

ЕКОЛОГІЧНА ФІЗІОЛОГІЯ І БІОХІМІЯ ВОДНИХ РОСЛИН

УДК 582.26:546.3/7

О.О. ПАСІЧНА, к. б. н., ст. наук. співроб., ст. дослідник,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: ecorasichna@gmail.com
ORCID 0009-0008-4297-5291

П.Д. КЛОЧЕНКО, д. б. н., проф., завідувач відділу,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: pklochenko@ukr.net
ORCID 0000-0003-4886-6746

Г.В. ХАРЧЕНКО, к. б. н., наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
ORCID 0000-0002-6102-2129

В.А. ЖЕЖЕРЯ, к. геогр. н., ст. наук. співроб., ст. дослідник,
Український гідрометеорологічний інститут ДСНС України і НАН України,
просп. Науки, 37, Київ, 03028, Україна,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: zhezheryava1981@gmail.com
ORCID 0000-0002-1128-5270

М.О. ПЛАТОНОВ, к. б. н., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: n.platonov73@gmail.com
ORCID 0009-0008-4075-4604

Л.О. ГОРБАТЮК, к. т. н., ст. наук. співроб., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: ludmila.horbatyuk@gmail.com
ORCID 0009-0004-0481-1027

Ц и т у в а н н я: Пасічна О.О., Клоченко П.Д., Харченко Г.В., Жежеря В.А., Платонов М.О., Горбатюк Л.О., Годлевська О.О. Особливості накопичення важких металів мікроводоростями та їх роль у детоксикації водного середовища. *Гідробіол. журн.* 2026. Т. 62, № 5. С. 43—57.

О.О. ГОДЛЕВСЬКА, к. фіз.-мат. н., доцент,
Національний університет біоресурсів і природокористування України,
вул. Героїв Оборони, 15, Київ, 03041, Україна
e-mail: godlevok@gmail.com
ORCID 0000-0001-9446-1112

ОСОБЛИВОСТІ НАКОПИЧЕННЯ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ МІКРОВОДОРОСТЯМИ ТА ЇХ РОЛЬ У ДЕТОКСИКАЦІЇ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА

Встановлено, що планктонні та епіфітні мікроводорості водойм Національного природного парку «Голосіївський» (м. Київ, Україна) здатні накопичувати значну кількість важких металів, сприяючи очищенню та детоксикації води. Фітопланктон і фітоепіфітон характеризуються високими коефіцієнтами біологічного накопичення металів, що визначаються їхніми структурно-функціональними та екологічними особливостями і концентрацією металів у воді. За величиною коефіцієнтів накопичення складено ряд металів: $Fe > Mn > Zn > Ni > Cu, Cr > Co, Pb$. Накопичення металів у фітоепіфітоні вищих водних рослин різних екологічних груп залежить від еколого-морфологічних характеристик рослин-субстратів і розподілу біодоступних розчинних форм металів у товщі води. Результати досліджень підтверджують високий потенціал мікроводоростей для біологічного очищення водного середовища від важких металів.

Ключові слова: фітопланктон, фітоепіфітон, важкі метали, акумуляція, коефіцієнти біологічного накопичення, водойми, детоксикація, біологічне очищення води, Національний природний парк «Голосіївський».

Забруднення навколишнього середовища важкими металами є глобальною загрозою як для наземних, так і для водних екосистем [12, 29]. Високі концентрації металів можуть надходити у водойми з неочищеними стічними водами промислових підприємств, зокрема пов'язаних з гірничодобувною промисловістю, виробництвом акумуляторів, фарб, барвників, косметики, хімічних добрив тощо [29, 30]. Серед зазначених політантів особливо токсичними та канцерогенними вважають ртуть (Hg), кадмій (Cd) і свинець (Pb), надходження яких у водойми створює серйозну загрозу для різних видів гідробіонтів [30]. До металів, небезпечних для живих організмів, належить також і хром (Cr) [21]. Інші важкі метали, такі як Fe, Mn, Cu, Zn, Co і Ni, у низьких (мікрограмових) концентраціях необхідні для перебігу основних біохімічних процесів у живих організмах, однак у підвищених концентраціях вони також проявляють токсичний вплив [21, 25]. Важкі метали не здатні до біорозкладу, тому внаслідок їхнього накопичення первинними продуцентами й подальшої біомагніфікації в трофічних ланцюгах можуть надходити до організму людини, спричиняючи різні захворювання, зокрема генетичні та онкологічні [24, 31].

У зв'язку з вищезазначеним особливої актуальності набуває розробка ефективних методів видалення важких металів зі стічних та природних вод. Традиційні, переважно хімічні методи очищення водного середовища від важких металів, такі як електролітичні технології, хімічна екстракція, фільтрація, йонний обмін, осадження, адсорбція, коагуляція та

гідроліз, мають певні недоліки, серед яких низька ефективність і висока собівартість при використанні у великих масштабах [8, 9, 28].

Водночас низкою досліджень показано, що біологічні методи очищення вод, які базуються на сорбції металів мікрководоростями, є достатньо простими, ефективними, економічно вигідними та екологічно безпечними і можуть застосовуватись як для стічних вод, так і для природних водойм [8, 9, 20, 29]. Тому важливого значення набувають дослідження особливостей накопичення металів мікрководоростями, що належать до різних екологічних груп.

У ставках Національного природного парку (НПП) «Голосіївський», які зазнають значного антропогенного впливу зі сторони мегаполіса (м. Києва), виявлені підвищені концентрації речовин різної хімічної природи, зокрема і важких металів [11]. У зв'язку з цим мета цієї роботи полягала у визначенні особливостей накопичення металів водоростями планктону та епіфітону у зазначених водоймах, а також у оцінці їхньої біоаккумуляційної та детоксикаційної здатності.

Матеріал і методика досліджень

Відбір проб фітопланктону проводили влітку 2023 р. зі ставків НПП «Голосіївський»: Горіховатського № 4, Дідорівського № 4 та Китаївського № 4, які відносяться до трьох різних каскадів водойм парку (відповідно Горіховатського, Дідорівського та Китаївського), що відрізняються за ступенем антропогенного впливу. Карту-схему району дослідження наведено у роботі [11].

