

ЕКОЛОГІЧНА ФІЗІОЛОГІЯ І БІОХІМІЯ ВОДНИХ РОСЛИН

УДК [574.64+581.1]:581.526.3:546.3

О.О. ПАСІЧНА, к. б. н., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна,
e-mail: ecorasichna@gmail.com

Л.О. ГОРБАТЮК, к. т. н., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна,
e-mail: ludmila.horbatiuk@gmail.com

О.О. ГОДЛЕВСЬКА, к. ф.-м. н., доцент,
Національний університет біоресурсів і природокористування України,
вул. Героїв Оборони, 15, Київ, 03041, Україна,
e-mail: godlevok@gmail.com

ЗАКОНОМІРНОСТІ НАКОПИЧЕННЯ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ ВОДНИМИ МАКРОФІТАМИ ТА ПЕРСПЕКТИВИ ЇХ ВИКОРИСТАННЯ ДЛЯ БІОМОНІТОРИНГУ ТА ФІТОРЕМЕДІАЦІЇ (ОГЛЯД)

В огляді представлено результати досліджень щодо закономірностей накопичення важких металів водними макрофітами в природних та експериментальних умовах, а також розкрито механізми акумуляції та детоксикації металів рослинними організмами. Показано перспективи використання різних видів водних макрофітів для моніторингу забруднення водного середовища важкими металами та фіторемедіації природних і стічних вод.

Ключові слова: важкі метали, водне середовище, водні макрофіти, акумуляція, детоксикація, моніторинг, фіторемедіація.

Забруднення водних ресурсів важкими металами, що часто потрапляють у водойми з промисловими, сільськогосподарськими і побутовими стічними водами, негативно впливає на життєдіяльність не лише гідробіонтів, а й людей, і є значною проблемою багатьох країн світу [7, 73]. Найбільше забруднюються водойми такими металами, як Zn, Cu, Mn, Fe, Co, Pb, Cd, Hg, Ni та Cr. Зокрема, за літературними даними у воді Канівського водосховища України в середньому міститься металів у розчинній формі: Cu (II) 17,2—32,5 мкг/дм³, Zn (II) 6,8—43,5 мкг/дм³, Pb (II)

Ц и т у в а н н я: Пасічна О.О., Горбатюк Л.О., Годлевська О.О. Закономірності накопичення важких металів водними макрофітами та перспективи їх використання для біомоніторингу та фіторемедіації (огляд). *Гідробіол. журн.* 2020. Т. 56, № 5. С. 71—86.

1,9—7,5 мкг/дм³, Al (III) 7,0—127,3 мкг/дм³, Mn (II) 14,8—450 мкг/дм³, Fe (III) 132—345 мкг/дм³ [49].

На відміну від органічних забруднювальних речовин, важкі метали не зазнають деструкції і біодеградації, а перерозподіляються і мігрують між окремими компонентами водних екосистем (водою, донними відкладами, завислими речовинами, біотою) [1, 5].

Встановлено, що в будь-якій водоймі уповільненого стоку більшу частину важких металів концентрують донні відклади [7]. Це пов'язано з наявністю в них великої кількості мінеральних і органічних речовин, здатних сорбувати йони і сполуки металів [1]. Так, концентрація важких металів у поверхневому шарі (0—5 см) донних відкладів річки Дніпро (на прикладі Київського водосховища) в середньому становить: Fe — 19,8 мг/кг; Mn — 1,4 мг/кг; Cu — 28,5 мг/кг; Zn — 54,9 мг/кг; Pb — 34,8 мг/кг; Cd — 1,3 мг/кг; Cr — 34,8 мг/кг [46].

Живі організми відіграють велику роль у трансформації металів та їх сполук, зокрема, вищі водні рослини, які здатні накопичувати значну кількість металів із води і донних відкладів. Вважають, що потенційно біодоступними для гідробіонтів є метали у розчинній формі [48]. Доведено, що у період вегетації при підвищенні рН створюються сприятливі умови для адсорбції металів на поверхні завислих частинок не лише мінерального, а й органічного (фітопланктон, детрит і т.д.) походження [1, 7, 48]. Збільшення у водному середовищі частки органічних речовин — екзометаболітів фітопланктону та інших гідробіонтів — сприяє зв'язуванню важких металів у комплекси [47].

Після акумуляції металів водними рослинами, які є первинною ланкою трофічного ланцюга, відбувається їх передача до наступних ланок. Так, дослідження міграції металів по трофічних ланцюгах показали, що чим вищий був вміст цинку в рослинах *Lemna minor* L., тим більше цинку накопичувалося в рослиноїдних тваринах *Gammarus pulex* L. Споживання *G. pulex* корму з *L. minor* з високим вмістом цинку призвело до смертності піддослідних тварин [44]. В свою чергу, відмирання і розклад водних рослин та інших гідробіонтів зумовлює появу у водоймі значних концентрацій розчинних форм металів [7].

Дослідження ролі водних рослин в кругообігу металів у водоймах, здатності різних видів гідрофітів до їх акумуляції, вивчення механізмів накопичення металів та їх детоксикації в рослинних організмах дало можливість зробити відбір видів водних рослин, які є перспективними для використання з метою біомоніторингу забруднення водного середовища важкими металами, а також фітореMediaції природних і стічних вод.

Закономірності накопичення важких металів водними макрофітами в природних та експериментальних умовах

Проведені дослідження свідчать про високий рівень накопичення металів водними макрофітами в природних умовах [14, 26, 33, 53, 68]. Однак, доведено, що окремі види мають різну здатність до акумуляції та де-

токсикації металів [17]. Зокрема, показано, що вищі водні рослини *L. minor*, *Elodea canadensis* Michx. і мох *Leptodictyum riparium* є біоаккумуляторами Cd, Pb, Zn і Cu. При цьому *L. riparium* найбільше накопичував Cu, Zn і Pb, тоді як *L. minor* — Cd [14]. Виявлено здатність повітряно-водних макрофітів *Typha domingensis* (Pers.) Poir. ex Steud., *Ludwigia* sp. і *Paspalum vaginatum* Sw. до значного накопичення Cd, As і Hg, водночас плаваюча водна рослина *Pistia stratiotes* L. виявилась кращим накопичувачем Cd і As [33]. Показано відмінності в поглинанні і накопиченні цинку трьома видами ряски: *Landoltia punctata* (G.F.W. Mey.) D.H. Les & D.J. Crawford, *L. minor* і *L. gibba* L. [43].

У роботі [26] встановлено, що *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms-Laub. найбільше акумулює зі стічних вод Co, Cd, Pb і Ni; *Ceratophyllum demersum* L. — Mn, Cd і Ni; *Potamogeton crispus* L. — Fe, Cr, Cd, і Pb; *T. domingensis* — Zn і Cu; *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. — Zn і Cd; *Echinochloa stagninum* (Retz.) P. Beauv. — Cr. Виявлено, що за здатністю до накопичення Cd, Cu, Pb і Zn макрофіти можна розташувати в ряду: *C. demersum* > *E. crassipes* > *Myriophyllum spicatum* L. > *Echinochloa pyramidalis* (Lam.) Hitchc. et Chase > *T. domingensis* > *Ph. australis* [29].

