

ASPECTS REGARDING THE IMPORTANCE OF HEAVY METALS BIOMONITORING

Daniela-Georgiana CIOBANU^{1,2,*}, Ana-Maria PÎRVULESCU¹, Nicoleta
IANOVICI¹

¹Biology Department, Environmental Biology and Biomonitoring Research Center, Faculty of Chemistry,
Biology, Geography, West University of Timisoara, Romania

²Institute for Advanced Environmental Research, Environmental Biology and Biomonitoring Research
Center, West University of Timisoara

*Corresponding author e-mail: daniela.ciobanu@e-uvt.ro

Received 12 June 2024; accepted 29 July 2024

ABSTRACT

*Heavy metals can be considered micronutrients in plants, but also can be considered potentially toxic pollutants when reaching to the environment. In the plants, heavy metals have different roles, basically related to oxio-reduction reactions. Metals are transported and redistributed in plants through xylem and phloem depending on the needs of the plants and environmental conditions. Since in recent years there has been highlighted an increased level of heavy metal pollution, a need to develop effective, sustainable and eco-frendly monitoring and prevention systems regarding the accumulation and introduction of these chemical compounds into the food chain arise. To assess the level of heavy metal pollution in aquatic ecosystems, several groups of organisms can be used, such as: algae, zooplankton, insects, shellfish, gastropods, fishes, amphibians and last but not least, macrophyte aquatic plants. The processes of eliminating potentially toxic substances from the environment using organisms that are commonly found in nature is called bioremediation. Regarding phytoremediation by bioaccumulation in aquatic ecosystems, there are several species used with great success, such as: *Lemna gibba*, *Eichornia crassipes* and *Pistia stratiotes*.*

KEYWORDS: bioindicators, heavy metals, phytoremediation, bioaccumulation, aquatic plants

1. Transportul și redistribuirea metalelor grele în organismele vegetale
2. Evaluarea poluării cu metale
3. Fitoremedierea ca tehnologie verde

1. Transportul și redistribuirea metalelor grele în organismele vegetale

Multe metale grele (fier, mangan, cupru, zinc, nichel și molibden) sunt cunoscute ca micronutrienți ai plantelor (Page și Feller, 2015), în timp ce alte metale grele (cadmiu, mercur, crom, și plumb) sunt cunoscute ca poluanți (Rascio și colab., 2008).

În metabolismul plantelor, metalele grele au funcții importante care se bazează pe implicarea lor procesele de oxidare/reducere, de exemplu:

- *fierul* este esențial în structuri precum proteine, citocromi, nitrat reductaza, catalază, peroxidaza, în proteine de biosinteză (nitrit reductaza și sulfid reductaza), în proteine fier-sulf (ferredoxina) și în alte proteine cu conținut de fier (de exemplu, lipoxigenaza).
- *manganul* este important reacțiile din fotosistemul II și pentru o serie de reacții enzimatică, ce implică, de exemplu, fosfoenolpiruvat carboxilaza și superoxid dismutaza (Filiz și Tombuloglu, 2015).
- *cuprul* este prezent în plastocianina plastidială, în citocromul mitocondrial C, în superoxid dismutaze, precum și într-o serie de alte proteine (Yruela, 2009).
- *zincul* este esențial pentru mai multe enzime (metaloproteinaze, anhidraze carbonice și Cu-Zn superoxid dismutaza).
- *niichelul* este cunoscut pentru implicarea sa în activitatea ureazei (Witte, 2011).
- *molibdenul* este un cofactor pentru activarea nitrat-reductazei sau a xantin-dehidrogenazei (Mendel și colab., 1999).
- *cobaltul* este un element interesant în acest context, deoarece nu este necesar plantelor mari, dar este esențial pentru microorganismele implicate în fixarea azotului prin simbioză (Jayakumar și colab., 2008).

Chiar și acele metale grele care sunt necesare, precum micronutrienții plantelor, pot deveni poluanți la niveluri ridicate (Long și colab., 2003). Această distribuție a metalelor grele se efectuează pe distanțe lungi în interiorul plantelor. Redistribuția prin xilem și floem este importantă pentru alimentarea cu micronutrienți a diverselor părți ale plantelor și, de asemenea, pentru direcționarea și acumularea de cantități mari nedorite care pot dăuna plantei sau care pot afecta negativ calitatea produselor vegetale recoltate.

Numeroase procese din sol pot influența solubilitatea metalelor grele și ca o consecință disponibilitatea față de plante. În unele cazuri, metale grele sunt reținute în rădăcini și doar o mică parte ajunge la lăstari (Kosegarten și colab., 2001, Yang și colab., 2006). Această retenție se poate datora insolubilizării (de exemplu, la suprafața rădăcinii și în apoplastul rădăcinii) sau în compartimentele celulare, evitând eliberarea în xilem. S-a demonstrat că oxigenul din rădăcini poate cauza oxidarea și insolubilizarea fierului în apoplastul rădăcinii de orez cultivat în solul îmbibat cu apă (Bravin și colab., 2008). Alte studii au arătat că o retenție puternică de cobalt în rădăcini a fost detectată la grâu și lupin (Page și colab., 2006, Page și Feller, 2005).

