалий дефіцит O₂ і став причиною його надходження з донних відкладів. Улітку в поверхневому горизонті води концентрація NH₄⁺ знижувалась до мінімальних значень (0,0-0,389 мг N/дм³). Цьому сприяли як асиміляція зазначеної форми неорганічного азоту, так і його окиснення за наявності високих концентрацій розчиненого у воді кисню. Необхідно зазначити, що навесні та восени концентрація амонійного азоту в поверхневому горизонті була вища і становила відповідно 1,143-2,135 і 0,320-1,570 мг N/дм³.

У досліджуваних водних об'єктах спостережено тенденцію зменшення концентрації амонійного азоту вниз за течією від оз. Мінського до оз. Йорданського. Таким чином, зазначені

Таблиця 2

Уміст і співвідношення неорганічних форм азоту та фосфору у воді озер системи Опечень і гирла р. Сирець, 2015 р.

Озеро	Горизонт	Форми неорганічного азоту						N _{неорг.} мг N/дм ³	P _{неорг.} мг P/дм ³
		NH ₄ ⁺		NO ₂ ⁻		NO ₃ ⁻			
		мг N/дм ³	%	мг N/дм ³	%	мг N/дм ³	%		
Мінське	n	0,168-1,144 0,804	86,5	0,007-0,026 0,014	1,5	н.в.-0,311 0,112	12,0	0,486-1,170 0,930	0,031-0,220 0,114
	д	7,32-12,80 9,73	98,9	0,012-0,031 0,020	0,2	н.в.-0,271 0,090	0,9	7,332-12,816 9,841	0,844-2,600 1,515
Лугове	n	0,343-2,135 1,349	85,8	0,004-0,090 0,039	2,4	0,088-0,251 0,185	11,8	0,598-2,441 1,573	0,027-0,225 0,158
	д	5,338-8,464 6,474	98,3	0,007-0,031 0,018	0,3	0,023-0,231 0,095	1,4	5,600-8,502 6,587	0,621-1,015 0,833
Богатирське	n	0,389-1,815 1,231	79,1	0,004-0,055 0,035	2,2	0,020-0,600 0,291	18,7	0,644-2,471 1,557	0,039-0,278 0,189
Андріївське	n	0,230-2,135 1,108	88,9	0,005-0,048 0,023	1,9	н.в.-0,257 0,114	9,2	0,491-2,269 1,245	0,027-0,302 0,188
	д	5,491-6,950 6,231	98,4	0,004-0,012 0,009	0,2	н.в.-0,272 0,091	1,4	5,775-6,954 6,331	0,540-0,934 0,731
Кирилівське	n	н.в.-1,143 0,574	39,3	0,038-0,069 0,056	3,8	0,319-1,602 0,833	56,9	0,640-2,783 1,463	0,058-0,162 0,113
	д	0,830-2,883 2,140	74,4	0,036-0,102 0,068	2,4	0,319-1,173 0,667	23,2	1,185-3,947 2,875	0,173-0,487 0,347
Йорданське	n	н.в.-1,906 0,742	60,4	0,004-0,050 0,028	2,3	0,036-1,030 0,458	37,3	0,312-2,966 1,228	0,129-0,320 0,200
	д	2,060-2,544 2,348	85,4	0,017-0,037 0,025	0,9	0,065-0,653 0,377	13,7	2,508-3,214 2,750	0,357-0,657 0,480
р. Сирець	n	н.в.-2,040 1,005	29,8	0,029-0,264 0,143	4,3	1,340-2,870 2,223	65,9	1,604-5,047 3,371	0,183-0,345 0,118
ГДК		0,390		0,020		9,10		×	×

Примітка: * – гранично допустима концентрація для водойм рибогосподарського призначення [1]; н.в. – нижче меж виявлення фотометричним методом; × – відповідні ГДК відсутні.

водойми забруднені сполуками амонійного азоту, який надходить як з водозбору, так і безпосередньо з донних відкладів. Уміст амонійного азоту в придонному горизонті перевищував ГДК для водойм рибогосподарського призначення в 2,1-32,8 рази.

Установлено також, що озера системи Опечень і гирлова ділянка р. Сирець зазнають забруднення нітрит-йонами. Їхня концентрація інколи перевищувала ГДК для водойм рибогосподарського призначення в 1,2-13,2 рази. Найзабрудненішими виявились, насамперед, гирло р. Сирець, а також озера Кирилівське та Йорданське, які знаходяться нижче її впадіння. Отже, на нашу думку, водна маса зазначеної річки виступає джерелом надходження нітрит-йонів до цих озер.

Концентрація нітрат-йонів у досліджуваних водних об'єктах, як і амонійного азоту та нітрит-йонів, зазнає часових та просторових змін. Мінімальні величини вмісту нітрат-йонів ($0,0-0,311$ мг N/дм³) виявлено у верхніх чотирьох озерах, тоді як в озерах Кирилівське і Йорданське спостерігається значне зростання їхньої концентрації – до $0,036-1,602$ мг N/дм³ після впадіння р. Сирець. Уміст нітрат-йонів у воді р. Сирець коливався в межах $1,340-2,870$ мг N/дм³ (табл. 2).

