



Szörös disznóparéj fitoremediációs alkalmazásának lehetőségei

Egyetemi doktori (PhD) értekezés

Sipos Bianka

Témavezető:
Dr. Kundrát-Simon Edina
egyetemi tanár

DEBRECENI EGYETEM
Természettudományi és Műszaki Tudományi Doktori Tanács
Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola
Debrecen, 2025

Ezen értekezést a Debreceni Egyetem Természettudományi és Műszaki Tudományi Doktori Tanács, Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola Kvantitatív és Terresztris Ökológia programja keretében készítettem a Debreceni Egyetem természettudományi/műszaki doktori (PhD) fokozatának elnyerése céljából. Nyilatkozom arról, hogy a tézisekben leírt eredmények nem képezik más PhD disszertáció részét.

Debrecen, 2025. június 13.

.....

Sipos Bianka

a jelölt aláírása

Tanúsítom, hogy Sipos Bianka doktorjelölt 2021–2025 között a fent megnevezett Doktori Iskola Kvantitatív és Terresztris Ökológia programjának keretében irányítással végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult. Nyilatkozom továbbá arról, hogy a tézisekben leírt eredmények nem képezik más PhD disszertáció részét.

Az értekezés elfogadását javasolom.

Debrecen, 2025. június 13.

.....

Dr. Kundrát Simon Edina

a témavezető aláírása

SZŐRŐS DISZNÓPARÉJ FITOREMEDIÁCIÓS ALKALMAZÁSÁNAK LEHETŐSÉGEI

Értekezés a doktori (Ph.D.) fokozat megszerzése érdekében
a Környezettudomány tudományágban

Írta: **Sipos Bianka** okleveles biotechnológus

Készült a Debreceni Egyetem Juhász-Nagy Pál doktori iskolája
(Kvantitatív és Teresztudomány Ökológia programja) keretében

Témavezető: **Dr. Kundrát-Simon Edina**

Az értekezés bírálói:

Dr.

Dr.

A bírálóbizottság:

elnök: Dr.

tagok: Dr.

Dr.

Dr.

Dr.

Az értekezés védésének időpontja: 20...

TARTALOMJEGYZÉK

| | |
|---|----|
| 1. Bevezetés..... | 9 |
| 1.1. Célkitűzések | 11 |
| 2. Irodalmi áttekintés..... | 13 |
| 2.1. Fémek, mint talajszennyezők | 13 |
| 2.2. Bioremediáció | 14 |
| 2.2.1. Fitoremediáció..... | 15 |
| 2.2.2. Fitoremediációs eljárások..... | 17 |
| 2.3. Gyomnövények fitoremediációs célú alkalmazása | 20 |
| 2.3.1. A disznóparéj fajok (<i>Amaranthus</i> spp.) fitoremediációs alkalmazásai | 21 |
| 3. Anyag és módszer | 25 |
| 3.1. Terepi vizsgálat módszerei..... | 25 |
| 3.1.1. Vizsgált terület | 25 |
| 3.1.2. Növényzeti mintavétel..... | 26 |
| 3.1.3. Talajmintavétel..... | 26 |
| 3.2. Laboratóriumi módszerek | 27 |
| 3.2.1. Növényi minták vizsgálata | 27 |
| 3.2.2. Talajminták vizsgálata..... | 27 |
| 3.2.3. Bioakkumulációs és transzlokációs faktor | 29 |
| 3.3. Adatgyűjtés..... | 30 |
| 3.4. Statisztikai módszerek..... | 31 |
| 3.4.1. A szőrös disznóparéj fitoextrakciós potenciáljának vizsgálata | 31 |
| 3.4.2. A disznóparéj fajok fémfelvételének metaanalízise..... | 32 |
| 4. Eredmények..... | 33 |
| 4.1. A szőrös disznóparéj fitoextrakciós potenciáljának vizsgálata | 33 |
| 4.1.1. Növényi részek elemösszetétele..... | 33 |