Відбір проб фітоепіфітону проводили на Горіховатському ставку № 3 з трьох видів вищих водних рослин, які відносяться до різних екологічних груп: занурених (*Ceratophyllum demersum* L. — кушир занурений), з плаваючим на поверхні води листям (*Nuphar lutea* (L.) Smith — глечики жовті) та повітряно-водних (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. — очерет звичайний).

Для визначення таксономічної приналежності та кількісних показників розвитку планктонних водоростей проби води відбирали батометром Рутнера. Відібрані проби об'ємом 0,5 дм³ фіксували 40%-вим розчином формальдегіду з розрахунку 1:100 та згущували методом седиментації [3].

При дослідженні фітоепіфітону зразки обростають з кожної рослини відбирали за допомогою спеціальної щіточки і фіксували 40%-вим розчином формальдегіду з розрахунку 1:50 [3].

Кількісні показники розвитку планктонних та епіфітних водоростей (чисельність, біомасу) розраховували за допомогою загальноприйнятих методів [3], а їхню таксономічну приналежність наведено згідно [7].

Для визначення вмісту важких металів у фітопланктоні пробу води з поверхневого шару об'ємом 0,5—1,0 дм³ фільтрували через мембранний фільтр FIORONI (КНР) з діаметром пор 0,45 мкм. Отриману після фільтрації біомасу разом із мембранним фільтром озолювали методом «мокрого спалювання» [1]. Масу завислих речовин визначали як різницю між

масою фільтра до і після фільтрації, висушеного при 105 °С до постійної маси, з урахуванням об'єму профільтрованої проби. Фільтри зважували за допомогою аналітичних ваг AXIS ANG 200 С (Польща). Концентрацію феруму визначали фотометричним методом з використанням *o*-фенантроліну [5], мангану і хрому — хемілюмінесцентним методом [4, 22].

Для визначення вмісту важких металів в епіфітоні вищих водних рослин відібрані зразки обростань спочатку центрифугували при 5 000 об/хв протягом 15 хв. Одержану у такий спосіб біомасу водоростей висушували до повітряно-сухого стану в кімнатних умовах за температури 28 ± 4 °С, уникаючи потрапляння прямих сонячних променів, та за достатньої вентиляції. Перед взяттям наважок для подальшого аналізу біомасу водоростей досушували протягом 8 год при 70 °С у сушильній шафі. Для кислотного озолення (концентрованою азотною кислотою) рослинного матеріалу використовували мікрохвильову (НВЧ) піч MWS-2 (Berghoff, Німеччина) [6].

Для визначення концентрації у воді важких металів у розчиненій формі ($\text{Fe}_{\text{розч}}$, $\text{Mn}_{\text{розч}}$, $\text{Zn}_{\text{розч}}$, $\text{Cu}_{\text{розч}}$, $\text{Pb}_{\text{розч}}$, $\text{Ni}_{\text{розч}}$, $\text{Co}_{\text{розч}}$, $\text{Cr}_{\text{розч}}$) відібрані проби води фільтрували через нітроцелюлозні мембранні фільтри FIORONI (КНР) з діаметром пор 0,45 мкм, потім підкисляли концентрованою азотною кислотою (з розрахунку 12 см³ кислоти на 1 дм³ води) [2].

Визначення вмісту важких металів в озолоному рослинному матеріалі та концентрації розчинної форми металів у воді проводили методом оптичної емісійної спектроскопії з індуктивно-зв'язаною плазмою на оптичному емісійному спектрометрі iCAP 6300 Duo (Thermo-Fisher Corporation, США) [6].

Коефіцієнти біологічного накопичення (КБН) металів водоростями визначали як співвідношення: вміст металу в рослинному матеріалі (мг/кг сухої маси)/концентрація металу у воді (мг/дм³) [13].

Статистичну обробку одержаних даних (розрахунок середнього значення та стандартного відхилення ($M \pm m$) з 3—4 визначень) проводили за допомогою програми MS Excel 2016.

Результати досліджень та їх обговорення

Мікрроводорості — це різноманітна група одноклітинних і колоніальних фотосинтезуючих мікроорганізмів, які зустрічаються у морських та прісноводних екосистемах. Вони є первинними продуцентами у гідроекосистемах та основним кормом для риб і безхребетних [31]. Мікрроводорості характеризуються значною фотосинтетичною активністю, простотою будови, швидким ростом та невибагливістю до умов навколишнього середовища. Вони здатні витримувати абіотичні стреси, такі як підвищені концентрації важких металів у водному середовищі, різкі перепади температур і дефіцит поживних речовин [9, 21]. Такі характеристики дають мікрроводоростям можливість рости і розмножуватись за широкого різноманіття умов навколишнього середовища. Завдяки цьому вони широко розповсюджені у різнотипних водоймах [29].

Досить часто у водній товщі домінуючою групою як за чисельністю, так і за біомасою є представники відділу Cyanoprokaryota, масовий розвиток яких викликає так зване «цвітіння» води. У фітопланктоні досліджуваних водойм НПП «Голосіївський» у період відбору проб теж домінував представник Cyanoprokaryota — *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs.

Слід зазначити, що в науковій літературі наявні лише окремі відомості щодо накопичення важких металів планктонними водоростями природних водойм, що, ймовірно, пов'язано зі складністю підготовки проб і визначення вмісту металів у цих організмах [13].

Дослідження вмісту важких металів у фітопланктоні водойм НПП «Голосіївський» показало, що найбільшу кількість феруму і мангану накопичували водорості з Горіховатського ставка № 4 (відповідно 17 700 і 6600 мкг/г сухої маси). Найменший вміст Fe і Mn виявлено у водоростях з Дідорівського ставка № 4 (1850 і 1700 мкг/г сухої маси) (рис. 1, а). Найвищим вмістом хрому також характеризувався фітопланктон Горіховатського ставка № 4 (144 мкг/г сухої маси), який більш ніж утричі перевищував вміст Cr у водоростях Дідорівського ставка № 4 та Китаївського ставка № 4 (рис. 1, б).

Встановлено, що найвищими КБН досліджуваних металів характеризувався фітопланктон Горіховатського ставка № 4 (в середньому КБН металів планктонними водоростями тут становили: Fe — 224 051, Mn — 104 762, Cr — 11 429 (рис. 2)), що, вочевидь, зумовлено найбільшим забрудненням ставків Горіховатського каскаду токсичними речовинами різної хімічної природи порівняно з іншими водоймами НПП «Голосіївський», як показали результати попередніх досліджень [11].