Результати досліджень щодо рівня накопичення важких металів (Cu, Cd, Pb, Zn) широко розповсюдженими видами водних макрофітів (*C. demersum*, *Potamogeton pectinatus* L., *P. lucens* L., *P. perfoliatus* L.) з річки Дунай південно-західної частини Румунії показали, що найбільше металів акумулює *C. demersum* (Cd — 3,5; Cu — 22,7; Pb — 20,1; Zn — 104,2 мкг/г сухої маси) [53]. Максимальний вміст Fe і Ni у *C. demersum* зі ставків навколо озера Діанчі (Dianchi) в Китаї досягав 16429 і 2662 мг/кг відповідно [85].

Серед видів *Potamogeton* найбільший вміст важких металів виявлено у *P. perfoliatus*: Cd — 1,9; Cu — 13,1; Pb — 13,3; Zn — 58,0 мкг/г сухої маси [53]. Вміст As у водній рослині *Colocasia esculenta* (L.) Schott із забруднених районів видобутку золота знаходився в діапазоні від 0,11±0,05 до 0,41±0,17 мг/кг [18].

Встановлено, що середній вміст мікроелементів в органах *Typha latifolia* L. відображає послідовність Fe > Mn > As > Zn > Cr > Cu > Ni > Cd як у весняний, так і в осінній сезони. Середній вміст важких металів у водних рослинах з озер і річок Македонії (північна Греція) можна розташувати в ряду: Mn > Zn > Ni > Cu > Pb > Cd, а рівень накопичення металів рослинними тканинами — корені > ризоми > листки > квітки > стебла > насіння [75]. Вміст металів у водних макрофітах з р. Дніпро (район м. Києва) відображає послідовність: Mn > Fe > Zn > Cu, Ni, Pb > Co > Cd [68].

Дослідження накопичення Hg у водних макрофітах *Elodea densa* (Planch.) Casp., *Sagittaria montevidensis* Cham. & Schltldl., *Salvinia auriculata* Aubl., *P. stratiotes* і *E. crassipes* з двох штучних водойм на південному сході Бразилії показало, що вміст Hg був вищим у пагонах вільноплаваючих видів водних рослин порівняно з укоріненими; водночас в коренях останніх виявлено більший вміст Hg, ніж у листі. Вміст Hg в листі і коренях

всіх досліджуваних видів варіював від 46—246 до 37—314 нг/г сухої маси відповідно [59].

Одним із критеріїв, які найбільш широко використовуються для оцінки здатності макрофітів до поглинання металів є коефіцієнт біоконцентрації або коефіцієнт біологічного накопичення (КБН), що виражається співвідношенням: вміст металу в рослині/концентрація металу в воді [26, 62]. КБН металів для водних макрофітів характеризуються високими значеннями, однак, відрізняються в залежності від особливостей досліджуваних металів і їх концентрацій у водному середовищі та від еколого-морфологічних характеристик окремих видів рослин [17, 40, 68]. Так, встановлено, що при збільшенні концентрації Cu у воді значення КБН для *P. pectinatus* зменшується [22]. Показано, що значення КБН металів для водних макрофітів можуть становити від сотень і тисяч (Cu, Zn, Co, Pb, Cd, Ni) до десятків тисяч (Mn і Fe) [68]. За величиною КБН важких металів у водних рослин складено послідовність: Cd > Zn > Pb > Cu [53]. КБН для гідрофітів *E. crassipes* (плаваюча рослина), *C. demersum* і *P. crispus* (занурені рослини), *T. domingensis* і *Ph. australis* (повітряно-водні рослини) зменшувались в ряду: Fe > Cd > Cr > Zn, Ni та Mn > Co > Cu > Pb [26].

Крім натурних досліджень, проведена низка експериментальних робіт, які показали рівні накопичення металів у водних рослинах в залежності від їх концентрації у водному середовищі, чинники, які впливають на акумуляцію металів, а також механізми їх накопичення, зв'язування і детоксикації у рослинних організмах [2, 20, 25, 27, 66, 67, 69].

Виявлено, що в монометалевих системах максимальний вміст Cu у *Salvinia natans* (L.) All. становив 4,7; Zn — 2,2; Cd — 1,9 мг/г сухої маси. В мультиметалевих системах вміст Cu у листках *L. minor* становив 10,8; Cd — 2,8 мг/г. Рослини *P. stratiotes* найбільшу кількість Zn накопичували в коренях — 4,8 мг/г [20].

Встановлено, що в пагонах *Hydrilla verticillata* (L.f.) Royle вміст As досяг максимуму (> 700 мкг/сухої маси) в результаті впливу 20 мкМ арсенату [As (V)] або арсеніту [As (III)] протягом 4-х діб. В коренях As накопичувався переважно в клітинних стінках (>73 % від загальної кількості As в кореневій системі). Показано, що As (V) була домінуючою формою в коренях, а As (III) — в листі [87].

Вивчення біоаккумуляції Pb водними макрофітами *C. demersum* і *M. spicatum* в гідропонних культурах, збагачених різними концентраціями металу (25, 50, 75 мг/дм³), протягом 1—7 діб показало, що обидва макрофіти концентрували значну кількість Pb в тканинах. Найбільший вміст Pb (164,3 мг/г сухої маси) було виявлено у *C. demersum*, при цьому більша частина металу (91,7 мг/г сухої маси) накопичувалась вже через 1 добу [27].

Таким чином, в результаті проведених досліджень встановлено, що динаміка накопичення важких металів вищими водними рослинами визначається насамперед концентрацією їх йонів у навколишньому середовищі і тривалістю впливу, а також насиченістю ними рослинного організму [6, 54, 57, 70]. Зокрема, водні рослини *Wolffia arrhiza* (L.) Horkel ex

Wimm. (Lemnaceae) найбільшу кількість металів акумулювали при низьких концентраціях Cd і Pb у водному середовищі (10 мкМ) [70]. При дослідженні накопичення Cd водним макрофітом *C. demersum* L. за впливу різних концентрацій металу (0—10 мкМ) протягом 1—7 діб, максимальний вміст Cd у рослинах (1293 мкг/г сухої маси) виявлено через 7 діб дії Cd у концентрації 10 мкМ [57]. Встановлено, що накопичення феруму (Fe^{3+}) і купруму (Cu^{2+}) в *Spirodela polyrrhiza* (L.) Schleid. досягало максимуму за короткочасного впливу 100 мг/дм³ йонів металів у водному середовищі [86].