| | |
|--|-----|
| 4.1.2. A szőrös disznóparéj bioakkumulációs faktor (BAF) és transzlokációs faktor (TF) értékei | 39 |
| 4.1.3. Talaj fizikai és kémiai paraméterei | 43 |
| 4.1.4. Talaj elemösszetétele..... | 43 |
| 4.2. A disznóparéj fajok fémfelvételének vizsgálata metaanalízissel | 45 |
| 4.2.1. A fémfelhalmozódás vizsgálata metaanalízissel disznóparéj fajokban..... | 47 |
| 4.2.2. A fémek bioakkumulációs faktora (BAF) a disznóparéj fajok növényi részeiben..... | 47 |
| 5. Értékelés | 49 |
| 5.1. A szőrös disznóparéj fitoextrakciós potenciáljának vizsgálata | 49 |
| 5.2. A disznóparéj fajok fémfelvételének vizsgálata metaanalízissel | 58 |
| 6. Összegzés | 67 |
| Új tudományos eredmények..... | 71 |
| 7. Summary | 73 |
| Novel scientific findings | 77 |
| Köszönetnyilvánítás | 79 |
| Irodalomjegyzék..... | 81 |
| Függelék | 107 |

1. Bevezetés

A talajok gyors, urbanizáció okozta nehézfém-szennyezése az elmúlt évtizedekben jelentősen megnőtt (Luo et al., 2012). Ez a jelenség nemcsak a környezetet, hanem közvetlen és közvetett módon az emberi egészséget és az ökoszisztémák stabilitását is veszélyezteti (Zhu et al., 2017). Napjainkra a fokozott emberi tevékenység következményeként a talaj, a víz és a légkör nehézfém-szennyezettsége különösen a városi térségekben vált az élelmiszerbiztonságot és az egészséget fenyegető környezeti kockázattá (Jacob & Kakulu, 2012; Simon et al., 2014; Molnár et al., 2020; Simon et al., 2020). Mindez összefügg azzal, hogy a városi területeken a talajok gyakori zavarásnak vannak kitéve, melyekbe egyidejűleg akár többféle szennyezőanyag, köztük nehézfém kerül, amelyek kibocsátó forrását gyakran nehéz megállapítani (Craul, 1985). Ezért kiemelt jelentőségű a nehézfémek térbeli eloszlásának azonosítása, amely megalapozza a talajgazdálkodási döntéseket, és hozzájárul a lakosság számára is megfelelő talajminőség biztosításához (Li et al., 2018; Steffan et al., 2018).

A nehézfémek jelenléte a talajban világszerte az egyik legsúlyosabb ökológiai problémát jelenti. Az emberek és az állatok különböző módokon lehetnek kitéve a nehézfémek és nyomelem szennyezéseknek: például légszennyező anyagok belélegzése, szennyezett ivóvíz fogyasztása, szennyezett talajnak vagy ipari hulladéknak való közvetlen kitétség, valamint szennyezett élelmiszerek (például zöldségek, gabonafélék, gyümölcsök, húsfélék) fogyasztása révén (Duruibe et al., 2007; Simon et al., 2017, 2019; Tózsér et al., 2019a). A szennyezett talajból a nehézfémek a légkörbe és a vizekbe kerülhetnek, amely ökológiai és környezeti problémát okoz (Abriha-Molnár et al., 2024). A fő kibocsátók közé sorolhatók többek között a túlzott mezőgazdasági műtrágyázás és vegyszerhasználat, a fosszilis tüzelőanyagok égetése, a közlekedés, a bányászat, az ipari tevékenységek, illetve a különféle szennyvíz- és hulladékkezelési módszerek (Wei et al., 2020; Briffa et al., 2020).

A nehézfémek toxikus hatásai különösen jelentősek a növények esetében is: gátolják a vegetatív növekedést, csökkentik a termékenységet, ezáltal tovább veszélyeztetve az ökoszisztéma egészét (Rascio & Navari-Izzo, 2011). Tekintettel arra, hogy a nehézfém-szennyezés súlyos ökológiai katasztrófához vezethet, és figyelembe véve, hogy mekkora területeket érint a probléma, az utóbbi évtizedekben fokozott figyelmet kaptak a hatékony remediációs

technológiák. A fizikai remediáció típusai közé tartozik például a talaj termikus deszorpciója és a talaj cseréje, míg a kémiai remediáció különböző szennyezők kioldásán alapuló technikákat jelent, amelyek során a fő alkalmazott oldószerek – savak, bázisok, sók, kelátképző és felületaktív anyagok – alkalmazásával történik a szennyezők eltávolítása (Marques et al., 2011). A szennyezőanyagok stabilizációja a nehézfémek oldhatatlan, immobilis és kevésbé mérgező formákká történő átalakításával szintén a kémiai remediációs technológiák között tartható számon (Khan et al., 2004). Emellett meg kell említeni a kémiai oxidáción/redukción alapuló remediációs módszereket is (Song et al., 2022).