Оскільки доведено, що біодоступність металів для гідробіонтів, зокрема водоростей, визначається передусім концентрацією їхньої розчинної форми у водному середовищі [23, 34], було визначено вміст важких металів саме у цій формі у воді досліджуваних ставків НПП «Голосіївський». Концентрації $Fe_{розч}$, $Mn_{розч}$ та $Cr_{розч}$ у воді ставків в період відбору проб фітопланктону відображено на рисунку 3.

Невід'ємною складовою різнотипних водних екосистем, зокрема водойм м. Києва, є фітоепіфітон — угруповання водоростей, що розвиваються на вищих водних рослинах [14, 15, 19]. Водночас ця екологічна група, порівняно з фітопланктоном та фітобентосом, залишається недостатньо вивченою, зокрема потребує подальших досліджень щодо її здатності до акумуляції важких металів.

У фітоепіфітоні досліджуваних вищих водних рослин Горіховатського ставка № 3 за кількісними показниками переважали діатомові водорості. Так, в обростанні *C. demersum* за чисельністю домінували *Gomphonema truncatum* Ehrenb. і *Synedra unla* (Nitzsch) Ehrenb., а за біомасою — *Melosira varians* C. Agardh та *S. unla*. В епіфітоні *N. lutea* за чисельністю і біомасою переважав *Cocconeis placentula* Ehrenb. Цей вид домінував за чисельністю і в обростанні *Ph. australis*, тоді як основу біомаси складали *S. unla* і *C. placentula*.

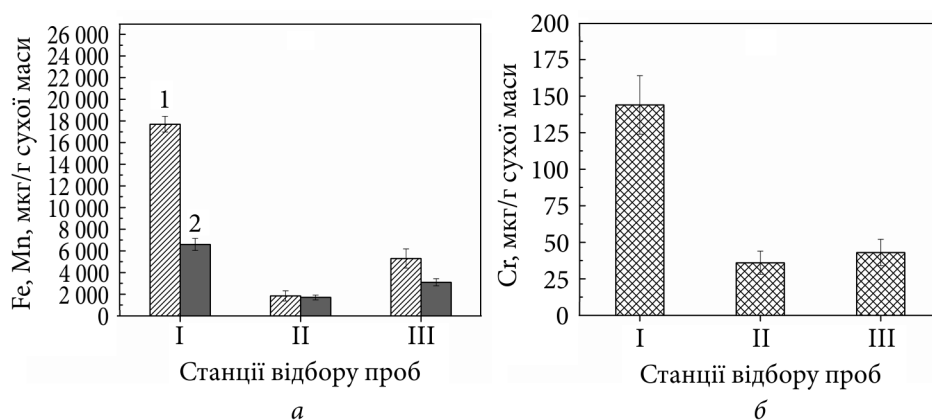


Рис. 1. Вміст важких металів у фітопланктоні ставків НПП «Голосіївський»: а — Fe (1), Mn (2); б — Cr. Тут і на рис. 2, 3: I — Горіховатський ставок № 4; II — Дідорівський ставок № 4; III — Китайський ставок № 4. $M \pm m$; $n = 3-4$

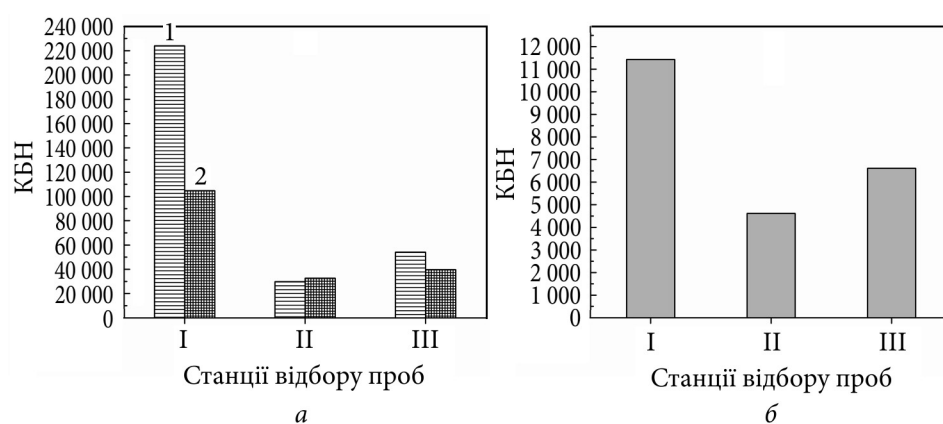


Рис. 2. Коефіцієнти біологічного накопичення важких металів фітопланктоном ставків НПП «Голосіївський»: а — Fe (1), Mn (2); б — Cr

Найбільшим рівнем накопичення феруму і мангану (відповідно 22 850 і 4260 мкг/г сухої маси) та значеннями КБН цих металів (182 800 і 52 593) характеризувався фітоепіфітон *C. demersum* (рис. 4, а, 5, а). Вміст Fe в епіфітоні *C. demersum* був приблизно вдвічі вищим, ніж вміст цього металу в епіфітоні *N. lutea* та *Ph. australis*, а Mn — в 1,8—2,4 рази вищим, ніж вміст Mn в епіфітоні *N. lutea* та *Ph. australis* (рис. 4, а). Високий рівень накопичення металів фітоепіфітоном *C. demersum* може бути пов'язаний як з більшими кількісними показниками епіфітних водоростей на *C. demersum* порівняно з рослинами інших екологічних груп, так і з відмінностями розподілу Fe і Mn в поверхневих і більш глибоких шарах води, оскільки концентрація розчинної форми цих металів у природних водах зазвичай зростає в ближчих до дна горизонтах води внаслідок літньої стратифікації [10, 33]. Також у роботі [35] показано, що саме у заростях