Показано, що вміст Ni в *L. gibba* збільшувався зі зростанням концентрації металу у водному середовищі і досягав максимуму (142,8 мг/кг сухої маси) при 0,5 мг/дм³ Ni у воді [88]. Встановлено, що накопичення Cu в *C. demersum* було стабільним при концентрації металу (у вигляді CuSO_4) в розчині до 10 нМ і значно зростало при більш високих концентраціях [82]. Виявлено, що при концентраціях Pb у середовищі 1, 10 і 100 мг/дм³ збільшення вмісту металу в тканинах *E. canadensis* становило відповідно 12,0, 44,6 і 71,1 раза порівняно з контролем [25].

Дослідження накопичення Cd і Pb в *Salvinia cucullata* Roxb. при впливі 0,5, 1, 2 і 4 мг/дм³ Cd та 5, 10 і 40 мг/дм³ Pb протягом 2, 4, 6 і 8 діб показало значне зростання вмісту обох металів у рослинному організмі при збільшенні тривалості впливу і концентрації Cd і Pb у водному середовищі [69]. У цій роботі виявлено значне накопичення і зв'язування металів у клітинах коренів *S. cucullata* і лише часткове транспортування їх у листя. Також на рослинах *Vasora monnieri* (L.) Wettst., які зазнавали впливу 10, 50, 100 і 200 мкМ Cd протягом 48, 96 і 144 год, показано, що накопичення Cd збільшується зі зростанням концентрації металу і тривалості його впливу, при цьому він акумулюється переважно в коренях [79].

Таким чином, доведено, що більшість водних макрофітів поглинає важкі метали через кореневу систему з донних відкладів чи пагонами з товщі води, або одночасно з обох джерел. Результати досліджень показали, що вміст металів у коренях перевищує їх вміст у пагонах [35, 37, 69, 79 та ін.]. Так, рівень накопичення Cd органами *H. verticillata* і *Micranthemum umbrosum* (J.F. Gmel.) S.F. Blake відображає така послідовність: листя > стебла > корені [35, 37]. Результати досліджень показали, що вміст металів у коренях водних рослин в більшості випадків перевищує їх вміст у пагонах [15, 16, 60, 89 та ін.]. Доведено, що накопичення металів укоріненими макрофітами, зокрема *Ph. australis*, *T. latifolia* та *T. domingensis*, здійснюється, головним чином, за рахунок кореневої системи, де відбувається акумуляція і детоксикація переважної більшості йонів металів, що перешкоджає їх надходженню в стебла та листя і токсичному впливу на продукційні процеси [11, 16, 42, 60]. Вивчення здатності водного макрофіта *Ipotoea aquatica* Forsk. до накопичення Pb також показало, що найбільше акумульованого металу містилось в коренях, менше — в стеблах і листі [15]. Встановлено, що накопичення Pb і Cr в більшій мірі відбувається в коренях *Hydrocotyle umbellata* L. порівняно з пагонами [89].

Загалом, кількість металу, що акумулюється одиницею біомаси гідрофітів, визначається, крім складу і концентрації йонів у водному середовищі, співвідношення метал/біомаса та тривалості експерименту, ще й особливостями морфології та екології виду, що досліджується, а також динамікою температури, освітленості, рН водного середовища та низкою інших чинників [34, 83]. Комбінований вплив температури (15—35 °С), рН (4,5—8,0) та різних концентрацій Pb у водному середовищі на *L. minor* досліджувався у роботі [83]. Встановлено, що максимальне накопичення Pb (8,6 мг/г) відбувалося при 30 °С, рН 5,0 і концентрації металу у водному середовищі 10 мг/дм³, а мінімальне (0,29 мг/г) — при 15 °С і 0,1 мг/дм³ Pb у водному середовищі.

Доведено, що накопичення металів водними рослинами залежить від наявності у водному середовищі інших катіонів та аніонів. Встановлено, що в залежності від властивостей елементів між ними може виникати індиферентна, антагоністична або синергічна взаємодія, тобто одні йони можуть не впливати на поглинання інших, пригнічувати чи покращувати його [6, 24]. Зокрема, дослідження накопичення Cr в присутності Cu і Zn у *L. minor* показало різні типи взаємодії йонів металів, які залежали від ступеня окиснення хрому (Cr⁶⁺ або Cr³⁺) [24]. Встановлено, що за індивідуальної дії Cd (II) у концентрації 0,1; 0,5; 1; 2 мкМ і As (V) — 1; 5; 10; 20 мкМ на *S. polyrrhiza* L. протягом 7 діб максимальне накопичення Cd становило 1855 мг/кг сухої маси і As — 1230 мг/кг сухої маси. В той же час при сумісному впливі металів їх накопичення у рослинах зменшувалось і становило 885 мг Cd/кг сухої маси і 865 мг As/кг сухої маси [77]. Виявлено зменшення накопичення As у *L. gibba* зі збільшенням концентрації фосфору (PO₄³⁻) у водному середовищі [58]. За сумісного впливу Cu²⁺ у концентрації 20 мкг/дм³ і Mn²⁺ — 200 мкг/дм³ на *Cladophora glomerata* (L.) Kütz. виявлено антагонізм йонів Cu²⁺ і Mn²⁺ при їх поглинанні, тобто зменшення накопичення металів із суміші [64].

Показано вплив ультрафіолетового випромінювання (УФ) на накопичення і токсичність Hg для *Elodea nuttallii* (Planch.) H. St. John: за спільної дії УФ та Hg відбувається зменшення накопичення Hg в пагонах *E. nuttallii* приблизно на 30 % порівняно з окремим впливом Hg. Це підтверджує вплив УФ на біодоступність Hg для рослин [72].

Механізми акумуляції та детоксикації важких металів у рослинних організмах

Механізми накопичення металів водними рослинами вивчені і висвітлені в деяких роботах [6, 9, 30, 55 та ін.]. Висловлюють припущення [9], що процес акумуляції важких металів макрофітами і мікрводоростями, загалом, відбувається за тими ж законами, що і адсорбція розчиненої речовини адсорбентом з розчину. Однак, доведено, що хоча значну роль в поглинанні металів рослинними організмами відіграють процеси фізико-хімічної адсорбції, які пов'язані з катіонообмінними властивостями клітинної оболонки, все ж біоаккумуляція металів водними рослинами обумовлена не лише простою адсорбцією [6]. У вищих рослин після ад-

сорбції хімічних речовин на оболонці рослинної клітини (цьому сприяють полісахариди клітинної стінки), відбувається активний фізіологічний процес взаємодії адсорбованих речовин із ферментами мембрани і надходження всередину клітини [8].

В результаті експериментальних досліджень встановлено двоетапність процесу накопичення Ni у *Salvinia minima* Baker: початкове швидке поглинання металу в перші 6—12 год змінювалось наступною повільною фазою, яка тривала понад 144 год до кінця експерименту [30]. Також виявлено двофазне поглинання Zn і Cu *L. gibba*: швидке — протягом перших 2 діб і повільне — протягом наступних 8 діб [55].