Transportul simplastic din floem permite o redistribuire a nutrienților, asimilatelor și poluanților în interiorul plantelor (Turgeon și Wolf, 2009; Van

Bel, 2003; Grudnicki & Ianovici, 2014). Mobilitatea în floem a metalelor grele variază. Nichelul este foarte mobil prin floem și poate fi redistribuit în mod repetat pe parcursul creșterii vegetative și fazei de reproducere. Zincul este de asemenea mobil în plante și poate fi transportat prin intermediul floemului în organele de creștere a plantelor (Riesen și Feller, 2005). Cadmiul este mai puțin mobil în floem decât zincul, dar este, de asemenea, într-o oarecare măsură, redistribuit prin floem (Page și colab., 2006; Riesen și Feller 2005). Manganul și fierul prezintă o redistribuire extrem de slabă prin floem (Page și colab., 2005). Cu toate că aceste două elemente sunt micronutrienți, acestea nu sunt ușor de transportat în organele mature. Identificarea proceselor de redistribuire prin floem includ bilanțurile conținutului în diferite organe, radiomarcarea metalelor grele în frunze și întreruperea transportului prin floem (de exemplu, prin abur) (Riesen și Feller, 2005; Zeller și Feller, 1999). Redistribuirea din frunze la alte organe reprezintă un mecanism suplimentar de control pe lângă transportul de la rădăcini la organele de la suprafață (Zeller și Feller, 1998; Stieger și Feller, 1994).

Absorbția metalelor grele în plante, transportul și redistribuirea sunt implicate în controlul conținutului produselor agricole. Conținutul de metale grele din plante este important pentru calitatea recoltei (Khan și colab., 2014; Graham și colab., 2012). Apa contaminată pentru irigație, nămolurile de canalizare utilizate pentru fertilizare, eliberarea poluanților prin procesele industriale și o solubilizarea crescută a unor metale grele în condiții climatice extreme (de exemplu, inundațiile) pot determina concentrații ridicate de metale grele nedorite în plantele de producție (Stasinis și colab., 2014; Murtaza și colab., 2010).

Hiperacumulatorii de metale grele sunt importanți pentru fitoremedierea solurilor poluate (Kramer, 2010). Hiperacumulatorii sunt plante capabile să adune în mod eficient metalele grele din sol, să le transporte la organele aeriene astfel încât să nu se păstreze în organele aflate în sol. Mai mult, ar trebui să tolereze un conținut ridicat de metale fără să prezinte simptome de toxicitate. Hiperacumulatorul *Solanum nigrum* transportă în mod eficient cadmiul, cobaltul și zincul de la rădăcini la organele aeriene, acestea fiind redistribuite în continuare organelor aeriene prin floem. Absorbția rapidă și eliberarea în xilem sunt proprietățile esențiale ale acestei specii, în timp ce redistribuirea prin floem ar fi mai puțin importantă atunci când lăstari întregi vor fi colectați pentru fitoremediere (Wei și colab., 2014). Liganzii s-au dovedit a fi importanți în hiperacumulatorii pentru sechestrarea vacuolară și pentru transportul metalelor grele prin xilem (Richau și colab., 2009).

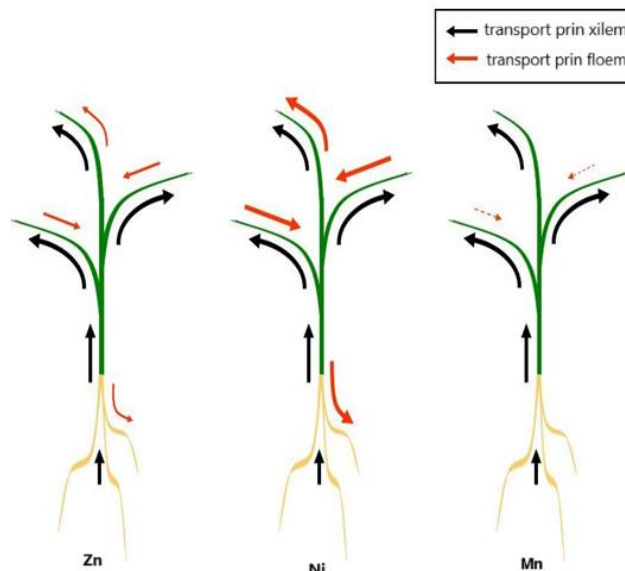


Figura 1. Transportul prin xilem și floem în planta intactă. Zn, Ni și Mn sunt ușor de transportat prin xilem la lăstari. Mn este, în esență imobil în floem, în timp ce Ni este redistribuit rapid la cele mai tinere părți ale plantei (expansiune) și Zn este redistribuit mai lent prin floem (acumularea în meristeme, dar, de asemenea, mobil în floem) (Stieger și Feller, 1994).

2. Evaluarea poluării cu metale

În ultimele decenii a fost acordată din ce în ce mai multă atenție poluării cu metale grele în ecosistemele acvatic. Metalele grele se pot transforma în compuși metalici persistenți cu toxicitate ridicată, pot fi bioacumulate în organisme și ulterior introduse în lanțul alimentar, perturbându-l profund, producând inclusiv dezvoltare anormală a fătului uman, infertilitate și imunodeficiențe (Zhou și colab., 2008).

Monitorizarea și prevenirea poluării cu metale grele sunt subiecte de foarte mare impact în cercetările de mediu (Chang și colab., 2000). Metalele grele din sistemul acvatic pot fi produse și în mod natural, de exemplu, prin transportarea lentă a solului/rocilor la apă, însă acest fenomen distribuie în cantități mici metalele grele, ceea ce nu produce efecte dăunătoare grave asupra vieții umane și a mediului. Dezvoltarea industriei și agriculturii produc creșterea rapidă a poluării mediului cu metale. Poluarea acvatică cu metale grele duce, de regulă, la concentrații crescute de mercur, crom, plumb, cadmiu, cupru, zinc, nichel. Activitățile antropice precum evacuarea apelor uzate care conțin metale grele reprezintă cauza predominantă. Apele uzate mai provin din minerit, metalurgie, industria chimică și industria de fabricare a hârtiei. Deși unii compuși metalici sunt adsorbiți de către particulele și

sedimentele suspendate, aceștia pot să fie eliberați și în apă. Unele metale grele din mediu, inclusiv introduse în mediul acvatic, pot genera fenomene de toxicitate grave asupra organismelor acvatice.