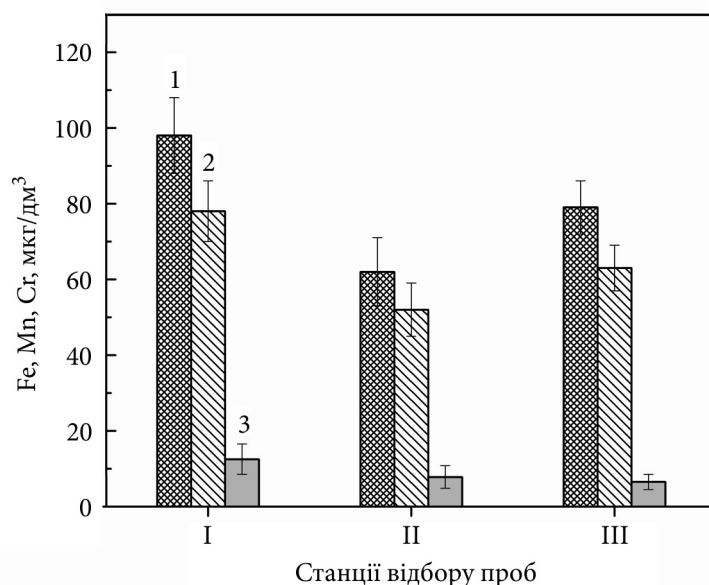


Рис. 3. Концентрація розчинної форми важких металів у воді ставків НПП «Голосіївський»: 1 — Fe, 2 — Mn, 3 — Cr

S. demersum зареєстровано вищі концентрації Fe у воді порівняно з іншими ділянками водойми.

Епіфітні водорості характеризувалися також високим вмістом цинку, який знаходився в межах 423—882 мкг/г сухої маси (рис. 4, б). Найбільший вміст цинку (882 мкг/г сухої маси) та найвищі значення КБН цього металу (в середньому 20 045) були встановлені для фітоепіфітону *N. lutea* (рис. 4, б, 5, б).

Водорості епіфітону накопичували в значній мірі купрум (68,0—132,3 мкг/г сухої маси) і нікель (34,3—82,4), дещо менше — хром (26,7—48,9), плумбум (21,9—27,5) і кобальт (9,9—18,3 мкг/г сухої маси) (див. рис. 4, б, в, г). КБН цих металів у фітоепіфітоні становили: Cu — 3011—5854, Ni — 3895—9364, Cr — 2567—4702, Pb — 2804—3531 і Co — 2676—4935 (див. рис. 5, б, в). При цьому найбільший вміст таких металів, як Zn, Cu, Ni, Co та найвищі значення їхніх КБН були характерні для фітоепіфітону *N. lutea*. Це може бути пов'язано з меншою щільністю епіфітону на рослинах з плаваючим листям порівняно із зануреними рослинами [17, 18], що забезпечує кращий контакт поверхні водоростей з водним середовищем. Існують відомості про те, що у щільних обростаннях внутрішні шари мають обмежений контакт з водним середовищем і тому поглинання ними як поживних речовин, так і важких металів утруднюється [16]. Вірогідної різниці у накопиченні Pb фітоепіфітоном на вищих водних рослинах з різних екологічних груп нами не виявлено (див. рис. 4, г).

Накопичення таких металів, як Cu, Ni, Co епіфітоном *Ph. australis* було менш інтенсивним порівняно з накопиченням металів у епіфітоні

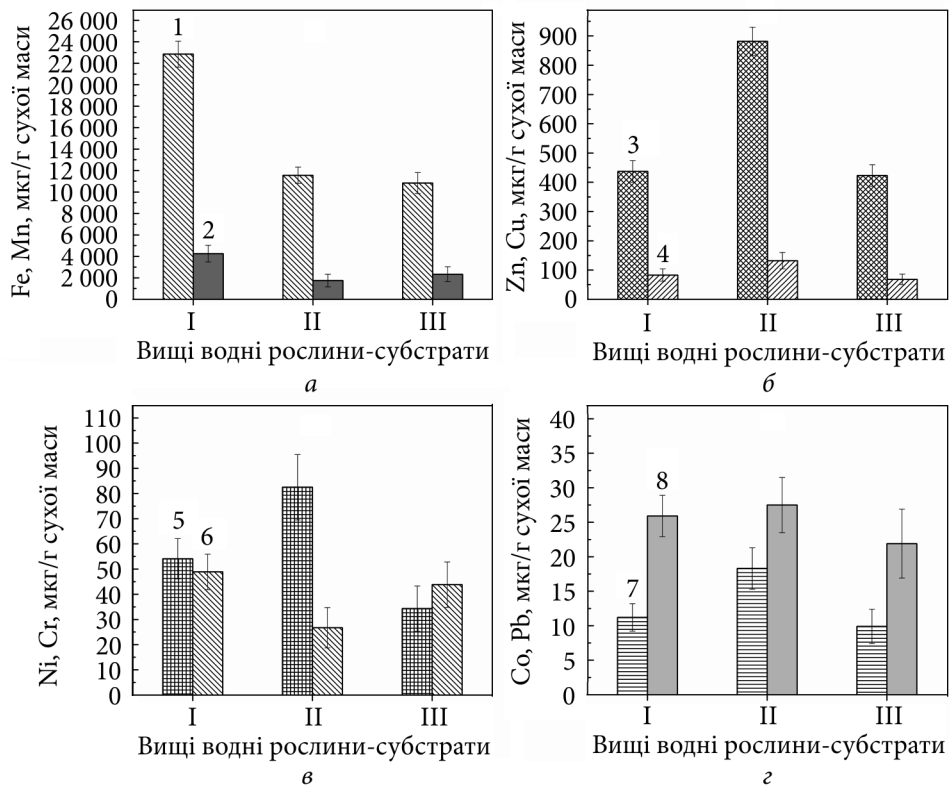


Рис. 4. Вміст важких металів в епіфітоні вищих водних рослин: а — Fe (1), Mn (2); б — Zn (3), Cu (4); в — Ni (5), Cr (6); г — Co (7), Pb (8). Тут і на рис. 5: I — *Ceratophyllum demersum*, II — *Nuphar lutea*, III — *Phragmites australis*. $M \pm m$; $n = 3-4$

інших досліджуваних вищих водних рослин, можливо, внаслідок зменшення проточності і застою води у заростях повітряно-водних рослин.

Загалом, за величиною КБН у фітоепіфітоні на вищих водних рослинах досліджувані метали можна розташувати у такому ряду: Fe > Mn > Zn > Ni > Cu, Cr > Co, Pb.