Регуляцію вмісту металів у вищих водних рослинах пов'язують з наявністю у них захисних гомеостатичних механізмів, які підтримують таку концентрацію металів у клітинах, що не призводить до порушень метаболізму, контролюють стан рівноваги між їх накопиченням і виведенням та функціонують, головним чином, при невеликих концентраціях металів у воді. Перевищення же таких концентрацій, очевидно, призводить до пошкодження цих механізмів, внаслідок чого в тканини гідрофітів проникає значна кількість йонів металів, які можуть викликати токсичні ефекти [3, 4, 66].

Низка робіт присвячена з'ясуванню механізмів детоксикації металів всередині рослинних організмів [13, 19, 21, 61 та ін.]. Авторами доведено, що зв'язування йонів важких металів у комплекси є однією з форм їх інактивації з метою виведення зі сфери метаболізму.

Виявлено, що водний макрофіт *Callitriche cophocarpa* Sendtn. ex Hegelm. має високу здатність до зв'язування Cr, вміст якого у рослинах, інкубованих з Cr (III) та Cr (VI), досягав 28385 та 7315 мг/кг сухої маси відповідно [13]. У цій роботі показано, що в рослинному організмі йони Cr (III) головним чином зв'язані з органічною речовиною і лише 25 % йонів Cr (VI) утворюють металоорганічні сполуки, а 57 % Cr (VI) знаходиться у формі, що підлягає швидкій ремобілізації.

Встановлено, що накопичення Pb всередині клітин *S. minima* відбувається за допомогою наночастинок (НЧ) і біосинтезу PbНЧ. При цьому як у коренях, так і в листках *S. minima* PbНЧ накопичуються майже виключно в клітинній стінці і тісно зв'язані з клітинною мембраною [21].

У водних рослин *Nymphoides peltata* (S.G. Gmel.) Kuntze і *Nymphaea* L. головний механізм накопичення Cd полягає в зв'язуванні металу полімеризованими фенолами в спеціальних епідермальних структурах, що зумовлюється активністю пероксидази і поліфенолоксидази. При цьому *Nymphaea*, які характеризуються вищою пероксидазною активністю і великою кількістю поліфенолів, виявилися більш стійкими до впливу Cd, ніж *N. peltata* [45].

Встановлено, що накопичення важких металів в органідах рослинних клітин (головним чином, у вакуолях) пов'язане з біосинтезом металотіонеїнів та інших «стресорних» білків, які відіграють істотну роль у зв'язуванні йонів металів [10, 61]. Показано, що накопичення важких ме-

талів у листках водних макрофітів корелює з вмістом небілкових і білкових тіолів [19].

В результаті проведених досліджень виявлено, що у відповідь на підвищення концентрації металів у рослинних клітинах синтезуються металозв'язуючі пептиди — фітохелатини (ФХ), які й забезпечують детоксикацію йонів металів [12, 61, 71]. Зокрема, встановлено, що значне накопичення Pb і Cd в *Typha angustifolia* L. і толерантність рослин до дії металів пов'язані з синтезом значної кількості ФХ [50]. Доведено, що фітохелатинсинтетаза (ФХС) є ключовим ферментом, що приймає безпосередню участь в накопиченні та детоксикації важких металів у рослинних організмах [78].

Виявлено взаємозв'язок між накопиченням Pb²⁺ і активацією механізмів хелатування з використанням ФХ у *S. minima* при впливі 40 мкМ Pb(NO₃)₂. При цьому корені *S. minima* накопичували значно більші концентрації Pb, ніж листки, і в коренях накопичення Pb корелювало з підвищеною активністю ФХС і зростанням синтезу ФХ [28]. Доведено, що рослинні організми здатні регулювати вміст ФХ залежно від зміни умов навколишнього середовища [84].

Таким чином, результати досліджень дають можливість зробити висновки, що синтез ФХ водними рослинами є прямою відповіддю на надходження йонів металів у рослинний організм, оскільки ФХ беруть безпосередню участь у процесах їх детоксикації [28]. З іншого боку, при знятті стрес-фактору і переведенні біологічної системи в нормальні умови відновлення її вихідного стану забезпечується функціонуванням механізмів адаптації, одним із яких і є зміна вмісту ФХ [12, 71].

Використання водних макрофітів для біомоніторингу та фіторемедіації природних і стічних вод

Оскільки забруднення водою важкими металами стає серйозною екологічною проблемою в усьому світі, то використання водних рослин з метою біомоніторингу та фіторемедіації є важливим предметом досліджень. Вивчення взаємозв'язків між концентраціями металів у воді, їх вмістом у донних відкладах та накопиченням у водних рослинах дало можливість відбору найбільш ефективних видів-моніторів [17, 31, 63, 74]. Використання водних макрофітів у системі біологічного моніторингу вважають надійним показником якості води [51, 76].

Можливість здійснення біомоніторингу забруднення водою важкими металами з використанням вищих водних рослин *C. demersum*, *P. pectinatus*, *P. lucens*, *P. perfoliatus*, *E. canadensis*, *M. spicatum*, *E. pyramidalis*, *E. crassipes*, *M. spicatum*, *Ph. australis* і *T. domingensis* було досліджено в роботах [22, 29, 39, 51, 65, 68 та ін.].

Доведено, що водні рослини мають здатність зменшувати забрудненість водою, поглинаючи Cd, Pb, Hg, Ni, Cu та інші метали, а їх рівень накопичення у рослинних організмах може перевищувати в 4000—20000 разів концентрацію у воді [63]. У зв'язку з цим проводяться дослідження, що дозволяють визначити потенціал і ефективність багатьох видів вищих

водних рослин, особливо тих, які характеризуються значною швидкістю росту, для застосування в біотехнологіях очистки поверхневих і стічних вод та відновлення якості водного середовища [41, 73].

В результаті досліджень біоремедіації стічних вод з використанням деяких видів водних макрофітів показано, що найбільш ефективно акумулюють і видаляють важкі метали *E. crassipes*, *C. demersum*, *P. crispus*, *T. domingensis* і *Ph. australis* [26]. Вивчення швидкості видалення важких металів (Cd, Ni, Pb і Zn) з води *S. minima* також дало можливість зробити висновок про можливість використання даного виду для додаткової очистки стічних вод [36]. Розглядається можливість використання *I. aquatica* для фіторемедіації Pb з рідких стоків. [15]. На основі виявленої здатності водних макрофітів *S. natans*, *E. crassipes*, *L. minor*, *E. canadensis*, *P. stratiotes* до накопичення значної кількості металів з поліметалевих систем, рекомендовано застосування цих видів для очистки стічних вод від Cu^{2+} , Zn^{2+} і Cd^{2+} [20].

Встановлено високу ефективність застосування вищих водних рослин *L. minor*, *E. canadensis* та моху *L. riparium* для видалення металів (Cd, Pb, Zn і Cu) з розчину, що дає можливість для їх використання з метою очистки стічних вод [14].