Концентрація неорганічного фосфору у воді озер системи Опечень, як і амонійного азоту, також зазнає змін із глибиною. У воді придонного горизонту його вміст у декілька разів вищий, ніж у поверхневому горизонті. Це свідчить про його інтенсивне надходження з донних відкладів під час тривалого дефіциту кисню та активне споживання вищою водною рослинністю й фітопланктоном у поверхневому горизонті води. Концентрація неорганічного фосфору в поверхневому й придонному горизонтах води досліджуваних озер становила відповідно $0,027-0,320$ і $0,173-2,600$ мг P/дм³, а в гирлі р. Сирець – $0,118-0,345$ мг P/дм³ (табл. 2).

Згідно з методикою екологічної оцінки [10], якість води озер системи Опечень і гирла р. Сирець за вмістом амонійного азоту змінюється в окремі пори року від слабко забрудненої до дуже брудної, нітрит-йонів – від чистої до дуже брудної, нітрат-йонів – від дуже чистої до дуже брудної, а неорганічного фосфору – від чистої до дуже брудної. Такий широкий розмах величин свідчить про просторово-часові зміни вмісту зазначених сполук неорганічного азоту і фосфору. Вони пов'язані з сезонними особливостями їхнього споживання рослинними організмами та фітопланктоном, а також гідрологічним режимом (періоди весняної й осінньої гомотермії та зимо-

вої й літньої стратифікації), умістом розчиненого у воді кисню. На просторові зміни вмісту сполук неорганічного азоту та фосфору також впливає їхнє надходження з водозбору та з водною масою р. Сирець.

У межах м. Києва високі концентрації амонійного азоту і неорганічного фосфору спостерігаються також у воді Китаївських ставків і р. Либідь [5, 11]. Як і в озерах системи Опечень, зростання вмісту NH_4^+ та $\text{P}_{\text{неорг}}$ зафіксовано в придонному горизонті ставків за дефіциту розчиненого кисню в результаті їхнього надходження з донних відкладів. У р. Либідь амонійний азот і неорганічний фосфор надходять переважно з водозбору, оскільки за відсутності дефіциту розчиненого кисню у воді згаданої річки їхнє надходження з донних відкладів малоімовірно.

Таким чином, у водоймах з дефіцитом розчиненого у воді кисню треба очікувати значних концентрацій зазначених біогенних речовин, особливо в тих, які зазнають антропогенного впливу. З метою оздоровлення водойм урбанізованих територій доцільно використовувати науково обґрунтовані розробки зі зниження вмісту у воді сполук неорганічного азоту і фосфору, а також запобігати їхньому надмірному надходженню з водозбору.

Силіцій. Силіцій – постійний хімічний компонент поверхневих вод і водночас важливий і необхідний біогенний елемент для окремих представників фітопланктону, зокрема діатомових водоростей, котрі, як відомо, становлять домінуючий комплекс серед фітопланктону багатьох континентальних водних об'єктів. Під час фотосинтезу відбувається, передусім, вилучення силіцію діатомовими водоростями із поверхнього горизонту та його наступне накопичення в складі їхніх кремнеземних оболонкок-панцирів. Надалі, переміщаючись у придонний горизонт, частина цих водоростей відмирає і розчиняється, збагачуючи водну товщу розчиненим силіцієм, а частина депонується в донних відкладах, які надалі можуть бути вторинним джерелом його сполук.

Результати проведених досліджень показали, що у воді озер системи Опечень загальна концентрація силіцію знаходилась у межах від $0,2$ до $8,6$ мг/дм³, а вміст його розчинної і завислої форм становив відповідно $0-6,4$ і $0,2-2,8$ мг/дм³ (табл. 3). Тобто, за вмістом $\text{Si}_{\text{розч}}$ у цих водоймах не спостерігається перевищення ГДК (10 мг/дм³), які висуваються до водних об'єктів культурно-побутового та господарсько-питного призначення [14].

Характерною особливістю динаміки концен-

Уміст різних форм силіцію у воді озер системи Опечень та р. Сирець, 2015 р.