Найбільші КБН у фітопланктоні та фітоепіфітоні були для феруму (відповідно 29 839—224 051 і 86 720—182 800) та мангану (32 692—104 762 і 21 605—52 593) (рис. 2, а, 5, а), дещо менші — для цинку (9618—20 045 — для фітоепіфітону) (див. рис. 5, б). Інші досліджувані метали (Ni, Cu, Cr, Co, Pb) характеризувалися значно нижчими значеннями КБН в епіфітоні (див. рис. 2, б, 5 б, в), що, ймовірно, зумовлено як особливостями біологічної ролі окремих металів для рослинних організмів, так і їхньою концентрацією у воді. Зокрема, високий рівень накопичення Fe і Mn може бути пов'язаний зі значною роллю цих металів у перебігу фізіолого-біохімічних процесів у клітинах водоростей [27], а також із їх порівняно високими концентраціями у воді (рис. 3 і 6).

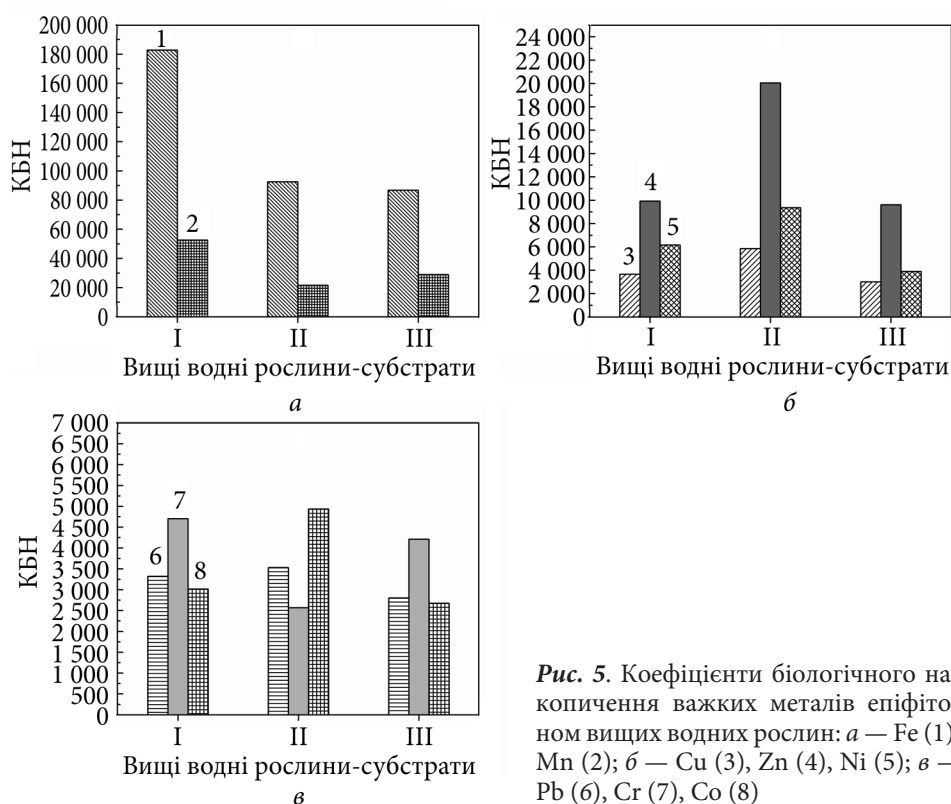


Рис. 5. Коефіцієнти біологічного накопичення важких металів епіфітом вищих водних рослин: *а* — Fe (1), Mn (2); *б* — Cu (3), Zn (4), Ni (5); *в* — Pb (6), Cr (7), Co (8)

Отже, в результаті проведених досліджень встановлено, що мікроводорості планктону та епіфітону на вищих водних рослинах з різних екологічних груп у водоймах НПП «Голосіївський» здатні накопичувати і концентрувати значну кількість важких металів (Fe, Mn, Zn, Cu, Co, Cr, Ni, Pb) з водного середовища, призводячи до його очищення та детоксикації. Отримані високі значення КБН металів свідчать про значний потенціал мікроводоростей щодо видалення важких металів з водного середовища, що, очевидно, зумовлено великою відносною площею поверхні їхніх клітин, яка забезпечує значний контакт з водою [20, 21, 30]. Важливу роль у процесах зв'язування металів відіграє також структура клітинної стінки водоростей, зокрема наявність численних функціональних груп на її поверхні [29].

Механізми накопичення металів мікроводоростями з водного середовища включають два основні етапи: біосорбцію та біоаккумуляцію [9, 32]. Біосорбція — це початкова швидка, оборотна та пасивна адсорбція металів на поверхні клітин, що відбувається завдяки взаємодії йонів з функціональними групами клітинної стінки. Біоаккумуляція, зі свого боку, є повільним, здебільшого незворотним, активним (енергозатратним) процесом, який забезпечує поглинання і транспортування важких металів всередину клітин з подальшим їх зв'язуванням з внутрішньоклітинними сполуками та/або утриманням органелами [9, 20, 31].

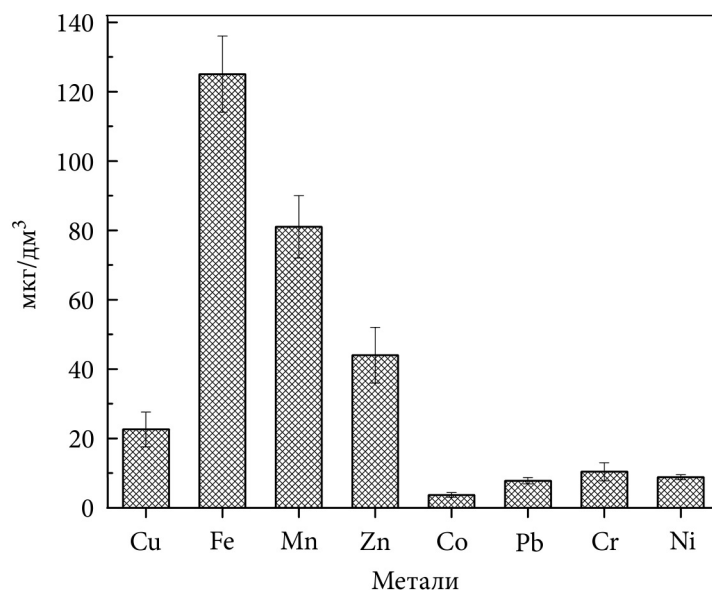


Рис. 6. Концентрація розчинної форми важких металів у воді Горіховатського ставка № 3, де проводили відбір фітоепіфітону

Значна роль клітинної стінки мікрободоростей у процесах біосорбції металів зумовлена тим, що вона є межею між водним середовищем та цитоплазмою. Клітинна стінка складається переважно з полісахаридів, ліпідів і білків та містить велику кількість функціональних груп, зокрема карбоксильну (-COOH), гідроксильну (-OH), фосфатну (-PO₃), аміногрупу (-NH₂) та сульфгідрильну (-SH), які надають поверхні клітини загальний негативний заряд і забезпечують високу здатність до зв'язування катіонів металів [20, 21, 32].