У роботі [50] автори дійшли висновку, що *T. angustifolia* може бути ефективним видом для фіторемедіації Pb і Cd з води, забрудненої цими металами. Розкрито потенціал використання *P. stratiotes*, *Eichhornia spp.*, *Lemna spp.*, *Salvinia spp.*, *Vossia cuspidata* (Roxb.) Griff. з метою фіторемедіації забруднених важкими металами водойм [32, 73].

На основі вивчення фітоекстракційної здатності водних рослин *S. natans*, *Vallisneria spiralis* L. і *Cabomba aquatica* Aubl. з метою видалення Pb і Cu з морських відкладів рекомендовано використання *S. natans* для їх фіторемедіації [52].

Дослідження накопичення Cu^{2+} , Ni^{2+} , Mn^{2+} , Zn^{2+} і Fe^{3+} водними макрофітами *Sagittaria sagittifolia* L., *Lemna gibba* L., *E. canadensis*, *Batrachium trichophyllum* (Chaix) Bosch, *C. demersum* і *Potamogeton* sp. та їх толерантності до цих металів показало, що *B. trichophyllum*, *C. demersum* і *L. gibba* є видами, які можна використовувати для фіторемедіації водойм зі значним рівнем мінералізації, тоді як *E. canadensis* і деякі види *Potamogeton* придатні для очистки помірно забруднених металами ділянок водойм [19].

В результаті вивчення концентрацій важких металів у воді, їх вмісту у донних відкладах та накопичення у занурених макрофітах зі ставків навколо озера Діанчі в Китаї рекомендовано використання *C. demersum* для видалення металів із забрудненого водного середовища [85]. Виявлено здатність до накопичення значної кількості Pb та високий потенціал до його детоксикації у *C. demersum* і *M. spicatum*, що дало можливість рекомендувати їх використання як фіторемедіаторів та надійних біомаркерів Pb [27, 56].

У роботі [77] зроблено висновок, що завдяки значному потенціалу до накопичення металів і розвинутим захисним механізмам *S. polyrrhiza*

може бути рекомендована для використання з метою фітореMediaції водного середовища. Встановлено, що *L. gibba* можна застосовувати для фітореMediaції помірно забруднених важкими металами водних екосистем, в т. ч. і таким небезпечним металом, як As [58, 88].

Виявлене значне накопичення As в пагонах *H. verticillata* та іммобілізація металу в коренях дало можливість зробити висновок, що *H. verticillata* є ефективним фітофільтратором арсену і цей вид рослин можна використовувати з метою його біореMediaції [87]. Доведено, що *P. stratiotes* і *E. crassipes* здатні ефективно зменшувати концентрацію Hg у воді за рахунок поглинання та накопичення у коренях [80]. Також показано, що *E. crassipes*, вирощену в умовах з малим вмістом поживних речовин, можна застосовувати для видалення Fe зі стічних вод [38].

Завдяки значному ареалу поширення, швидкому росту, здатності зберігати стабільні фізіологічні показники при забрудненні навколишнього середовища, вищу водну рослину *S. cucullata* запропоновано використовувати для фітореMediaції Cu [23].

Були проведені дослідження з використанням ФХС — ключового ферменту, що бере участь в накопиченні важких металів та їх детоксикації у рослинних організмах — для створення трансгенних рослин з метою їх застосування у фітореMediaційних технологіях [78].

Висновки

Водні макрофіти накопичують і концентрують важкі метали, поглинаючи їх через кореневу систему з донних відкладів і/або пагонами з товщі води. Оцінка акумулятивної здатності макрофітів здійснюється з використанням коефіцієнту біологічного накопичення (КБН) металів, які характеризуються високими значеннями (від сотень до десятків тисяч), однак, відрізняються в залежності від еколого-морфологічних характеристик окремих видів та концентрації і рівня токсичності конкретного металу.

В експериментальних умовах доведено, що рівень накопичення важких металів водними макрофітами залежить від концентрації йонів металів у середовищі, тривалості впливу, насиченості ними рослинного організму і є видоспецифічним. Накопичення металу водними рослинами визначається також наявністю у водному середовищі інших йонів та характеру взаємодії між ними (синергізм, антагонізм).

Синтез фітохелатинів (ФХ) вважають одним із головних механізмів, що забезпечує зв'язування, інактивацію і детоксикацію йонів металів у рослинних організмах та запобігає їх токсичному впливу на фізіолого-біохімічні процеси.

Доведено, що методи біомоніторингу та фітореMediaції водного середовища, забрудненого важкими металами, з використанням водних макрофітів є порівняно легкодоступними, дешевими та екологічно чистими [36, 63, 81]. Це пов'язано з тим, що ці рослини характеризуються широким ареалом зростання, значними швидкостями росту та регенерації, високою акумулятивною здатністю щодо йонів важких металів та достат-

ньою стійкістю до їх токсичного впливу. Однак, при використанні водних макрофітів у фітореMediaційних технологіях варто брати до уваги кількість біомаси, сезонність росту та необхідність своєчасного видалення рослинних організмів після очищення води, оскільки їх відмирання і розклад призводить до вторинного забруднення водного середовища металами [7].