Analiza chimică a apei și a sedimentelor, este cea mai directă abordare pentru a dezvălui starea poluării cu metale grele din mediu, însă nu poate prezenta dovezile clare cu privire la influența și posibila toxicitate a acestei poluări asupra organismelor și a ecosistemului. Biomonitorizarea este o tehnică științifică pentru evaluarea mediului de actualitate care ia în considerare organismele care pot veni în contact direct cu poluanți cu potențial toxic. Rezultatele biomonitorizării oferă informații despre cantitățile de substanțe chimice naturale sau artificiale care au intrat și au rămas în organisme și efectele induse. Datorită relației directe dintre organismele selectate ca bioindicatori și mediul în care se găsesc, biomonitorizarea poate oferi direct date privind efectele potențiale și toxicitățile poluanților, reflectând gradul dăunării mediului. Biomonitorizarea dezvăluie schimbările subtile induse de substanțe chimice exogene (Chang și colab., 2000) și permite prelevarea de probe pe scară largă. Metoda tipică pentru biomonitorizare se bazează pe bioindicatori. Așa cum a fost subliniat de Burger (2006) peste 40% din studii abordează poluarea cu metale, în care plantele, nevertebratele, peștii, mamiferele au fost speciile dominante utilizate ca bioindicatori. În tabelul 1 sunt prezentați principalii bioindicatori utilizați pentru studiul mediului acvatic.

TABELUL 1. Bioindicatori în relație cu ecosistemul acvatic

Bioindicator	Exemple	Referințe
Alge	<i>Ulva lactuca</i> , <i>Laurencia sp.</i> , <i>Amphiroa anceps</i> , <i>Cystoseria asmundaceae</i> , <i>Enteromorpha intestinalis</i> , <i>Chaetomorpha linum</i> , <i>Corallina sp.</i>	Soutiyah et al, 2023
Zooplancton	<i>Crustacea</i> , <i>Rotifera</i> , <i>Protozoa</i> , <i>Branchionus</i> , <i>Molina</i> , <i>Keratella cochlearis</i> , <i>Daphnia</i> , <i>Cyclopus</i> , <i>Palaemonetes spp.</i>	Goździewska și colab., 2024; Chandel și colab., 2024; Key și colab., 2006
Insecte	<i>Ephemeroptera</i> (<i>Baetis</i> , <i>Paraleptophlebia</i>), <i>Plecoptera</i> , <i>Trichoptera</i> , <i>Diptera</i>	Chowdhury și colab., 2023
Scoici	<i>Mytilus californianus</i> , <i>Chalmys farreri</i> , <i>Mytilus galloprovincialis</i> , <i>Crassostrea gigas</i> , <i>Ruditapes philippinarum</i> , <i>Donax trunculus</i> ,	Chahouri și colab., 2023
Gasteropode	<i>Laevicaulis stuhlmanni</i> , <i>Achatina achatina</i> , <i>Archachatina marginata</i> , <i>Crepidula onyx</i> , <i>Biomphalaria glabrata</i> .	Ibrahim și Mobarak, 2024; Curren și colab., 2024; Ajayi și Oyewole, 2023
Pești	<i>Bagarius bagarius</i> , <i>Hydrocynus forskahalii</i> , <i>Tilapia zillii</i> , <i>Cyprinus carpio</i>	Mahamood și colab., 2023; Plessl și colab., 2017
Amfibieni	<i>Rhinella arenarum</i> , <i>Pelophylax bedriagae</i> , <i>Pelophylax ridibundus</i> .	Bazarbayeva și colab., 2025; Cuzziol Boccioni și colab., 2024; Najibzadeh și colab., 2024.

3. Fitoremedierea ca tehnologie verde

În biomonitorizarea metalelor grele din medii acvatice se pot aplica

diferite metode sau tehnici în funcție de scopuri și cerințe diferite: analiza dinamicii în organismele poluate, determinarea conținutului de metale grele în organisme (Frayse și colab., 2002), măsurarea activităților enzimelor din bioindicatorii poluați, observarea histopatologică și analiza conținutului biomarkerilor fotosintetici la alge (Ianovici et al, 2015). Toate modificările fiziologice, abundența speciilor, comunitățile organismelor acvatice corespund stării ecosistemului acvatic. Fiecare tehnică prezintă avantajele sale speciale și poate fi aplicată în diferite zone.

Rezania și colab. (2016) au arătat că pe măsură ce populația globală crește, provocarea de a menține siguranța apei va fi mai mare în viitor. După anul 2030 se anticipează că asigurarea calității apei pentru susținerea nevoilor umane va exercita o presiune foarte mare la nivel mondial.

Creșterea populației din cauza industrializării rapide a dus la creșterea deversării apelor uzate în mediu. În ultimele decenii, țările dezvoltate au decis să schimbe politicile de mediu și să reducă poluarea. Pentru a obține o eficiență mai mare, în special în zonele urbane, stabilirea tehnicilor de ameliorare și tratare a apelor potabile și uzate este esențială. Apele uzate sunt definite ca ape evacuate din orice sursă municipală sau industrială. Produsele chimice anorganice și organice, cum ar fi metale grele, cianuri, azot, fosfor, fenoli, pot fi găsite în apele uzate netratate. Metale grele eliminate de obicei în ape sunt As, Pb, Hg, Cd, Cr, Cu, Ni și Zn. Aceste elemente pot genera diverse probleme economice și de mediu (Sud și colab., 2008).