A fizikai és kémiai módszerek mellett előtérbe került a bioremediáció, amely élő szervezetek – például mikroorganizmusok vagy növények – alkalmazásával távolítja el a szennyező anyagokat (Vidali, 2001). Ennek a módszercsoportnak a fitoremediáció az egyik fő ága, amely a növények segítségével távolítja el, vagy ártalmatlanítja a környezetben található szennyezőket. Bizonyos növények nemcsak a léghő szennyező anyagait képesek eltávolítani fotoszintézis során, hanem egyes fajok képesek a talajból és a vízből a gyökereiken keresztül felvenni, és a szövetekben, szervekben akkumulálni és koncentrálni a nehézfémeket és más szennyező anyagokat (Sharma, 2007). A fitoremediáció, mint módszercsoport számos, egyes szennyezőanyagokra specializált eljárást foglal magában. Közös előnyük a hagyományos technikákkal szemben, hogy kisebb mértékben avatkoznak be a környezetbe, lehetővé teszik a tartós zöld borítás létrehozását, valamint a biomassza további hasznosítását (Bissonnette et al., 2010). A kis ökológiai lábnyom és a költséghatékonyság miatt a fitoremediáció az egyik legígéretesebb módszerek közé sorolható. Az egyik legelterjedtebb módszere a fitoextrakció, amely a növények fémfelvételére (akkumulációra) épül (Wani et al., 2011).

Számos gyomnövény, például a disznóparéj fajok különösen alkalmasak ezen vizsgálatokra, mivel gyakran előfordulnak szennyezett területeken, magas fémtoleranciát mutatnak, gyors vegetatív fejlődésűek és jó kolonizációs képességűek. Ezen tulajdonságok miatt a disznóparéj fajok kiváló tesztalanyai az elemakkumulációs vizsgálatoknak. Jelen értekezésben a szőrös disznóparéj (*Amaranthus retroflexus*) fitoremediációs alkalmazásának lehetőségeit vizsgáltam egy korábban szennyvízkezelésre használt tőrendszer területén. A tőrendszer rekultivációját 2010-ben kezdték meg, amely során megszüntették a szigetetlen földmedrű, szennyvíz befogadására használt tavakat. Emellett

egy kiterjedt irodalomkutatás is készült, amely a disznóparéj fajok fitoremediációs alkalmasságát vizsgálja.

1.1. Célkitűzések

WP1 A szőrös disznóparéj fitoextrakciós potenciáljának vizsgálata

A szőrös disznóparéj fitoextrakciós potenciáljának vizsgálata során szennyezett talajokon tenyésztő egyedek elemakkumulációs potenciálját kutattuk. Célunk volt megállapítani, hogy a szennyezett területről gyűjtött növények elemanalízise alapján van-e összefüggés a vizsgált terület különböző mértékű szennyezettsége és a növényi részekben eltérő koncentrációban felhalmozódott szennyező anyagok között. Ennek során a szennyezett területekről mintázott növények szerveinek (gyökér, szár és levél) elemösszetételét, valamint ugyanezen területekről vett talajminták elemtartalmát vizsgáltuk, kiegészítve a talaj alap fizikai és kémiai paramétereinek elemzésével. Akkumulációs- és transzlokációs faktorok számításával meghatároztuk az egyes növényi szervek akkumulációs, valamint transzlokációs képességét.

H1.1. Pozitív korrelációt feltételeztünk a fémfelhalmozódás mértéke és a talajszennyezettség szintje között.

H1.2. Feltételeztük, hogy a szőrös disznóparéj jó remediációs potenciállal rendelkezik, azaz bioakkumulációs faktor és transzlokációs faktor értékei egyaránt magasak.

WP2 A disznóparéj fajok fémfelvételének vizsgálata metaanalízissel

Kiterjedt irodalomkutatást végeztünk, mely során különböző disznóparéj fajok szerveinek akkumulációs képességét elemeztük a korábbi tanulmányokban közölt eredmények alapján. Célunk az volt, hogy irodalmi alapú metaanalízis segítségével elemezzük az e tekintetben leggyakrabban vizsgált fémek (Cd, Cu, Fe, Ni, Pb, Zn) felhalmozódását a szennyezett talajon tenyésztő disznóparéj fajok kiválasztott részeiben (gyökér, szár és levél). A fémaakkumuláció hatásméretét minden egyes szennyezetlen-szennyezett összehasonlítás esetében a nem standardizált átlagos különbség (relatív kölcsönhatási intenzitás, RII, Armas et al., 2004) segítségével számoltuk ki.