Список використаної літератури

1. Гидрология и гидрохимия Днепра и его водохранилищ. Киев: Наук. думка, 1989. 216 с.
2. Горбатюк Л.О., Арсан О.М. Деякі аспекти токсичної дії важких металів на гідрофіти (огляд). *Наук. зап. Терноп. пед. ун-ту. Сер. Біологія*. 2006. № 1 (28). С. 111—122.
3. Ершов Ю.А., Плетенева Т.В. Механизмы токсического действия неорганических соединений. М.: Медицина, 1989. 272 с.
4. Золотухина Е.Ю., Гавриленко Е.Е., Бурдин К.С. Некоторые аспекты накопления и выведения металлов водными макрофитами. *Биол. науки*. 1990. № 12. С. 110—117.
5. Линник П.Н. Формы нахождения тяжелых металлов в природных водах — составная часть эколого-токсикологической характеристики водных экосистем. *Вод. ресурсы*. 1989. № 1. С. 123—134.
6. Микроэлементы: поступление, транспорт и физиологические функции в растениях. Киев: Наук. думка, 1987. 184 с.
7. Нахшина Е.П. Микроэлементы в водохранилищах Днепра. Киев: Наук. думка, 1983. 160 с.
8. Полищук Р.А. Реакция макрофитов обрастания на воздействие ионов тяжелых металлов. *Биологические основы борьбы с обрастанием*. Киев: Наук. думка, 1973. С. 155—193.
9. Тропин И.В., Золотухина Е.Ю. Динамика аккумуляции тяжелых металлов у бурых и красных макроводорослей. *Физиол. раст.* 1994. Т. 41, № 2. С. 305—312.
10. Физиология растительных организмов и роль металлов. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1989. 157 с.
11. Afrous A., Goudarzi Sh., Liaghat A. Phytoremediation by some species of aquatic plants for As and Hg removal (case study: Dezful, Iran). *Advances in Environmental Biology*. 2011. Vol. 11, N 5. P. 3629—3635.
12. Ahner B.A., Morel F.M.M. Phytochelatin production in marine algae. 2. Induction by various metals. *Limnol. and Oceanogr.* 1995. Vol. 40, N 4. P. 658—665.
13. Augustynowicz J., Kyzioł-Komosińska J., Smoleń S., Waloszek A. Study on chromium-binding capacity of *Callitriche cophocarpa* in an aquatic environment. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 2013. Vol. 64, N 3. P. 410—418.
14. Basile A., Sorbo S., Conte B. et al. Toxicity, accumulation, and removal of heavy metals by three aquatic macrophytes. *Intern. J. Phytoremediation*. 2012. Vol. 14, N 4. P. 374—387.
15. Bedabati Chanu L., Gupta A. Phytoremediation of lead using *Ipomoea aquatica* Forsk. in hydroponic solution. *Chemosphere*. 2016. Vol. 156. P. 407—411.
16. Ben Salem Z., Laffray X., Al-Ashoor A., Ayadi H., Aleya L. Metals and metalloid bioconcentrations in the tissues of *Typha latifolia* grown in the four interconnected ponds of a domestic landfill site. *J. Environ. Sci. (China)*. 2017. Vol. 54. P. 56—68.
17. Bonanno G., Borg J.A., Di Martino V. Levels of heavy metals in wetland and marine vascular plants and their biomonitoring potential: A comparative assessment. *Sci. Total Environ.* 2017. Vol. 576. P. 796—806.
18. Boonmee S., Neeratanaphan L., Tanee T., Khamon P. The genetic differentiation of *Colocasia esculenta* growing in gold mining areas with arsenic contamination. *Environ. Monit. Assess.* 2015. Vol. 187, N 5. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4462-1>.

19. Borisova G., Chukina N., Maleva M. et al. Thiols as biomarkers of heavy metal tolerance in the aquatic macrophytes of Middle Urals, Russia. *Intern. J. Phytoremediation*. 2016. Vol. 18, N 10. P. 1037—1045.
20. Buta E., Török A., Csog A. et al. Comparative studies of the phytoextraction capacity of five aquatic plants in heavy metal contaminated water. *Not. Bot. Horti Agrobi.* 2014. Vol. 42, N 1. P. 173—179.
21. Castro-Longoria E., Trejo-Guillén K., Vilchis-Nestor A.R. et al. Biosynthesis of lead nanoparticles by the aquatic water fern, *Salvinia minima* Baker, when exposed to high lead concentration. *Colloids Surf. B: Biointerfaces*. 2014. Vol. 114. P. 277—283.
22. Costa M.B., Tavares F.V., Martinez C.B. et al. Accumulation and effects of copper on aquatic macrophytes *Potamogeton pectinatus* L.: Potential application to environmental monitoring and phytoremediation. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 2018. Vol. 155. P. 117—124.
23. Das S., Goswami S. Copper phytoextraction by *Salvinia cucullata*: biochemical and morphological study. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 2017. Vol. 24, N 2. P. 1363—1371.
24. Dirilgen N., Doğan F. Speciation of chromium in the presence of copper and zinc and their combined toxicity. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 2002. Vol. 53, N 3. P. 397—403.
25. Dogan M., Saygideger S.D., Colak U. Effect of lead toxicity on aquatic macrophyte *Elodea canadensis* Michx. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 2009. Vol. 83, N 2. P. 249—254.
26. El Falaky A.A., Abouloos S.A., Saoud A.A., Ali M.A. Aquatic plants for bioremediation of waste water. Eighth Intern. Water Technology Conference, IWTC8-2004, Alexandria, Egypt. P. 361—376.
27. El-Khatib A.A., Hegazy A.K., Abo-El-Kassem A.M. Bioaccumulation potential and physiological responses of aquatic macrophytes to Pb pollution. *Intern. J. Phytoremediation*. 2014. Vol. 16, N 1. P. 29—45.
28. Estrella-Gómez N., Mendoza-Cózatl D., Moreno-Sánchez R. et al. The Pb-hyperaccumulator aquatic fern *Salvinia minima* Baker, responds to Pb⁽²⁺⁾ by increasing phytochelatin synthesis via changes in SmpCS expression and in phytochelatin synthase activity. *Aquat. Toxicol.* 2009. Vol. 91, N 4. P. 320—328.
29. Fawzy M.A., Badr Nel-S., El-Khatib A., Abo-El-Kassem A. Heavy metal biomonitoring and phytoremediation potentialities of aquatic macrophytes in River Nile. *Environ. Monit. Assess.* 2012. Vol. 184, N 3. P. 1753—1771.
30. Fuentes I.L., Espadas-Gil F., Talavera-May C. et al. Capacity of the aquatic fern (*Salvinia minima* Baker) to accumulate high concentrations of nickel in its tissues, and its effect on plant physiological processes. *Aquat. Toxicol.* 2014. Vol. 155. P. 142—150.
31. Galal T.M., Farahat E.A. The invasive macrophyte *Pistia stratiotes* L. as a bioindicator for water pollution in Lake Mariut, Egypt. *Environ. Monit. Assess.* 2015. Vol. 187, N 11. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4941-4>.
32. Galal T.M., Gharib F.A., Ghazi S.M., Mansour K.H. Phytostabilization of heavy metals by the emergent macrophyte *Vossia cuspidata* (Roxb.) Griff.: A phytoremediation approach. *Intern. J. Phytoremediation*. 2017. Vol. 19, N 11. P. 992—999.
33. Gbogbo F., Otoo S.D. The concentrations of five heavy metals in components of an economically important urban coastal wetland in Ghana: public health and phytoremediation implications. *Environ. Monit. Assess.* 2015. Vol. 187, N 10. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4880-0>.
34. Guilizzoni P. The role of heavy metals and toxic materials in the physiological ecology of submersed macrophytes. *Aquat. Bot.* 1991. Vol. 41, N 1—3. P. 87—109.
35. He Y., Rui H., Chen C. et al. The role of roots in the accumulation and removal of cadmium by the aquatic plant *Hydrilla verticillata*. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 2016. Vol. 23, N 13. P. 13308—13316.
36. Iha D.S., Bianchini I.Jr. Phytoremediation of Cd, Ni, Pb and Zn by *Salvinia minima*. *Intern. J. Phytoremediation*. 2015. Vol. 17, N 10. P. 929—935.
37. Islam M.S., Saito T., Kurasaki M. Phytofiltration of arsenic and cadmium by using an aquatic plant, *Micranthemum umbrosum*: phytotoxicity, uptake kinetics, and mechanism. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 2015. Vol. 112. P. 193—200.