Majoritatea poluanților de mediu au efecte distructive asupra nutriției solului și apei, a plantelor și animalelor, precum și a sănătății omului. În mod semnificativ, contaminarea cu metale este un pericol vital pentru sănătate, ceea ce duce la o presiune crescândă cu privire la calitatea mediului, deoarece metalele grele nu sunt biodegradabile în mod natural, spre deosebire de uni poluanții organici, și ținând cont că multe metale pot fi transferate în cadrul lanțului trofic, acestea acumula în organisme în mod persistent. În zilele noastre, o atenție considerabilă se adresează contaminării cu metale grele a solurilor. Aplicarea proceselor biologice pentru bioremedierea siturilor contaminate/poluate este o sarcină dificilă, deoarece metalele grele nu pot fi degradate și, prin urmare, persistă în sol. Metalele grele sunt deseori întâlnite în agricultură ca componente ale pesticidelor și erbicide, precum și în industria fabricării materiilor prime sau materialelor auxiliare (Gall și colab., 2015, Nancharaiyah și colab., 2015).

După cum au demonstrat Fu și Wang (2011), pentru a îndepărta metalele grele din apele reziduale au fost dezvoltate mai multe metode de tratare fizice, chimice și biologice. Tehnologiile de purificare predominante utilizate pentru eliminarea contaminanților sunt prea costisitoare și, uneori, nu

sunt ecologice. Prin urmare, cercetările din domeniu sunt orientate către o tehnologie ecologică care implică costuri reduse pentru a evalua impactul pe termen lung al poluării urbane asupra calității mediului și pentru a emite strategii de prevenție sustenabile, acest proces purtând denumirea de fitoremediere (Ladislav și colab., 2012; Ianovici, 2015).

Bioremedierea este un „proces care folosește organisme naturale pentru a descompune substanțele periculoase în substanțe mai puțin toxice sau nontoxice”. Bioremedierea include bioacumularea și fitoremedierea (Sharma și colab., 2015). După cum au indicat Valipour și Ahn (2016), specii de plante utilizate pentru fitoremediere ar trebui să fie native și să aibă o rată de creștere rapidă, sistem radicular bine dezvoltat, randament ridicat de biomasă, adaptare, toleranță ridicată și capacitatea de a acumula poluanți. Unii factori de mediu, cum ar fi temperatura, pH-ul, radiațiile solare și salinitatea apei pot influența creșterea plantelor și performanțele lor în procesul de fitoremediere (Boboescu et al, 2020; Ianovici & Catrina, 2023).

În ultimele două decenii, folosirea plantelor în fitotehnologie pentru îndepărtarea metalelor a atras mai multă atenție. Prin această metodă, plantele (hiperacumulatoare) utilizate pentru fitoremediere acumulează metalul în părțile aeriene ale plantei (Singh și colab., 2010).

Fiecare specie vegetală are un rol specific în fitoremediere și ar putea fi diferită în mecanismul de preluare a metalelor grele care include: acumularea, excluderea, translocarea, osmoreglarea și distribuția. Practic, acumularea, translocarea și concentrarea de metale grele poate avea loc în toate părțile aeriene ale plantelor hiperacumulatoare. Așa cum este indicat de Nyquist și Greger (2007) mecanismul de absorbție al metalelor grele în plantele acvatice depinde și de nivelul de uzură al apei care este absorbită.

Jha și colab. (2016) au observat acest mecanism în special la speciile submerse, precum și la plantele plutitoare datorită sistemului slab dezvoltat al rădăcinii. Rata de creștere a plantelor și concentrația metalelor grele în țesuturi vegetale prezintă efect direct asupra capacității de eliminare a metalelor din plante.

Acumularea de metale grele în țesutul vegetal al plantelor acvatice s-a produs la nivelul rădăcinii fiind transportate în întreg corpul plantelor scufundate (Rahma și Hasegawa, 2011). În special plantele acvatice care nu plutesc, absorb metale cu ajutorul rădăcinii și le translocă în alte părți ale plantelor. Avantajul semnificativ al plantelor acvatice este biomasa mare și capacitatea ridicată de a acumula metale grele. Așa cum era de așteptat, concentrațiile mari de metale grele se găsesc în zona de jos a plantei în comparație cu părțile supraterane ale plantei. Într-adevăr această limitare a metalelor la nivelul rădăcinii a acționat ca un mecanism de protecție

inițială a aparatului fotosintetic în părțile aeriene. Au fost folosite diverse procedee ca tehnici de fitoremediere: fitoextracția, fitodegradarea, retrofiltrarea, fitostabilizarea, fitovolatizare, fitodezinarea și fitofiltrarea. După cum afirmă Thakur și colab. (2016), fitoextracția, filtrarea și fitostabilizarea sunt procese foarte importante din punct de vedere comercial.

Utilizarea plantelor acvatice în acumularea metalelor grele

Unele studii au fost realizate pentru a evalua capacitatea ridicată a fitofiltrării metalelor grele din zonele umede de către plante acvatice (Pratas și colab., 2014; Xie și colab., 2013). Fitofiltrarea se referă la rizofiltrare (folosirea rădăcinilor plantelor), blastofiltrare (utilizarea răsadurilor) sau caulofiltrare (utilizarea lăstarilor de plante tăiați). Eficiența fitofiltrării depinde în mare măsură de caracteristicile fizico-chimice ale plantelor sau de microorganismele fotosintetice de suprafață. Abhilash și colab. (2009) au constatat că îndepărtarea metalelor grele nu interferează cu rata de creștere a plantelor folosind fitofiltrarea, deși nu este o metodă adecvată pentru tratarea la fața locului folosind plante cu rădăcină mică și rată de creștere lentă. De exemplu, o plantă ideală ar trebui să aibă o toleranță ridicată la acumularea metalelor, o rată mare de producție de biomasă și ar trebui să fie recoltată în mod fezabil. După cum au arătat Pratas și colab. (2014), diverși factori de mediu care influențează creșterea plantelor, cum ar fi temperatura, menținerea echilibrului de nutrienți în soluție și dezavantajul reproducerii în laborator, limitează fitofiltrarea.