Важкі метали, при надходженні у клітини водоростей у високих концентраціях, справляють токсичний вплив на фізіолого-біохімічні процеси (ріст, фотосинтез, синтез білків, ліпідів, нуклеїнових кислот та пігментів тощо), а також спричиняють ультраструктурні зміни в клітинах [26, 30, 31]. Важкі метали можуть індукувати утворення активних форм кисню, які викликають окиснювальне пошкодження білків, ліпідів та тілових пептидів [31]. Через це у мікрободоростей наявні детоксикаційні механізми, що зменшують проникнення металів у клітини та забезпечують їхнє внутрішньоклітинне зв'язування. Ці механізми включають хелатування та іммобілізацію важких металів усередині клітин, активацію антиоксидантної системи, а також генетичну регуляцію транспорту і гомеостазу металів та енергетичного метаболізму клітин [21, 30]. Встановлено, що детоксикація металів водоростями здійснюється такими шляхами, як переведення їх у менш токсичні форми через осадження у вигляді карбонатів, фосфатів та сульфідів; зв'язування зі специфічними внутрішньоклітинними сполуками, зокрема з металотіонеїнами та фіто-

хелатинами; транспортування і секвестрування у певних клітинних компартментах (поліфосфатні тільця, вакуолі), а також виведення металів назад у розчин шляхом активного транспорту через ефлюкс-насоси [20, 21, 28]. Для протидії вільним радикалам, що утворюються під час накопичення важких металів, мікроводорості синтезують антиоксидантні ферменти, такі як аскорбатпероксидаза, каталаза, глутатіонредуктаза, пероксидаза та супероксиддисмутаза, а також неферментативні антиоксиданти, включаючи каротиноїди, токоферолі, цистеїн, аскорбінову кислоту, глутатіон та пролін [21, 30]. Продуктування позаклітинних полісахаридів розглядають як додатковий механізм захисту мікроводоростей від надмірного надходження важких металів у клітини [30].

При порівнянні КБН металів у фітопланктоні та фітоепіфітоні можна відмітити, що в першого угруповання водоростей здебільшого значення КБН є вищими. Це, очевидно, пов'язано з великою площею контакту поверхні клітин планктонних водоростей з водним середовищем, тоді як доступ розчинених у воді поживних речовин та металів до внутрішніх шарів епіфітону дещо обмежений [16]. До того ж планктонні водорості здатні до добової міграції, на відміну від зелених нитчастих водоростей та фітоепіфітону. Ця властивість планктонних водоростей забезпечує їхній контакт з різними ділянками водного середовища та сприяє накопиченню значної кількості металів.

Виявлені високі значення КБН металів мікроводоростями (від сотень і тисяч (для Zn, Cr, Cu, Ni, Pb, Co) до десятків тисяч (для Fe і Mn)) підтверджують доцільність їхнього використання у технологічних процесах, пов'язаних з видаленням важких металів зі стічних та забруднених природних вод. Висока ефективність та низька вартість такої очистки зумовлені тим, що біомаса мікроводоростей є дешевою та легкодоступною, оскільки вони характеризуються швидким ростом та невибагливістю до умов навколишнього середовища. Цьому також сприяє їхня майже цілорічна вегетація у водоймах, висока швидкість поглинання металів з водного середовища, велика відносна площа поверхні клітин та значна стійкість до впливу підвищених концентрацій металів, яка забезпечується широким спектром позаклітинних і внутрішньоклітинних механізмів, спрямованих на їх детоксикацію [8, 9, 20, 21].

Перевагами використання мікроводоростей у процесах очищення води є їхня здатність до одночасного вилучення кількох важких металів, а також можливість подальшого відновлення як біомаси водоростей, так і самих металів (шляхом десорбції, кислотної екстракції або термічної обробки), що дає можливість для повторного використання біомаси або безпечної утилізації металів. Крім того, біосорбція не вимагає використання агресивних хімікатів і тому є екологічно безпечною. Також мікроводорості, крім біоремедіації, можна використовувати ще у певних біотехнологічних процесах, зокрема виробництві біопалива, біодобрива та біовугілля [9, 29]. Окрім зниження концентрації важких металів у стічних і природних водах, мікроводорості сприяють продукуванню кисню в процесі фотосинтезу, використовують CO₂ для росту, а також засвоюють

як органічні, так і неорганічні форми азоту, що призводить до зниження його концентрації у водному середовищі [9]. Проте використання біосорбції для видалення важких металів також має деякі недоліки, серед них швидке насичення активних центрів на поверхні клітин водоростей та оборотна сорбція металів на місцях зв'язування, що призводить до їхнього повторного переходу у водне середовище за певної зміни його фізико-хімічних умов [29].

Відомо [21], що як живі клітини, так і відмерла біомаса мікробіодоростей можуть використовуватися як біосорбенти. Основними перевагами застосування відмерлої біомаси є те, що неживі клітини водоростей не потребують жодних поживних речовин або специфічних умов навколишнього середовища і можуть бути ефективними в широкому діапазоні змін його параметрів, таких як температура, рН тощо. Крім того, вони придатні до тривалого зберігання, регенерації та повторного використання [20, 29].

Загалом, видалення важких металів з водного середовища з використанням мікробіодоростей є екологічно безпечним процесом, ефективність якого може бути підвищена завдяки подальшому вивченню основних механізмів біосорбції та біоаккумуляції. Крім того, зростання ефективності очищення води можливе шляхом застосування різних стратегій, зокрема іммобілізації клітин водоростей, створення водоростевих консорціумів та проектування нанокомпозитних матеріалів на основі мікробіодоростей [12].