38. Jayaweera M.W., Kasturiarachchi J.C., Kularatne R.K., Wijeyekoon S.L. Contribution of water hyacinth (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms) grown under different nutrient conditions to Fe-removal mechanisms in constructed wetlands. *J. Environ. Management*. 2008. Vol. 87, N 3. P. 450—460.
39. Kastratović V., Krivokapić A., Bigović M. et al. Bioaccumulation and translocation of heavy metals by *Ceratophyllum demersum* from the Skadar Lake, Montenegro. *J. Serb. Chem. Soc.* 2014. Vol. 79, N 11. P. 1445—1460.
40. 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. *Hydrobiol. J.* 2007. Vol. 43, N 6. P. 46—57.
41. Krot Yu.G. The use of higher aquatic plants in biotechnologies of surface water and wastewater treatment. *Ibid.* 2006. Vol. 42, N 3. P. 44—55.
42. Kumar N.J.I., Soni H., Kumar N.R., Bhatt I. Macrophytes in phytoremediation of heavy metal contaminated water and sediments in Pariyej community reserve, Gujarat, India. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 2008. Vol. 8. P. 193—200.
43. Lahive E., O'Callaghan M.J., Jansen M.A., O'Halloran J. Uptake and partitioning of zinc in Lemnaceae. *Ecotoxicology*. 2011. Vol. 20, N 8. P. 1992—2002.
44. Lahive E., O'Halloran J., Jansen M.A.K. A marriage of convenience; a simple food chain comprised of *Lemna minor* (L.) and *Gammarus pulex* (L.) to study the dietary transfer of zinc. *Plant. Biol.* 2015. Suppl. 1. P. 75—81.
45. Lavid N., Schwartz A., Lewinsohn E., Tel-Or E. Phenols and phenol oxidases are involved in cadmium accumulation in the water plants *Nymphoides peltata* (Menyanthaceae) and *Nymphaeae* (Nymphaeaceae). *Planta*. 2001. Vol. 214, N 2. P. 189—328.
46. Linnik P.N. Bottom sediments of reservoirs as a potential source of secondary pollution of the aquatic environment by heavy metal compounds. *Hydrobiol. J.* 2001. Vol. 37, N 1. P. 73—86.
47. Linnik P.N. Heavy metals in surface waters of Ukraine: their content and forms of migration. *Hydrobiol. J.* 2000. Vol. 36, N 3. P. 31—54.
48. Linnik P.N., Zhezherya V.A., Ignatenko I.I. Role of suspended matter fractions differing in the size of their particles in the accumulation and migration of metals in lake systems. *Ibid.* 2019. Vol. 55, N 6. P. 91—107.
49. 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.
50. Liu Y., Chen J., Lu S. et al. Increased lead and cadmium tolerance of *Typha angustifolia* from Huaihe River is associated with enhanced phytochelatin synthesis and improved antioxidative capacity. *Environ. Technol.* 2016. Vol. 37, N 21. P. 2743—2749.
51. Madsen J.D., Chambers P.A., James W.F. et al. The interaction between water movement, sediment dynamics and submersed macrophytes. *Hydrobiologia*. 2001. Vol. 444. P. 71—84.
52. Mânzatu C., Nagy B., Ceccarini A. et al. Laboratory tests for the phytoextraction of heavy metals from polluted harbor sediments using aquatic plants. *Mar. Pollut. Bull.* 2015. Vol. 101, N 2. P. 605—611.
53. Matache M.L., Marin C., Rozyłowicz L., Tudorache A. Plants accumulating heavy metals in the Danube River wetlands. *J. Environ. Health Sci. Engineer.* 2013. Vol. 11. <https://doi.org/10.1186/2052-336X-11-39>.
54. Materazzi S., Canepari S., Aquili S. Monitoring heavy metal pollution by aquatic plants: a systematic study of copper uptake. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 2012. Vol. 19, N 8. P. 3292—3298.
55. Megateli S., Semsari S., Couderchet M. Toxicity and removal of heavy metals (cadmium, copper, and zinc) by *Lemna gibba*. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 2009. Vol. 72, N 6. P. 1774—1780.

56. Mishra S., Srivastava S., Tripathi R.D. et al. Lead detoxification by coontail (*Ceratophyllum demersum* L.) involves induction of phytochelatins and antioxidant system in response to its accumulation. *Chemosphere*. 2006. Vol. 65, N 6. P. 1027—1039.
57. Mishra S., Srivastava S., Tripathi R.D., Dwivedi S., Shukla M.K. Response of antioxidant enzymes in coontail (*Ceratophyllum demersum* L.) plants under cadmium stress. *Environ. Toxicol.* 2008. Vol. 23, N 3. P. 294—301.
58. Mkandawire M., Dudel E.G. Accumulation of arsenic in *Lemna gibba* L. (duckweed) in tailing waters of two abandoned uranium mining sites in Saxony, Germany. *Sci. Total Environ.* 2005. Vol. 336, N 1—3. P. 81—89.
59. Molisani M.M., Rocha R., Machado W. et al. Mercury contents in aquatic macrophytes from two reservoirs in the Paraíba do Sul: Guandú river system, SE Brazil. *Braz. J. Biol.* 2006. Vol. 66, N 1A. P. 101—107.
60. Mufarrege M.M., Hadad H.R., Di Luca G.A., Maine M.A. Metal dynamics and tolerance of *Typha domingensis* exposed to high concentrations of Cr, Ni and Zn. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 2014. Vol. 105. P. 90—96.
61. Murphy A., Zhou J., Goldsbrough P.B., Taiz L. Purification and immunological identification of metallothioneins 1 and 2 from *Arabidopsis thaliana*. *Plant Physiol.* 1997. Vol. 113, N 4. P. 1293—1301.
62. Olguín E.J., Sánchez-Galván G. Heavy metal removal in phytoremediation and phycoremediation: the need to differentiate between bioadsorption and bioaccumulation. *New Biotechnol.* 2012. Vol. 30, N 1. P. 3—8.
63. Othman R., Hanifah and Ruhul N.Az., Shaharuddin I. Aquatic plants as phytoindicator for heavy metals contaminant in polluted freshwater bodies. Full Paper Proceeding. International Conference on Multidisciplinary. Trends in Academic Research (GTAR). 2014. Vol. 1. P. 268—276.
64. Pasichna O.O. Content of pigments in *Cladophora glomerata* under the influence of copper (II) and manganese (II) ions in the aquatic environment. *Hydrobiol. J.* 2017. Vol. 53, N 1. P. 60—68.
65. 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.
66. Pasichna Ye.A. Accumulation of copper and manganese by some submerged higher aquatic plants and filamentous algae. *Ibid.* 2003. Vol. 39, N 5. P. 59—66.
67. Pasichna 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.
68. Pasichnaya Ye. A., Gorbatiuk L.O., Arsan O.M. et al. Assessment of a possibility of the use of aquatic macrophytes for biomonitoring and phytoindication of the contamination of natural waters by heavy metals. *Ibid.* 2020. Vol. 56, N 1. P. 81—89.
69. Phetsombat S., Kruatrachue M., Pokethitiyook P., Upatham S. Toxicity and bioaccumulation of cadmium and lead in *Salvinia cucullata*. *J. Environ. Biol.* 2006. Vol. 27, N 4. P. 645—652.
70. Piotrowska A., Bajguz A., Godlewska-Zytkiewicz B., Zambrzycka E. Changes in growth, biochemical components, and antioxidant activity in aquatic plant *Wolffia arrhiza* (Lemnaceae) exposed to cadmium and lead. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 2010. Vol. 58, N 3. P. 594—604.
71. Reddy C.N., Prasad M.N.V. Heavy metal-binding proteins/polypeptides: Occurrence, structure, synthesis and function. A review. *Environ. Exp. Bot.* 1990. Vol. 30, N 3. P. 251—264.
72. Regier N., Beauvais-Flück R., Slaveykova V.I., Cosio C. *Elodea nuttallii* exposure to mercury exposure under enhanced ultraviolet radiation: Effects on bioaccumulation, transcriptome, pigment content and oxidative stress. *Aquat. Toxicol.* 2016. Vol. 180. P. 218—226.