Adsorbția și transportul poluanților, cum ar fi metalele grele de către plante acvatice, sunt definite drept potențial de bioacumulare. Bioacumularea metalelor este puternic afectată de factori biotici și abiotici, cum ar fi pH-ul, temperatura și populațiile ionice din sistemul apos (Luchian et al, 2019; Găinaru & Ianovici, 2021).

O gamă largă de specii de plante acvatice, precum *Eichhornia sp.*, (*Eichhornia crassipes*, *Eichhornia azurea*, *Eichhornia diversifolia*, *Eichhornia paniculata*), *Salvinia sp.*, (*Salvinia molesta*, *Salvinia auriculata*, *Salvinia minima*), *Pistia stratiotes*, *Lemna minor*, *Azolla sp.*, specii submerse precum *Potamogeton sp.*, *Myriophyllum sp.*, specii emergente precum *Typha sp.*, *Scirpus sp.*, *Limncharis flava*, *Spartina sp.*, *Cyperus sp.* și *Phragmites sp.* și-au arătat potențialul de îndepărtare a metalelor din diferite tipuri de ape uzate (Rodríguez și Brisson, 2015).

Pe baza literaturii, macrofitele acvatice utilizate frecvent pentru remedierea metalelor grele în sistemul acvatic au fost zambila de apă (*Eichhornia crassipes*), lintița (*Lemna minor*) și salata verde de apă (*Pistia stratiotes*) (Hua și colab., 2012). Aceste trei plante acvatice plutitoare sunt

dominante în procesul de fitoremediere.

În ultimii ani, au fost publicate numeroase recenzii cu privire la absorbția de metale grele de către plantele acvatice, în special macrofite, cu accent pe mecanism, metode și concepte de fitoremediere (Rai, 2009, Tel-Or și Forni, 2011).

Subfamilia Lemnoideae. Lintîța este denumirea comună pentru patru genuri ale subfamiliei Lemnoideae: *Lemna*, *Spirodela*, *Wolffia* și *Wolffiella*. Datorită faptului că are o sensibilitate ridicată la diverși poluanți din mediu, lintîța poate fi utilizată cu succes ca bioindicator și pentru fitoremediere (Alexan, 2020). În cadrul acestei subfamili, speciile genului *Lemna*, sunt plantele cel mai des utilizate pentru fitoremediere (Newete și Byrne, 2016). Aceste plante sunt utilizate în multe studii pentru recaptarea nutrienților, nitrogenilor, fosforului și a metalelor toxice din apele uzate menajere și agricole. Acest gen a fost folosit pentru recuperarea metalelor grele timp de peste 30 de ani, cele mai multe studii au fost realizate cu *Lemna minor* și *Lemna gibba* cu mențiunea că *L. gibba* a fost mai eficientă și ar putea fi considerată un hiperacumulator ideal (Guimaraes și colab., 2012).

Subfamilia Aroideae. Cel mai bun reprezentat în direcția fitoremedierii al acestei subfamilii este *Pistia stratiotes*, salata de apă, fiind o plantă perenă plutitoare. Are structură submersă și aparat foliar plutitor. Acest macrofit acvatic este abundent în multe regiuni ale planetei datorită toleranței ridicate la temperatură și pH și a unui regim obișnuit de dezvoltare. După cum demonstrează Gupta și colab. (2012) o proporție mare de fier, potasiu, magneziu, mangan, calciu, cadmiu și cobalt se atașează la suprafețele radiculare externe ale salatei de apă prin adsorbție.

Familia Potederiaceae. *Eichhornia crassipes*, zambila de apă, este reprezentantul de bază în procesele de fitoremediere în cadrul acestei familii. Este o macrofită perenă plutitoare, cu frunze rotunjite. Poate acumula o rată mare de metale datorită adaptării rapide la diferite condiții acvatice. Rezanian și colab. (2015) au evaluat că zambila de apă este capabilă să acumuleze cantități mari de poluanți (metale grele) și nutrienți, ceea ce o face eficientă în tratarea apelor uzate. Hasan și colab. (2007) au considerat că această plantă poate tolera concentrații mari de metale grele și poate supraviețui și în condiții extreme. După cum este documentat de Kay și colab (1984) acumulările de metale din țesuturile zambilei de apă sunt orientate în ordinea: frunze < tulpini < rădăcini.

Familia Salviniaceae. Genul *Salvinia* cuprinde patru specii principale: *Salvinia natans*, *Salvinia molesta*, *Salvinia auriculata* și *Salvinia minima*. Este o plantă acvatică plutitoare, ritm de creștere ridicat și toleranță la concentrații mari de metale. După cum au evidențiat Al-Hamdani și Sirna (2008)

principalele motive pentru selectarea *Salvinia sp* pentru îndepărtarea metalelor grele sunt, atât rata ridicată de creștere cât și toleranța crescută.