Висновки

Встановлено, що досліджувані водорості планктону та епіфітону у водоймах НПП «Голосіївський» здатні накопичувати значну кількість важких металів (Fe, Mn, Zn, Cu, Ni, Cr, Pb, Co) з водного середовища. Висока інтенсивність процесів біосорбції та біоаккумуляції, вочевидь, зумовлена великою відносною площею поверхні їхніх клітин, що забезпечує значний контакт з водним середовищем, а також особливостями будови клітинної оболонки.

Показано, що фітопланктон та фітоепіфітон характеризуються високими значеннями коефіцієнтів біологічного накопичення важких металів, які визначаються як структурно-функціональними та екологічними характеристиками водоростей, так і біологічним значенням металів та їхньою концентрацією у воді. Загалом за величиною коефіцієнтів біологічного накопичення у водоростях складено такий ряд металів: $Fe > Mn > Zn > Ni > Cu, Cr > Co, Pb$.

Встановлено, що фітоепіфітон вищих водних рослин, які відносяться до різних екологічних груп (занурені, з плаваючим на поверхні води листям та повітряно-водні), характеризується різним вмістом важких металів і відповідними значеннями коефіцієнтів біологічного накопичення. Це, ймовірно, зумовлено як відмінностями у структурі угруповань епіфітних водоростей і еколого-морфологічними особливостями рослин-

субстратів, так і закономірностями розподілу найбільш біодоступних розчинних форм досліджуваних металів у товщі води.

Накопичення мікроводоростями значної кількості важких металів, наявність ефективних механізмів зв'язування їхніх найбільш токсичних розчинних форм, а також іммобілізація та секвестрування металів у певних клітинних структурах призводять до зниження їхньої концентрації у водному середовищі, а отже, до його очищення та детоксикації. Такі властивості забезпечують відносну стійкість мікроводоростей до впливу важких металів і, в поєднанні з іншими їхніми характеристиками (широкий ареал, майже цілорічна вегетація, невибагливість до умов навколишнього середовища, високі коефіцієнти біологічного накопичення), дозволяють рекомендувати їх для розробки економічно доцільних та екологічно обґрунтованих методів очищення природних і стічних вод, забруднених важкими металами.

Список використаної літератури

1. Бок Р. Методы разложения в аналитической химии / Р. Бок.: пер. с англ. / [под ред. А.И. Бусева и Н.В. Трофимова]. Москва: Химия, 1984. 432 с.
2. Інструкція з відбирання, підготовки проб води і ґрунту для хімічного та гідробіологічного аналізу гідрометеорологічними станціями і постами. Затверджено наказом ДСНС України № 30 від 19.01.2016 р. <https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/v0030388-16#Text>
3. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / За ред. В.Д. Романенка. НАН України. Ін-т гідробіології. Київ: Логос, 2006. 408 с.
4. Набиванець Б.И., Линник П.Н., Калабина Л.В. Кинетические методы анализа природных вод. Киев: Наук. думка, 1981. 140 с.
5. Набиванець Б.Й., Осадчий В.І., Осадча Н.М., Набиванець Ю.Б. Аналітична хімія поверхневих вод. Київ: Наук. думка, 2007. 456 с.
6. Національний Ботанічний сад ім. М.М. Гришка: ЦККП «СЦЕА». www.nbg.kiev.ua/scientific_activity/scea/
7. Разнообразие водорослей Украины / Под. ред. С.П. Вассера, П.М. Царенко. *Альгология*. 2000. Т. 10, № 4. 309 с.
8. Ali S.S., Hassan L.H.S, El-Sheekh M. Microalgae-mediated bioremediation: current trends and opportunities-a review. *Arch. Microbiol.* 2024. Vol. 206, N 8. Art. 343.
9. Chakravorty M., Nanda M., Bisht B. et al. Heavy metal tolerance in microalgae: Detoxification mechanisms and applications. *Aquat. Toxicol.* 2023. Vol. 260. Art. 106555.
10. Coutelot F., Kaplan D.I., Kersting A.B. et al. Effect of seasonal anoxia on geochemical cycling in a stratified pond: comparison to cooler pond conditions 40 years ago. *Sci. Total Environ.* 2025. Vol. 976. Art. 179337.
11. Gorbatiuk L.O., Pasichna O.O., Klochenko P.D. et al. Content of pollutants and their potential toxicity in the water bodies of the «Golosiyivsky» National Nature Park (Ukraine). *Hydrobiol. J.* 2025. Vol. 61, N 2. P. 61—74.
12. Goswami R.K., Agrawal K., Shah M. P., Verma P. Bioremediation of heavy metals from wastewater: a current perspective on microalgae-based future. *Lett. Appl. Microbiol.* 2022. Vol. 75, N 4. P. 701—717.
13. Ismail M.M., El Zokm G.M. Evaluation of the response of phytoplankton communities to heavy metal stresses using multi-statistical approaches, Alexandria coast, Egypt. *Intern. J. Environ. Sci. Technol.* 2023. Vol. 20. P. 13595—13608.
14. Kharchenko G.V., Shevchenko T.F., Klochenko P.D. Comparative characteristics of phytoepiphyton of water bodies of Kiev. *Hydrobiol. J.* 2009. Vol. 45, N 5. P. 15—23.
15. Klochenko P.D., Kharchenko G.V., Shevchenko T.F. Peculiarities of the distribution of epiphyton algae in water bodies of Kiev. *Ibid.* 2012. Vol. 48, N 3. P. 39—51.