73. Rezaia S., Taib S.M., Md Din M.F. et al. Comprehensive review on phytotechnology: Heavy metals removal by diverse aquatic plants species from wastewater. *J. Hazard. Mater.* 2016. Vol. 318. P. 587—599.
74. Samecka-Cymerman A., Kempers A.J. Concentrations of heavy metals and plant nutrients in water, sediments and aquatic macrophytes of anthropogenic lakes (former open cut brown coal mines) differing in stage of acidification. *Sci. Total. Environ.* 2001. Vol. 281, N 1—3. P. 87—98.
75. Sawidis T., Chettri M.K., Zachariadis G.A., Stratis J.A. Heavy metals in aquatic plants and sediments from water systems in Macedonia, Greece. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 1995. Vol. 32, N 1. P. 73—80.
76. Schneider S., Melzer A. Trophic index of macrophytes (TIM) — a new tool for indicating the trophic state of running waters. *Intern. Rev. Hydrobiol.* 2003. Vol. 88. P. 49—67.
77. Seth C.S., Chaturvedi P.K., Misra V. Toxic effect of arsenate and cadmium alone and in combination on giant duckweed (*Spirodela polyrrhiza* L.) in response to its accumulation. *Environ. Toxicol.* 2007. Vol. 22, N 6. P. 539—549.
78. Shukla D., Kesari R., Mishra S. et al. Expression of phytochelatin synthase from aquatic macrophyte *Ceratophyllum demersum* L. enhances cadmium and arsenic accumulation in tobacco. *Plant Cell Rep.* 2012. Vol. 31, N 9. P. 1687—1699.
79. Singh S., Eapen S., D'Souza S.F. Cadmium accumulation and its influence on lipid peroxidation and antioxidative system in an aquatic plant, *Bacopa monnieri* L. *Chemosphere.* 2006. Vol. 62, N 2. P. 233—246.
80. Skinner K., Wright N., Porter-Goff E. Mercury uptake and accumulation by four species of aquatic plants. *Environ. Pollut.* 2007. Vol. 145, N 1. P. 234—237.
81. Tangahu B.V., Abdullah S.R.S., Basri H. et al. A review on heavy metals (As, Pb, and Hg) uptake by plants through phytoremediation. *Intern. J. Chem. Engineering.* 2011. <https://doi.org/10.1155/2011/939161>.
82. Thomas G., Stärk H.J., Wellenreuther G. et al. Effects of nanomolar copper on water plants-comparison of biochemical and biophysical mechanisms of deficiency and sublethal toxicity under environmentally relevant conditions. *Aquat. Toxicol.* 2013. Vol. 140—141. P. 27—36.
83. Uysal Y., Taner F. Effect of pH, temperature, and lead concentration on the bioremoval of lead from water using *Lemna minor*. *Intern. J. Phytoremediation.* 2009. Vol. 11, N 7. P. 591—608.
84. Wang M.J., Wang W.X. Cadmium sensitivity, uptake, subcellular distribution and thiol induction in a marine diatom: Recovery from cadmium exposure. *Aquat. Toxicol.* 2011. Vol. 101, N 2. P. 387—395.
85. Wang Z., Yao L., Liu G., Liu W. Heavy metals in water, sediments and submerged macrophytes in ponds around the Dianchi Lake, China. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 2014. Vol. 107. P. 200—206.
86. Xing W., Huang W., Liu G. Effect of excess iron and copper on physiology of aquatic plant *Spirodela polyrrhiza* (L.) Schleid. *Environ. Toxicol.* 2010. Vol. 25, N 2. P. 103—112.
87. Xue P.Y., Yan C.Z. Arsenic accumulation and translocation in the submerged macrophyte *Hydrilla verticillata* (L.f.) Royle. *Chemosphere.* 2011. Vol. 85, N 7. P. 1176—1181.
88. Yilmaz D.D., Parlak K.U. Nickel-induced changes in lipid peroxidation, antioxidative enzymes, and metal accumulation in *Lemna gibba*. *Intern. J. Phytoremediation.* 2011. Vol. 13, N 8. P. 805—817.
89. Yongpisanphop J., Kruatrachue M., Pokethitiyook P. Toxicity and accumulation of lead and chromium in *Hydrocotyle umbellata*. *J. Environ. Biol.* 2005. Vol. 26, N 1. P. 79—89.

Надійшла 08.10.2020

O.O. Pasichna, PhD (Biol.), Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
12 Geroyiv Stalingrada Ave, Kyiv, 04210, Ukraine,
e-mail: ecopasichna@gmail.com

L.O. Gorbatiuk, PhD (Tech.), Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
12 Geroyiv Stalingrada Ave, Kyiv, 04210, Ukraine,
e-mail: ludmila.horbatiuk@gmail.com

O.O. Godlevska, PhD (Phys. and Math.), Assoc. Prof.,
National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine,
15 Heroiv Oborony St., Kyiv, 03041, Ukraine,
e-mail: godlevok@gmail.com

REGULARITIES OF HEAVY METALS ACCUMULATION BY AQUATIC
MACROPHYTES AND THE PERSPECTIVES OF THEIR USE FOR
BIOMONITORING AND PHYTOREMEDIATION (A REVIEW)

The review presents the results of studies on the regularities of heavy metals accumulation by aquatic macrophytes in natural and experimental conditions, as well as the mechanisms of metals accumulation and detoxification by plant organisms. The perspectives of different species of aquatic macrophytes for using in monitoring of heavy metals pollution of aquatic environment and phytoremediation of natural and waste waters are shown.

Keywords: heavy metals, aquatic environment, aquatic macrophytes, accumulation, detoxification, monitoring, phytoremediation.