BIBLIOGRAFIE SELECTIVĂ

- Abhilash P.C., Pandey V.C., Srivastava P., Rakesh P.S., Chandran S., Singh N., Thomas A.P. 2009. Phytofiltration of cadmium from water by *Limnocharis flava* (L.) Buchenau grown in free-floating culture system. J. Hazard. Mater. 170: 791–797.
- Ajayi A.A., Oyewole B.O. 2023. Giant African land snails (*Achatina achatina* and *Archachatina marginata*) as bioindicator of heavy metal pollution. Afr. J. Environ. Sci. Technol. 17(4): 80–88.
- Alexan D. I. 2020. Study on the effects of phytotoxicity of some xenobiotics on aquatic plants. Annales of West University of Timisoara. Series of Biology. 23(2):201-218.
- Al-Hamdani S.H., Sirna C.B. 2008. Physiological responses of *Salvinia minima* to different phosphorus and nitrogen concentrations. Am. Fern J. 98: 71–82.
- Bazarbayeva Z., Ilderbayev O., Suleimenova A., Nurmukhambetova G., Olzhayeva R., Dukenbayeva A., Issina A. 2025. *Pelophylax ridibundus* complex as bioindicator of the level of anthropogenic pollution of the environment. Ecol. Questions 36(1): 1–16.
- Boboescu N.T., Seichea E. I., Cînda L.M., Șcheau A.O., Ianovici N. 2020. Pesticides and their adverse effects on the environment and human health. BIOSTUDENT, 3 (1): 13-34
- Bravin M.N., Travassac F., Le Floch M., Hinsinger P., Garnier J.M. 2008. Oxygen input controls the spatial and temporal dynamics of arsenic at the surface of a flooded paddy soil and in the rhizosphere of lowland rice (*Oryza sativa* L.): A microcosm study. Plant Soil. 312: 207–218.
- Burger J. 2006. Bioindicators: Types, development, and use in ecological assessment and research. Environ. Bioindicators. 1: 136.
- Chahouri A., Yacoubi B., Moukrim A., Banaoui A. 2023. Bivalve molluscs as bioindicators of multiple stressors in the marine environment: recent advances. Cont. Shelf Res. 264: 105056.
- Chandel P., Mahajan D., Thakur K., Kumar R., Kumar S., Brar B., Sharma D., Sharma A.K. 2024. A review on plankton as a bioindicator: A promising tool for monitoring water quality. World Water Policy 10(1): 213–232.
- Chang X.X., Wen C.H., Wang H.J. 2000. Effect of heavy metal pollution on human health and sustainable development. Yunnan Environ. Sci. 19: 59.
- Chowdhury S., Dubey V.K., Choudhury S., Das A., Jeengar D., Sujatha B., Kumar A, Kumar N., Semwal A., Kumar V. 2023. Insects as bioindicator: A hidden gem for environmental monitoring. Front. Environ. Sci. 11: 1146052.
- Curren E., Yu D.C.Y., Leong S.C.Y. 2024. From the seafloor to the surface: a global review of gastropods as bioindicators of marine microplastics. Water Air Soil Pollut. 235(1): 45.
- Cuzziol Boccioni A.P., Peltzer P.M., Attademo A.M., Leiva L., Colussi C.L., Repetti M.R., Russel-White K., Di Conza N., Lajmanovich R.C. 2024. High toxicity of agro-industrial wastewater on aquatic fauna of a South American stream: Mortality of aquatic turtles and amphibian tadpoles as bioindicators of environmental health. Water Environ. Res. 96(3): e11010.
- Filiz E., Tombuloglu H. 2015. Genome-wide distribution of superoxide dismutase (SOD) gene families in *Sorghum bicolor*. Turk J. Biol. 39: 49–59.
- Fraysse B., Baudin J.P., Laplace J.G., Adam C., Boudou A. 2002. Impact of cadmium and zinc prior exposure on 110m silver, 58+60 cobalt, and 137 cesium uptake by two freshwater bivalves during a brief field experiment. Environ. Pollut. 118: 297.
- Fu F., Wang Q. 2011. Removal of heavy metal ions from wastewaters: A review. J. Environ. Manage. 92: 407–418.
- Gall J.E., Boyd R.S., Rajakaruna N. 2015. Transfer of heavy metals through terrestrial food webs: A review. Environ. Monit. Assess. 187: 1–21.
- Găinaru O., Ianovici N. 2021. Considerations regarding the effects of alkaline water on living organisms. BIOSTUDENT, 4 (1), pp. 91-162
- Goździewska A.M., Cymes I., Glińska-Lewczuk K. 2024. Zooplankton functional diversity as a bioindicator of freshwater ecosystem health across land use gradient. Sci. Rep. 14(1): 18456.
- Graham R.D., Knez M., Welch R.M. 2012. How much nutritional iron deficiency in humans globally is due to an underlying zinc deficiency? Adv. Agron. 115: 1–40.
- Grudnicki M., Ianovici N. 2014. Noțiuni teoretice și practice de Fiziologie vegetală, Ed. Mirton, Timișoara, 289 p.,
- Guimaraes F.P., Aguiar R., Oliveira J.A., Silva J.A.A., Karam D. 2012. Potential of macrophyte for removing arsenic from aqueous solution. Planta Daninha 30: 683–696.
- Gupta P., Roy S., Mahindrakar A.B. 2012. Treatment of water using water hyacinth, water lettuce, and vetiver grass: a review. Resour. Environ. 2: 202–215.
- Hasan S.H., Talat M., Rai S. 2007. Sorption of cadmium and zinc from aqueous solutions by water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). Bioresour. Technol. 98: 918–928.
- Hua J., Zhang C., Yin Y., Chen R., Wang X. 2012. Phytoremediation potential of three aquatic macrophytes in manganese-contaminated water. Water Environ. J. 26: 335–342.