16. Klochenko P.D., Kharchenko G.V., Zubenko I.B., Shevchenko T.F. Some peculiarities of accumulation of heavy metals by macrophytes and epiphyton algae in water bodies of urban territories. *Ibid.* 2007. Vol. 43, N 6. P. 46—57.
17. Klochenko P., Shevchenko T. Distribution of epiphytic algae on macrophytes of various ecological groups (the case study of water bodies in the Dnieper River basin). *Oceanol. Hydrobiol. St.* 2017. Vol. 46, Iss. 3. P. 283—293.
18. Klochenko P.D., Shevchenko T.F., Kharchenko G.V. Epiphyton algae of the water bodies of the Golosiyivsky National Nature Park (Ukraine). *Hydrobiol. J.* 2022. Vol. 58, N 3. P. 15—28.
19. Klochenko P.D., Shevchenko T.F., Vasilchuk T.A. et al. On the ecology of phytoepiphyton of water bodies of the Dnieper river basin. *Ibid.* 2014. Vol. 50, N 3. P. 41—54.
20. Kumar K.S., Dahms H.-U., Won E.-J. et al. Microalgae — a promising tool for heavy metal remediation. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 2015. Vol. 113. P. 329—352.
21. Leong Y.K., Chang J.-Sh. Bioremediation of heavy metals using microalgae: recent advances and mechanisms. *Bioresour. Technol.* 2020. Vol. 303. Art. 122886.
22. Linnik P.N., Leshchinskaya A.A., Nabivanets B.I. Methodology for investigating coexisting forms of chromium in natural waters. *Hydrobiol. J.* 1989. Vol. 25, N 2. P. 91—96.
23. Linnik P.N., Zhezherya V.A., Linnik R.P. Lability of metals in surface waters as the main characteristics of their potential bioavailability (a review). *Ibid.* 2018. Vol. 54, N 6. P. 3—26.
24. Pasichna O.O. Use of macrophytes for biomonitoring and purification of the aquatic environment at combined pollution by heavy metals. *Ibid.* 2013. Vol. 49, N 6. P. 72—79.
25. Pasichna O.O. Content of pigments in *Cladophora glomerata* under the influence of copper (II) and manganese (II) ions in the aquatic environment. *Ibid.* 2017. Vol. 53, N 1. P. 60—68.
26. Pasichnaya Ye.A. Toxicity of copper for hydrophytes: Accumulation, effects on photosynthesis, respiration and pigment system (a review). *Ibid.* 2002. Vol. 38, N 4. P. 103—118.
27. Ray S., Singh P.K., Mankotia S. et al. Iron homeostasis in plants and its crosstalk with copper, zinc, and manganese. *Plant Stress.* 2021. Vol. 1. Art. 100008.
28. Salama El.-S., Roh H.-S., Dev S. et al. Algae as a green technology for heavy metals removal from various wastewater. *World J. Microbiol. Biotechnol.* 2019. Vol. 35, N 5. Art. 75.
29. Spain O., Plöhn M., Funk Ch. The cell wall of green microalgae and its role in heavy metal removal. *Physiol. Plant.* 2021. Vol. 173, N 2. P. 526—535.
30. Tripathi Sh., Poluri K.M. Heavy metal detoxification mechanisms by microalgae: insights from transcriptomics analysis. *Environ. Pollut.* 2021. Vol. 285. Art. 117443.
31. Xiao X., Li W., Jin M. et al. Responses and tolerance mechanisms of microalgae to heavy metal stress: a review. *Mar. Environ. Res.* 2023. Vol. 183. Art. 105805.
32. Yang X.-Y., Wei Y.-X., Su Y.-Q. et al. The strategies microalgae adopt to counteract the toxic effect of heavy metals. *Microorganisms.* 2025. Vol. 13, N 5. Art. 989.
33. Zhezherya V.A., Linnik P.M. Peculiarities of the dynamics of some elements of hydrochemical regime in small water bodies of urban territories: coexisting forms of metals. *Hydrobiol. J.* 2022. Vol. 58, N 5. P. 85—104.
34. Zhezherya V., Linnik P., Linnik R. Labile fraction of metals in water bodies with different humic substances content and component composition of dissolved organic matter. *Chemistry and Ecology.* 2026. P. 1—28. <https://doi.org/10.1080/02757540.2026.2617637>.
35. Zhezherya V.A., Zhezherya T.P. Spatial and temporal changes in the concentration of nutrients in urban water body (on the example of Lake Verbne, Kyiv). *Hydrobiol. J.* 2021. Vol. 57, N 2. P. 96—107.

Надійшла 17.02.2026

O.O. Pasichna, PhD (Biol.), Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: ecopasichna@gmail.com
ORCID 0009-0008-4297-5291

P.D. Klochenko, Dr. Sci. (Biol.), Prof., Head of Department,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: pklochenko@ukr.net
ORCID 0000-0003-4886-6746

G.V. Kharchenko, PhD (Biol.), Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: harchenkogallina@gmail.com
ORCID 0009-0002-6102-2129

V.A. Zhezhera, PhD (Geogr.), Senior Researcher,
Hydrometeorological Institute of the State Service of Emergencies of Ukraine and the
NAS of Ukraine, Nauky Avenue, 37, Kyiv, 03028, Ukraine
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: zhezherava1981@gmail.com
ORCID 0000-0002-1128-5270

M.O. Platonov, PhD (Biol.), Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: n.platonov73@gmail.com
ORCID 0009-0008-4075-4604

L.O. Gorbatiuk, PhD (Tech.), Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: ludmila.horbatiuk@gmail.com
ORCID 0009-0004-0481-1027

O.O. Godlevska, PhD (Phys. and Math.), Assoc. Prof.,
National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine,
Heroyiv Oborony str. 15, Kyiv, 03041, Ukraine
e-mail: godlevok@gmail.com
ORCID 0000-0001-9446-1112

FEATURES OF HEAVY METAL ACCUMULATION BY MICROALGAE AND THEIR ROLE IN AQUATIC ENVIRONMENT DETOXIFICATION

It has been established that planktonic and epiphytic microalgae from water bodies of the Golosiyivsky National Nature Park (Kyiv, Ukraine) are capable of accumulating significant amounts of heavy metals, thereby contributing to water purification and detoxification. Phytoplankton and phytoepiphyton are characterized by high bioconcentration factors (BCFs) for metals, which are determined by their structural, functional, and ecological characteristics, as well as by metal concentrations in the water. The metals were ranked according to their BCFs as follows: Fe > Mn > Zn > Ni > Cu, Cr > Co, Pb. Metal accumulation in the phytoepiphyton of higher aquatic plants belonging to different ecological groups depends on the ecological and morphological characteristics of the macrophyte substrates and on the distribution of bioavailable dissolved metals within the water column. These results confirm the high potential of microalgae for bioremediation of waters contaminated with heavy metals.

Keywords: *phytoplankton, phytoepiphyton, heavy metal accumulation, bioconcentration factor (BCF), water bodies, detoxification, bioremediation, the Golosiyivsky National Nature Park.*