Озеро	Горизонт	Уміст ЗР, мг/дм ³	Si _{заг} , мг/дм ³	Si _{розч}		Si _{зав}	
				мг/дм ³	% Si _{заг}	мг/дм ³	% Si _{заг}
Мінське	<i>n</i>	<u>4,4–21,1</u> 12,8	<u>0,5–2,2</u> 1,4	<u>0,0–0,4</u> 0,2	14,3	<u>0,2–2,2</u> 1,2	85,7
	<i>д</i>	<u>9,3–14,7</u> 12,0	<u>3,5–4,4</u> 3,9	<u>3,0–3,0</u> 3,0	76,9	<u>0,5–1,4</u> 0,9	23,1
Лугове	<i>n</i>	<u>11,6–14,6</u> 13,1	<u>0,6–5,0</u> 2,8	<u>0,08–3,3</u> 1,7	60,7	<u>0,5–1,7</u> 1,1	39,3
	<i>д</i>	<u>7,9–9,1</u> 8,5	<u>4,3–6,2</u> 5,3	<u>3,9–5,2</u> 4,6	86,8	<u>0,4–1,0</u> 0,7	13,2
Богатирське	<i>n</i>	<u>6,1–15,4</u> 10,8	<u>0,5–4,8</u> 2,7	<u>0,1–3,2</u> 1,7	63,0	<u>0,4–1,6</u> 1,0	37,0
Андріївське	<i>n</i>	<u>5,2–15,2</u> 10,2	<u>0,2–4,4</u> 2,3	<u>0,03–2,8</u> 1,4	60,9	<u>0,2–1,6</u> 0,9	39,1
	<i>д</i>	<u>11,7–15,2</u> 13,5	<u>3,8–7,3</u> 5,6	<u>2,9–5,1</u> 4,0	71,4	<u>0,9–2,2</u> 1,6	28,6
Кирилівське	<i>n</i>	<u>9,3–15,8</u> 12,6	<u>3,2–6,4</u> 4,8	<u>2,9–4,5</u> 3,7	77,1	<u>0,3–1,9</u> 1,1	22,9
	<i>д</i>	<u>4,3–10,1</u> 7,2	<u>5,6–7,6</u> 6,6	<u>5,3–6,4</u> 5,9	89,4	<u>0,3–1,2</u> 0,7	10,6
Йорданське	<i>n</i>	<u>8,5–9,0</u> 8,8	<u>3,0–6,5</u> 4,7	<u>2,8–5,6</u> 4,2	89,4	<u>0,2–0,8</u> 0,5	10,6
	<i>д</i>	<u>6,5–26,6</u> 16,6	<u>4,9–8,6</u> 6,8	<u>4,7–5,8</u> 5,3	77,9	<u>0,3–2,8</u> 1,5	22,1
р. Сирець	<i>n</i>	<u>7,2–11,5</u> 9,4	<u>9,0–9,2</u> 9,1	<u>6,5–8,3</u> 7,4	81,3	<u>0,9–2,5</u> 1,7	18,7

трації силіцію в досліджуваних озерах є зниження вмісту його розчинної форми у поверхневому горизонті води в окремі періоди року, зазвичай, навесні, до мінімальних величин (навіть до аналітичного нуля). Подібну картину ми відмічали також і раніше, зокрема в оз. Йорданському (весна 2012 р.) [9]. Основний чинник, що зумовлює такі зміни – біотичний, насамперед, діатомові водорості та особливості їхнього життєвого циклу, що підтверджується відповідно величинами біомаси¹ зазначених вище гідробіонтів та концентрацією розчинної форми силіцію (рис. 1).

Протягом весняного й літнього періодів у всіх шести озерах, що входять до системи Опечень, уміст розчинної форми силіцію в придонному горизонті був вищим, ніж у поверхневому. Якщо в першому випадку причина цього, безперечно, – біотична складова (див. рис. 1), то в другому – додається ще й гідрологічний чинник, зокрема, розшарування водної товщі, тобто виникнення стратифікації, і, як наслідок, зменшення масообміну між поверхневим і придонним горизонтами води.

Щодо завислої форми силіцію, то треба зазначити, що навесні її концентрація в переваж-

ній більшості випадків була, навпаки, вищою в поверхневому горизонті (рис. 2). Очевидно, причина цього – інтенсивний розвиток діатомових водоростей, зокрема в поверхневому шарі, що і зумовило збільшення вмісту завислих речовин, а звідси – як абсолютного, так і відносного вмісту Si_{зав} (від 30 до 100 % Si_{заг}). Виняток становлять озера Андріївське та Йорданське, де концентрація Si_{зав}, навпаки, була вищою біля дна. Це, ймовірно, пов'язано зі зростанням маси завислих речовин у придонному горизонті та їхнім походженням. Однак, як показали результати досліджень, у літній період вміст Si_{зав} у придонному горизонті води, навпаки, характеризувався вищими величинами. Водночас концентрація завислих речовин тут також була вищою, ніж на поверхні, що, насамперед, зумовило зростання вмісту завислої форми силіцію. Зазначаємо, що загалом улітку в усіх досліджуваних озерах спостерігалось зниження абсолютного вмісту завислих речовин і концентрації Si_{зав} відповідно в 1,2–4,8 та 2,2–14,7 разів порівняно з весняним періодом.

Серед досліджуваних озер системи Опечень максимальний уміст Si_{розч} як у поверхневому (4,5 мг/дм³), так і придонному (6,4 мг/дм³) горизонтах води був у оз. Кирилівському (див. табл. 3). Така тенденція спостерігалась не лише у весня-

¹ Величини біомас діатомових водоростей надано провідним інженером відділу екології водоймищ Інституту гідробіології НАНУ Задорожною Г.М.

ний період, але й улітку. Найвірогідніше, це зумовлено тим, що в зазначене озеро впадає річка Сирець, а її вода, як видно з результатів натурних досліджень, характеризується вищою концентрацією розчинної форми силіцію порівняно з водами самого озера. Завдяки цьому в оз. Кирилівському вплив діатомових водоростей на зміну концентрації $Si_{розч}$ виражений меншою мірою. Так, у поверхневому горизонті води оз. Лугового вміст $Si_{розч}$ становив лише $3,3 \text{ мг/дм}^3$ за біомаси водоростей $1,48 \text{ мг/дм}^3$, тоді як за майже такої самої біомаси водоростей ($1,24 \text{ мг/дм}^3$) в оз. Кирилівському концентрація $Si_{розч}$ досягала вже $4,5 \text{ мг/дм}^3$. Крім того, р. Сирець можна розглядати також як одне з джерел надходження завислої форми силіцію в оз. Кирилівське, що особливо добре помітно в літній період (рис. 2, б).