- Ianovici N. 2015. Introducere în biomonitorizare. Caiet pentru practica de teren. Ed. Mirton, Timisoara, 93 p
- Ianovici N, Vereş M., Catrina R.G., Pîrvulescu A.M., Tănase R.M., Datcu D.A 2015. Methods of biomonitoring in urban environment: leaf area and fractal dimension. *Annals of West University of Timișoara, ser. Biology*, 18 (2):169-178.
- Ianovici N., Catrina R.C. 2023. Contributions to biomonitoring through plants, *BIOSTUDENT*, 2023, 6 (1), pp. 5- 30
- Ibrahim A.M., Mobarak S.A. 2024. *Laevicaulis stuhlmanni* slugs as accumulation bio-indicators of lead metal pollution: immunotoxic, physiological, and histopathological alterations. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 31(38): 50905–50915.
- Jayakumar K., Vijayarangan P., Changxing Z., Gomathinayagam M., Jaleel C.A. 2008. Soil applied cobalt alters the nodulation, leg-haemoglobin content, and antioxidant status of *Glycine max* (L.) Merr. *Colloid Surf. B-Biointerfaces* 67: 272–275.
- Jha V.N., Tripathi R.M., Sethy N.K., Sahoo S.K. 2016. Uptake of uranium by aquatic plants growing in freshwater ecosystems around uranium mill tailings pond at Jaduguda, India. *Sci. Total Environ.* 539: 175–184.
- Kay S.H., Haller W.T., Garrard L.A. 1984. Effects of heavy metals on water hyacinths (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms). *Aquat. Toxicol.* 5: 117–128.
- Key P.B., Wirth E.F., Fulton M.H. 2006. A review of grass shrimp, *Palaemonetes* spp., as a bioindicator of anthropogenic impacts. *Environ. Bioindicators* 1: 115.
- Khan M.A., Castro-Guerrero N., Mendoza-Cozatl D.G. 2014. Moving toward precise nutrition: preferential loading of seeds with essential nutrients over non-essential toxic elements. *Front. Plant Sci.* 5: 51.
- Kosegarten H., Koyro H.W. 2001. Apoplastic accumulation of iron in the epidermis of maize (*Zea mays*) roots grown in calcareous soil. *Physiol. Plant.* 113: 515–522.
- Kramer U. 2010. Metal hyperaccumulation in plants. *Annu. Rev. Plant Biol.* 61: 517–534.
- Ladislav S., El-Mufleh A., Gérente C., Chazarenc F., Andrès Y., Béchet B. 2012. Potential of aquatic macrophytes as bioindicators of heavy metal pollution in urban stormwater runoff. *Water Air Soil Pollut.* 223: 877–888.
- Long X.X., Yang X.E., Ni W.Z., Ye Z.Q., He Z.L., Calvert D.V., Stoffella J.P. 2003. Assessing zinc thresholds for phytotoxicity and potential dietary toxicity in selected vegetable crops. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 34: 1421–1434.
- Luchian M.R., Datcu A.D., Ianovici N. 2019. The effect of glyphosate-based formulations on aquatic plants. *BIOSTUDENT*, 2 (1), pp. 25-32
- Mahamood M., Khan F.R., Zahir F., Javed M., Alhewairini S.S. 2023. *Bagarius bagarius*, and *Eichhornia crassipes* are suitable bioindicators of heavy metal pollution, toxicity, and risk assessment. *Sci. Rep.* 13(1): 1824.
- Mendel R.R., Schwarz G. 1999. Molybdoenzymes and molybdenum cofactor in plants. *Crit. Rev. Plant Sci.* 18: 33–69.
- Murtaza G., Ghafoor A., Qadir M., Owens G., Aziz M.A., Zia M.H., Saifullah. 2010. Disposal and use of sewage on agricultural lands in Pakistan: A review. *Pedosphere* 20: 23–34.
- Najibzadeh M., Kazemi A., Hassan H.U., Esmailbeigi M. 2024. Hazard assessment of microplastics and heavy metals contamination in Levant frogs (*Pelophylax bedriagae*): a bioindicator in Western Iran. *Environ. Res.* 262: 119774.
- Nanchaiah Y.V., Mohan S.V., Lens P.N.L. 2015. Metals removal and recovery in bioelectrochemical systems: a review. *Bioresour. Technol.* 195: 102–114.
- Newete S.W., Byrne M.J. 2016. The capacity of aquatic macrophytes for phytoremediation and their disposal with specific reference to water hyacinth. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 23: 10630–10643.
- Nyquist J., Greger M. 2007. Uptake of Zn, Cu, and Cd in metal loaded *Elodea canadensis*. *Environ. Exp. Bot.* 60: 219–226.
- Page V., Feller U. 2005. Selective transport of zinc, manganese, nickel, cobalt and cadmium in the root system and transfer to the leaves in young wheat plants. *Ann. Bot.* 96: 425–434.
- Page V., Feller U. 2015. Heavy metals in crop plants: Transport and redistribution processes on the whole plant level. *Agronomy* 5: 447–463.
- Page V., Weisskopf L., Feller U. 2006. Heavy metals in white lupin: Uptake, root-to-shoot transfer and redistribution within the plant. *New Phytol.* 171: 329–341.
- Plessl C., Otachi E.O., Körner W., Avenant-Oldewage A., Jirsa F. 2017. Fish as bioindicators for trace element pollution from two contrasting lakes in the Eastern Rift Valley, Kenya: spatial and temporal aspects. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 24(24): 19767–19776.
- Pratas J., Paulo C., Favas P.J., Venkatachalam P. 2014. Potential of aquatic plants for phytofiltration of uranium-contaminated waters in laboratory conditions. *Ecol. Eng.* 6: 170–176.
- Radić S., Stipančević D., Cvjetko P., Mikelić I.L., Rajčić M.M., Širac S., Pavlica M. 2010. Ecotoxicological assessment of industrial effluent using duckweed (*Lemna minor* L.) as a test organism. *Ecotoxicology* 19: 216–222.
- Rahma M.A., Hasegawa H. 2011. Aquatic arsenic: phytoremediation using floating macrophytes. *Chemosphere* 83: 633–646.
- Rai P.K. 2009. Heavy metal phytoremediation from aquatic ecosystems with special reference to macrophytes. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 39: 697–753.
- Rascio N., Vecchia F.D., La Rocca N., Barbato R., Pagliano C., Raviolo M., Gonnelli C., Gabbriellini R. 2008. Metal accumulation and damage in rice (cv. Vialone nano) seedlings exposed to cadmium. *Environ. Exp. Bot.* 62: 267–278.
- Rezanian S., Mohd F.M.D., Mat Taib S., Dahalan F.A. 2016. Comprehensive review on phytotechnology: Heavy metals removal by diverse aquatic plants species from wastewater. *J. Hazardous Mater.* 318:587-599.