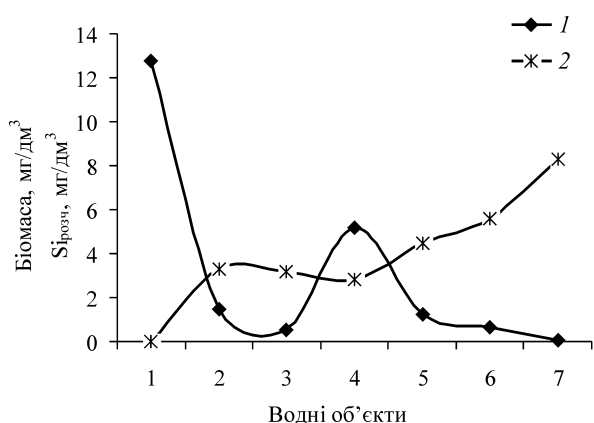


Рис. 1. Зміни біомаси діатомових водоростей (1) і концентрації $Si_{розч}$ (2) у поверхневому горизонті води озера системи Опечень. Тут і на рис. 2: 1 — оз. Мінське, 2 — оз. Лугове, 3 — оз. Богатирське, 4 — оз. Андріївське, 5 — оз. Кирилівське, 6 — оз. Йорданське, 7 — р. Сирець (гирло); березень 2015 р.

Органічні речовини у воді досліджуваних озер. Результати досліджень РОР у воді озера системи Опечень свідчать про те, що їхня концентрація мало відрізняється. Сезонні зміни концентрації РОР також виявилися незначними. Про це можна стверджувати на підставі величин БО і, відповідно, розрахованого вмісту вуглецю органічного ($C_{орг}$) (табл. 4, рис. 3). Характерно, що в придонному горизонті води концентрація РОР була навіть дещо більшою, ніж у поверхневому. Це стосується, передусім, озер Мінського, Лугового й Андріївського. Не виключено, що за дефіциту O_2 і формування анаеробних умов у придонному шарі води певна частина РОР надходить з донних відкладів. Уміст РОР загалом для всієї системи озер за усередненими величинами БО води мало відрізняється навесні, улітку й восени — відповідно $21,3, 20,0$ та $23,2 \text{ мг О/дм}^3$ (див. рис. 3). Істотні ж зміни проявляються між величинами ПО, оскільки влітку вони вищі, ніж навесні та восени (по всій системі озер ПО води становила в середньому $8,6, 13,0$ та $11,5 \text{ мг О/дм}^3$ у березні, червні й жовтні відповідно). Стосується це, передусім, легкоокиснюваних органічних сполук, концентрація яких улітку в середньому в 1,5 рази була вищою, ніж навесні. Уміст ГР мало змінювався і за середніми величинами становив $8,3, 7,6$ та $9,8 \text{ мг/дм}^3$ у березні, червні й жовтні відповідно (рис. 4). Отже, можна говорити про те, що певна частина органічних сполук досліджуваних озер формується за рахунок внутрішньоводоймових процесів, тобто це РОР автохтонного походження. Не виключено, що саме вони належать до легкоокиснюваних сполук.

Масова частка останніх за усередненими величинами становила навесні $40,0 \% C_{орг}$, улітку вона зросла в 1,6 рази — до $65,2 \% C_{орг}$, а восени знизилась до $49,4 \% C_{орг}$ (рис. 3).

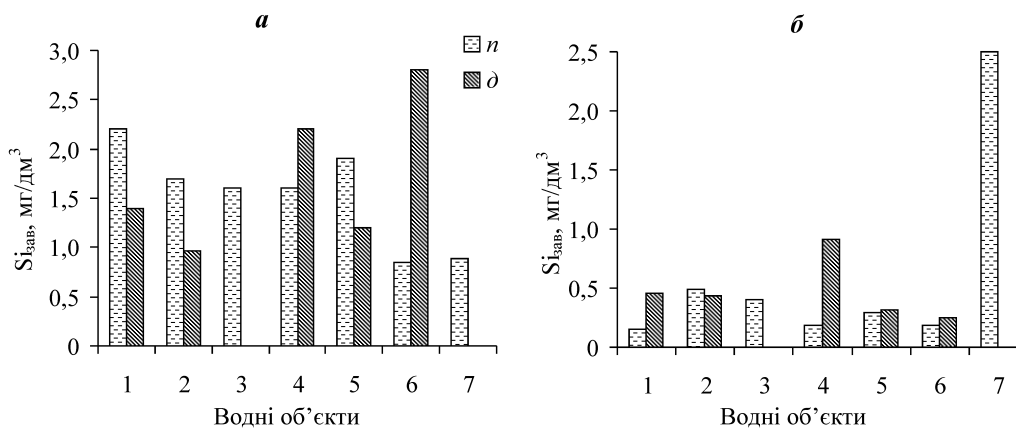


Рис. 2. Зміни концентрації $Si_{зав}$ у воді озера системи Опечень і р. Сирець: а — березень 2015 р., б — червень 2015 р., n і d — поверхневий і придонний горизонти води відповідно

Таблиця 4

Величини перманганатної (ПО) й біхроматної (БО) окиснюваності води озер системи Опечень і р. Сирець та вмісту у ній вуглецю органічного ($C_{орг}$), ГР, вуглеводів (В) і білковоподібних речовин (БПР), 2015 р.

Озеро		ПО	БО	$C_{орг}$, мг/дм ³	ГР	В	БПР
		мг О/дм ³			мг/дм ³		
Мінське	<i>n</i>	10,8–11,1 10,9	19,1–27,2 22,7	7,2–10,2 8,5	5,5–8,7 7,0	1,95–2,80 2,30	0,25–0,32 0,27
	<i>δ</i>	9,9–13,4 11,7	21,9–31,4 25,8	8,2–11,8 9,7	9,0–14,5 11,2	1,54–2,10 1,77	0,20–0,48 0,28
Лугове	<i>n</i>	7,7–11,0 9,2	19,4–22,2 20,8	7,3–8,3 7,8	6,2–8,6 7,4	1,42–1,96 1,65	0,30–0,70 0,46
	<i>δ</i>	8,4–12,5 10,0	17,2–24,3 21,5	6,5–9,2 8,1	8,6–11,0 9,4	1,34–2,05 1,67	0,30–1,40 0,58
Богатирське	<i>n</i>	8,1–18,3 13,7	17,7–28,6 21,8	6,6–10,7 8,2	6,6–8,6 7,5	1,22–1,90 1,59	0,23–0,75 0,44
Андріївське	<i>n</i>	8,7–14,3 11,5	20,0–24,3 21,6	7,5–9,2 8,1	6,9–11,0 8,3	1,46–2,63 1,96	0,38–0,94 0,57
	<i>δ</i>	9,9–22,4 15,5	19,4–28,6 25,0	7,3–10,7 9,4	7,5–9,1 8,2	1,17–2,36 1,67	0,22–1,50 0,66
Кирилівське	<i>n</i>	7,9–11,6 9,2	15,2–19,4 17,7	5,7–7,3 6,7	7,4–8,1 7,7	1,54–2,49 1,95	0,26–1,16 0,57
	<i>δ</i>	6,8–9,4 8,1	15,7–26,3 20,7	5,9–9,9 7,8	6,2–8,5 7,5	1,30–2,59 1,80	0,24–0,82 0,44
Йорданське	<i>n</i>	7,7–17,4 11,4	16,0–23,8 19,5	6,0–8,9 7,3	6,2–9,0 7,4	1,56–3,05 2,17	0,33–0,49 0,37
	<i>δ</i>	8,4–12,8 10,7	18,2–29,7 22,9	6,8–11,2 8,6	8,7–9,7 9,2	1,42–2,17 1,84	0,25–1,25 0,62
р. Сирець	<i>n</i>	7,0–13,4 10,3	17,0–20,2 18,5	6,4–7,5 6,9	7,0–15,4 10,2	1,05–1,92 1,30	0,19–0,57 0,34

Примітка. Наведені результати вимірювань стосуються фільтрату природної води після відокремлення завислих речовин на мембранному фільтрі з діаметром пор 0,4 мкм

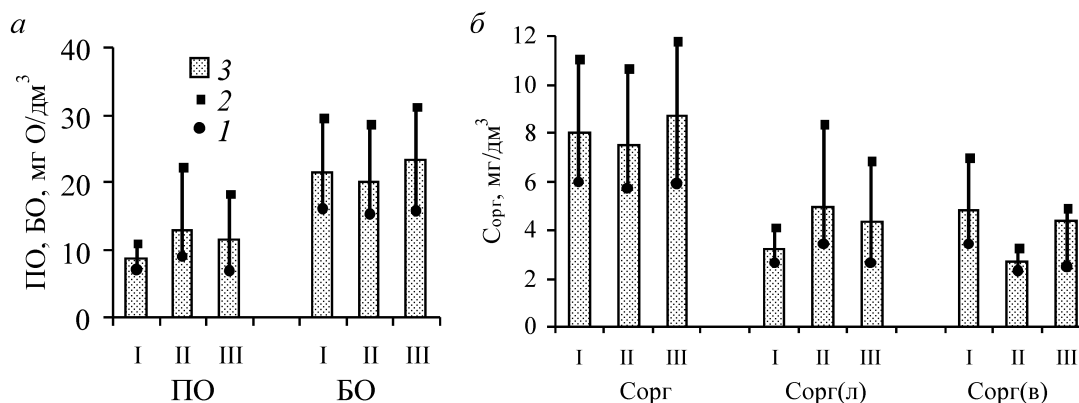


Рис. 3. Граничні (1, 2) й усереднені (3) величини перманганатної й біхроматної окиснюваності води (а), концентрації вуглецю органічного ($C_{орг}$), зокрема, вуглецю легкоокиснюваного ($C_{орг(л)}$) і важкоокиснюваного ($C_{орг(в)}$) органічних сполук (б), для озер системи Опечень загалом у березні (I), червні (II) та жовтні (III) 2015 р.