- Rezania S., Ponraj M., Din M.F.M., Songip A.R., Sairan F.M., Chelliapan S. 2015. The diverse applications of water hyacinth with main focus on sustainable energy and production for new era: an overview. *Renew. Sust. Energ. Rev.* 41: 943–954.
- Richau K.H., Kozhevnikova A.D., Seregin I.V., Voojis R., Koevoets P.L.M., Smith J.A.C., Ivanov V.B., Schat H. 2009. Chelation by histidine inhibits the vacuolar sequestration of nickel in roots of the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. *New Phytol.* 183: 106–116.
- Riesen O., Feller U. 2005. Redistribution of nickel, cobalt, manganese, zinc, and cadmium via the phloem in young and maturing wheat. *J. Plant Nutr.* 28: 421–430.
- Rodríguez M., Brisson J. 2015. Pollutant removal efficiency of native versus exotic common reed (*Phragmites australis*) in North American treatment wetlands. *Ecol. Eng.* 74: 364–370.
- Sharma S., Singh B., Manchanda V.K. 2015. Phytoremediation: role of terrestrial plants and aquatic macrophytes in the remediation of radionuclides and heavy metal contaminated soil and water. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 22: 946–962.
- Singh R., Singh D.P., Kumar N., Bhargava S.K., Barman S.C. 2010. Accumulation and translocation of heavy metals in soil and plants from fly ash contaminated area. *J. Environ. Biol.* 31: 421–430.
- Soutiyah A.A., Abdulhafith S.A., Saleh A., Dhulap V.P., Ahire K.D., Attitalla I.H. 2023. The role of marine algae as a bioindicator in assessing environmental pollution. *J. Survey in Fisheries Sci.* 10(1): 1837–1869.
- Stasinou S., Nasopoulou C., Tsirikia C., Zabetakis I. 2014. The bioaccumulation and physiological effects of heavy metals in carrots, onions, and potatoes and dietary implications for Cr and Ni: A review. *J. Food Sci.* 79: R765–R780.
- Stieger P.A., Feller U. 1994. Nutrient accumulation and translocation in maturing wheat plants grown on waterlogged soil. *Plant Soil* 160: 87–95.
- Sud D., Mahajan G., Kaur M.P. 2008. Agricultural waste material as potential adsorbent for sequestering heavy metal ions from aqueous solutions—A review. *Bioresour. Technol.* 99: 6017–6027.
- Tel-Or E., Forni C. 2011. Phytoremediation of hazardous toxic metals and organics by photosynthetic aquatic systems. *Plant Biosyst.* 145: 224–235.
- Thakur S., Singh L., Wahid Z.A., Siddiqui M.F., Atnaw S.M., Din M.F.M. 2016. Plant-driven removal of heavy metals from soil: uptake, translocation, tolerance mechanism, challenges, and future perspectives. *Environ. Monit. Assess.* 188: 1–11.
- Turgeon R., Wolf S. 2009. Phloem transport: Cellular pathways and molecular trafficking. *Annu. Rev. Plant Biol.* 60: 207–221.
- Valipour A., Ahn Y.H. 2016. Constructed wetlands as sustainable ecotechnologies in decentralization practices: a review. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 23: 180–197.
- Van Bel A.J.E. 2003. The phloem, a miracle of ingenuity. *Plant Cell Environ.* 26: 125–149.
- Wei S., Anders I., Feller U. 2014. Selective uptake, distribution, and redistribution of Cd-109, Co-57, Zn-65, Ni-63, and Cs-134 via xylem and phloem in the heavy metal hyperaccumulator *Solanum nigrum* L. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 21: 7624–7630.
- Witte C.P. 2011. Urea metabolism in plants. *Plant Sci.* 180: 431–438.
- Xie W.Y., Huang Q., Li G., Rensing C., Zhu Y.G. 2013. Cadmium accumulation in the rootless macrophyte *Wolffia globosa* and its potential for phytoremediation. *Int. J. Phytoremediat.* 15: 385–397.
- Yang X., Li T.Q., Yang J.C., He Z.L., Lu L.L., Meng F.H. 2006. Zinc compartmentation in root, transport into xylem, and absorption into leaf cells in the hyperaccumulating species of *Sedum alfredii* Hance. *Planta* 224: 185–195.
- Yruela I. 2009. Copper in plants: Acquisition, transport and interactions. *Funct. Plant Biol.* 36: 409–430.
- Zeller S., Feller U. 1998. Redistribution of cobalt and nickel in detached wheat shoots: effects of steam-girdling and of cobalt and nickel supply. *Biol. Plant.* 41: 427–434.
- Zeller S., Feller U. 1999. Long-distance transport of cobalt and nickel in maturing wheat. *Eur. J. Agron.* 10: 91–98.
- Zhou Q., Shi J., Fu J., Jiang G. 2008. Biomonitoring: An appealing tool for assessment of metal pollution in the aquatic ecosystem. *Analytica Chimica Acta* 606(2): 135–150.