У цьому контексті можна вважати, що склад ГР поповнюється також і завдяки так званому планктонному гумусу, що формується в самих озерах, оскільки восени концентрація зазначеної групи РОР досягає максимальних величин.

Найбільші концентрації вуглеводів характер-

ні для літньої пори, що пов'язано з розвитком фітопланктону та вищої водної рослинності. Концентрація вуглеводів за усередненими величинами в березні, червні й жовтні становила відповідно 1,62, 2,33 і 1,46 мг/дм³ (0,65, 0,93 і 0,58 мг С/дм³; рис. 4).

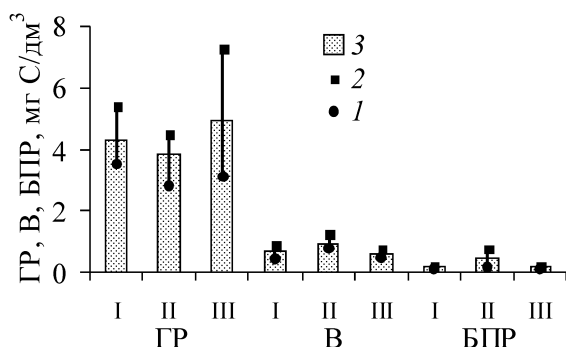


Рис. 4. Граничні (1, 2) й усереднені (3) величини концентрації ГР, вуглеводів і білкових сполук для озер системи Опечень загалом у березні (I), червні (II) та жовтні (III) 2015 р.

У поверхневому шарі води вміст вуглеводів завжди був більшим, ніж у придонному, що підтверджує визначальну роль водоростей як джерела їхнього походження в досліджуваних озерах.

Концентрація білковоподібних речовин улітку збільшилася в середньому в 3 рази порівняно з ранньовесняним періодом (0,28 і 0,87 мг/дм³), а восени не перевищувала 0,27 мг/дм³.

На підставі усереднених величин концентрації ми розрахували частку окремих груп органічних сполук у загальному балансі РОР (рис. 5). Пересвідчились, що ГР домінують і становлять 54 % C_{орг} навесні, 51 % улітку і 55 % C_{орг} восени. Частка вуглеводів – від 7 до 12 % C_{орг}, а БПР – від 2 до 6 % C_{орг}. Інші групи органічних речовин, які ми не досліджували, становили в сукупності 31-36 % C_{орг}.

Висновки

Дослідження гідрохімічного режиму водойм урбанізованих територій набуває все більшої актуальності в сучасних умовах, оскільки вплив антропогенного чинника на їхній стан невпинно зростає. Це віддзеркалюється, передусім, на

якості водного середовища як середовища мешкання гідробіонтів.

Досліджувані озера системи Опечень належать саме до водойм, що зазнають антропогенного впливу. Вони глибоководні, а тому для них характерні такі негативні явища як дефіцит розчиненого у воді кисню, формування анаеробних умов у придонному горизонті води, вторинне забруднення водного середовища сполуками неорганічного азоту та фосфору та низка інших. Улітку за інтенсивного розвитку фітопланктону поверхневий горизонт води перенасичений киснем, а в придонному концентрація його знижується до аналітичного нуля. Мінливість умісту O₂ істотним чином позначається на величині рН води. Якщо в поверхневому горизонті вона досягає 8,8-9,5, то в придонному не перевищує 7,4-8,0.

Дефіцит розчиненого у воді кисню може мати негативні наслідки для розвитку біоти, передусім, іхтіофауни, а також розглядається як одна з важливих передумов процесу вторинного забруднення водного середовища речовинами, що надходять з донних відкладів. Це стосується, біогенних елементів, органічних речовин, сполук металів. Особливо зростає інтенсивність надходження з донних відкладів амонійного азоту, як однієї з форм неорганічного азоту. Результати досліджень показали, що максимальна концентрація цієї форми азоту може досягати у воді придонного горизонту 12,8 мг N/дм³. При цьому, як виявилось, амонійний азот переважав серед інших неорганічних форм, маючи 74,4-98,9 % N_{неорг} у воді придонного горизонту та 39,3-88,9 % N_{неорг} у воді поверхневого горизонту. Це свідчить про відсутність його окиснення в умовах дефіциту кисню. Доволі високими виявились показники вмісту нітратного азоту, причому вони зростали у воді тих озер, де появлявся розчинений у воді кисень і відповідно знижувалась концентрація

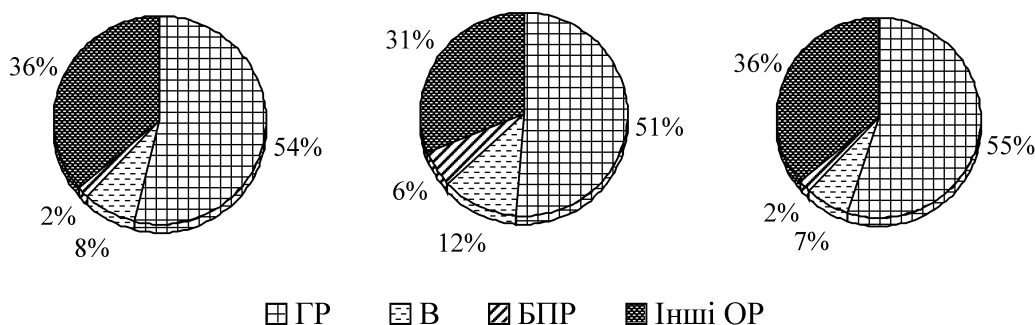


Рис. 5. Масова частка гумусових речовин (ГР), вуглеводів (В), білковоподібних (БПР) та інших груп органічних речовин (інші ОР) у загальному балансі РОР у воді озер системи Опечень у березні (а), червні (б) й жовтні (в) 2015 р. (за усередненими величинами)

амонійного азоту внаслідок його окиснення. Високі концентрації у воді неорганічного азоту й неорганічного фосфору свідчать про те, що озера системи Опечень зазнають евтрофікації і з часом їхній екологічний стан може істотно погіршитись через дефіцит розчиненого кисню і наслідки, до яких він призводить.

Мінливість концентрації силіцію зумовлена, головним чином, біотичною складовою, передусім, наявністю у воді діатомових водоростей, які активно його асимілюють у процесі свого розвитку та життєдіяльності. Завдяки цим водоростям відбувається трансформація розчинної форми силіцію в завислу, а протягом року їхнє співвідношення зазнає істотних змін. У процесі асиміляції концентрація розчиненого силіцію знижується і чим більша біомаса діатомових водоростей, тим вона нижча. Таким чином відбувається трансформація розчинної форми силіцію в завислу, частка якої істотно підвищується.

Про істотне забруднення води досліджуваних озер розчиненими органічними речовинами говорити не доводиться, оскільки навіть максимальна концентрація карбону органічних сполук не перевищувала 11,8 мг/дм³. Однак у складі розчинених органічних речовин значну частку становлять легкоокиснювані сполуки. Масова їхня частка за усередненими величинами становила навесні 40,0 % $C_{орг}$, улітку вона зросла з 1,6 раза — до 65,2 % $C_{орг}$, а восени знизилась до 49,4 % $C_{орг}$. Це свідчить про те, що легкоокиснювані органічні сполуки треба розглядати як один із чинників, що впливають на стан кисневого режиму озер. Саме на їхнє окиснення витрачається певна частина розчиненого у воді кисню і знижується його концентрація відповідно. Серед розчинених органічних речовин переважають ГР, масова частка яких становить 51-55 % $C_{орг}$. Частка вуглеводів не перевищує 7-12 %, а БПР — 2-6 % $C_{орг}$. Доволі помітною виявилась частка інших органічних речовин, які ми не досліджували — 31-36 % $C_{орг}$.

Для поліпшення екологічного стану озер системи Опечень, як і інших малих водойм, що знаходяться в межах м. Києва, необхідно вжити низку заходів, які б унеможливили або істотно знижували надходження забруднених вод з поверхні водозбору та комунально-побутових і промислових стічних вод.

* *

1. Алтунин В.С., Белавцева Т.М. Контроль качества воды: Справочник. — М.: Колос, 1993. — 367 с.
2. Аналітична хімія поверхневих вод / Набиванець Б.Й., Осадчий В.І., Осадча Н.М., Набиванець Ю.Б. — К.: Наук. думка, 2007. — 456 с.
3. Дебейко Е.В., Рябов А.К., Набиванець Б.И. Прямое

фотометрическое определение растворимых белков в природных водах // Гидробиол. журн. — 1973. — Т. 9, № 6. — С. 109-113.

4. Денисова А.И., Нахшина Е.П., Новиков Б.И., Рябов А.К. Донные отложения водохранилищ и их влияние на качество воды. — К.: Наук. думка, 1987. — 164 с.
5. Жежеря В.А., Линник П.М., Жежеря Т.П. Особенности миграции и трансформации биогенных речовин і сполук металів у воді р. Либідь (м. Київ) // Наук. пр. УкрНДГМІ. — 2014. — Вип. 266. — С. 45-57.
6. 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.
7. Линник П.М., Морозова А.О. Десорбция сполук азоту, фосфору і заліза з донних відкладів за дії різних чинників // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія: Наук. зб. — К.: ВГЛ "Обрії", 2006. — Т.10. — С. 73-81.
8. Линник П.Н., Васильчук Т.А., Зубенко И.Б. Роль донных отложений во вторичном загрязнении водной среды водохранилищ органическими веществами и тяжелыми металлами // Химия и технология воды. — 1999. — Т. 21, № 1. — С. 30-46.
9. Линник П.М., Жежеря Т.П. Особенности миграции та розподілу силіцію між різними формами знаходження у поверхневих водних об'єктах різного типу // Наук. пр. УкрНДГМІ. — 2013. — Вип. 264. — С. 24-33.
10. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / В.Д. Романенко, В.М. Жукинський, О.П. Оксіюк та ін. — К.: Символ-Т, 1998. — 28 с.
11. Морозова А.А. Абиотические факторы водной среды и их роль в формировании режима и динамики биогенных веществ в замкнутых водоемах // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біол., Спецвипуск: Гідроекологія. — 2015. — № 3-4 (64). — С. 480-484.
12. Пат. 75995 Україна, МПК⁵¹ (2012.01) G 01 N 1/00 Модифікований батометр-склянка; Жежеря В.А.; винахідник Жежеря В.А., власник Інститут гідробіології НАН України. — № u 2012 05246; заяв. 27.04.2012; опубл. 25.12.12, Бюл. № 24.
13. Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши / Под ред. А.Д. Семенова. — Л.: Гидрометеиздат, 1977. — 542 с.
14. СанПиН №4630-88. Санитарные правила и нормы охраны поверхностных вод от загрязнения. — М.: Минздрав СССР, 1988. — 69 с.
15. Строганов Н.С., Бузинова Н.С. Практическое руководство по гидрохимии. — М.: Изд-во Московского ун-та, 1980. — С. 84-89.
16. Хендерсон-Селлерс Б., Маркленд Х.Р. Умирающие озера. Причины и контроль антропогенного эвтрофирования; пер. с англ. — Л.: Гидрометеиздат, 1990. — 280 с.
17. Ekeröth N., Kononets M., Walve J., Blomqvist S., Hall P.O.J. Effects of oxygen on recycling of biogenic elements from sediments of a stratified coastal Baltic Sea basin // J. Mar. Systems. — 2016. — Vol. 154. — P. 206-219.
18. Gałczyńska M., Kot M. Influence of anthropopression on concentration of biogenic compounds in water of

- small ponds in farmland // *J. Elementol.* – 2010. – Vol. 15, N 1. – P. 53-63.
19. Hou D., He J., Lü Ch., Sun Y., Zhang F., Otgonbayar Kh. Effects of environmental factors on nutrients release at sediment-water interface and assessment of trophic status for a typical shallow lake, Northwest China // *The Scientific World Journal.* – 2013. – Vol. 2013. – Article ID 716342. – 16 p. (<http://dx.doi.org/10.1155/2013/716342>).
 20. Kowalczywska-Madura K., Gołdyn R., Dondajewska R. The bottom sediments of Lake Uzarzewskie – a phosphorus source or sink? // *Oceanological and Hydrobiological Studies.* – 2010. – Vol. 39, N 3. – P. 81-91.
 21. Linnik P.M., Zubenko I.B. Role of bottom sediments in the secondary pollution of aquatic environments by heavy-metal compounds // *Lakes and Reservoirs: Research and Management.* – 2000. – Vol. 5, N 1. – P. 11-21.
 22. Linnik P.N., Ivanechko Ya.S., Linnik R.P., Zhezherya V.A. Systematic features in the study of humic substances in natural surface waters // *J. Water Chem. and Technol.* – 2013. – Vol. 35, N 6. – P. 295-304.
 23. Linnik P.N., Zhezherya V.A., Ivanechko Ya.S., Linnik R.P. Humic substances and their role in migration of metals in the high colored surface waters: the case study of rivers of the Pripyat' river basin // *Russian Journal of General Chemistry.* – 2014. – Vol. 84, N 13. – P. 2572-2587.
 24. 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.
 25. Perkins R.G., Underwood G.J.C. The potential for phosphorus release across the sediment water interface in an eutrophic reservoir dosed with ferric sulphate // *Wat. Res.* – 2001. – Vol. 35, N 6. – P. 1399-1406.
 26. Sobczyński T. The effects of abiotic conditions on release of biogenic substances from bottom sediments // *Oceanological and Hydrobiological Studies.* – 2009. – Vol. 38, N 1. – P. 45-53.
 27. Surridge B.W.J., Heathwaite A.L., Baird A.J. The release of phosphorus to porewater and surface water from river riparian sediments // *J. Environ. Quality.* – 2007. – Vol. 36, N 5. – P. 1534-1544.
 28. Wang Ch., Morrison R.J. Phosphorus speciation and changes with depth in the sediment of Lake Illawarra, New South Wales, Australia // *Environ. Earth Sci.* – 2014. – Vol. 71, N 8. – P. 3529-3541.

Інститут гідробіології НАН України, Київ

Линник П.Н., Жежеря В.А., Жежеря Т.П., Иванечко Я.С., Ігнатенко І.І.

Гидрохимический режим озер системы Опечень (г. Киев)

Обобщены и обсуждены результаты исследований некоторых составляющих гидрохимического режима озер системы Опечень, в частности состояния их кислородного режима, содержания и пространственно-временного распределения биогенных элементов и растворенных органических веществ. Приведены результаты исследования растворенных органических веществ и соотношения легко- и трудноокисляемых соединений, а также их отдельных групп (гумусовых веществ, углеводов и белково-подобных веществ).

Ключевые слова: растворенный кислород, биогенные элементы, растворенные органические вещества, загрязнение, озера системы Опечень.

Linnik P.N., Zhezherya V.A., Zhezherya T.P., Ivanechko Ya.S., Ignatenko I.I.

Hydrochemical regime of system Opechen' lakes (Kiev City)

The results of studies of some components of the hydrochemical regime of system Opechen' lakes, particularly the state of oxygen regime, content and spatial and temporal distribution of nutrients and dissolved organic substances are summarized and discussed. The results of studies of dissolved organic substances and ratio of their easily and difficult-oxidizable compounds as well as individual groups (humic substances, carbohydrates and protein-like compounds) are given.

Keywords: dissolved oxygen, nutrients, dissolved organic matter, contamination, system Opechen' lakes.