H2.1. A korábbi tanulmányok eredményei alapján feltételeztük, hogy a szennyezett talajon tenyésző disznóparéjokban szignifikánsan intenzívebb akkumuláció figyelhető meg, mint a nem szennyezett talajon tenyészőkben.

H2.2. Feltételeztük, hogy a fémek az egyes növényi részekben halmozódnak fel, azonban eltérő koncentrációban. Feltételeztük, hogy a Pb és a Cd elsősorban a gyökerekben halmozódik fel, míg a Cu, Fe, Ni és Zn várhatóan a föld feletti növényi részekben éri el a legnagyobb koncentrációt, amit az említett fém-növényrész kapcsolatok magas bioakkumulációs (BAF) értékei is alátámasztanak.

2. Irodalmi áttekintés

2.1. Fémek, mint talajszennyezők

A talaj az egyik legfontosabb és legértékesebb természeti erőforrás az ember számára, amelytől a mezőgazdaság fenntarthatósága és az emberi társadalom óriási mértékben függ (Lone et al., 2008). A talaj nehézfémek okozta szennyezettsége azonban komoly veszélyt jelent az emberiségre. Számos régió, például Közép- és Kelet-Európa (~ kb. 1,7 millió szennyezett terület), az USA (0,6 millió szennyezett barna mezei talaj), az olyan fejlődő országok, mint Kína (~ a termőföldek 1/6-a, ami több, mint 20 millió hektár), India, Pakisztán és Banglades a talaj nehézfémekkel való szennyezettségének megoldásáért küzd, bár a probléma területenként és súlyosságában eltérő lehet (Yao et al., 2012; Sharma & Pandey, 2014; Bibi et al., 2023). Az elhanyagolható természetes folyamatok mellett – mint a vulkánkitörések, a kőzetek mállása, stb. – az ipar fejlődésével és az urbanizáció gyorsulásával a nehézfémek mennyisége a környezetben az elmúlt évtizedekben jelentősen megnövekedett, ami világszerte nagy kihívást jelent (Suman et al., 2018; Ashraf et al., 2019).

A szennyező anyagok közül a nehézfémek különös veszélyt jelentenek, mivel képesek a táplálékláncban történő bioakkumulációra/felhalmozódásra, és jelentős kockázatot hordoznak a környezet, az állatvilág, a növényzet, valamint az emberi egészség számára. A nehézfémek a kémiai elemek egyik csoportja, amelyek viszonylag nagy sűrűséggel, atomtömeggel és protonszámmal rendelkeznek. A gyakori nehézfémek közé tartozik a Cd, a Hg, az Pb, az As, a Zn, a Cu, a Ni és a Cr. Ezek a nehézfémek természetes vagy antropogén forrásokból származnak. Növekvő nehézfém-terhelés jelentkezik a talajokban például az olaj- és gázkitermelés során (Neff et al., 2011; Pichtel, 2016), a mezőgazdaságban használt foszfát műtrágyák alkalmazásából eredően (Rafique et al., 2016), a szennyvíziszap nem megfelelő kezelése által (Farahat & Linderholm, 2013), fémbányászat és kohászat során (Chen et al., 2016), a növényvédő szerek alkalmazása által (Alengebawy et al., 2021), vagy a galvanizálás és a fosszilis tüzelőanyagok égetése által (Muradoglu et al., 2015). Ezek mellett a közlekedés szintén fontos szerepet játszik a talaj nehézfém-szennyezésében, ugyanis az autópályák közelében jellemzően nagy nehézfém koncentrációk mutathatók ki (Zeng et al., 2018; Ali et al., 2019).

A nehézfémek biológiailag nem lebomló természetük miatt hosszú időn keresztül szennyezik a talajt. A hosszú távú nehézfém-szennyezés kedvezőtlen

hatással van a mikrobiális biodiverzitásra és aktivitásra (Chen et al., 2014). Ez különösen jelentős, mivel a talajmikroorganizmusok alapvető szerepet játszanak a talaj szerves széntartalmának átalakulásában, amely folyamat meghatározó a talaj termékenysége szempontjából (Xu et al., 2018). Ezen kívül, a nehézfémekkel szennyezett talajban termesztett gabonafélék a fémek felhalmozódása miatt komoly egészségügyi kockázatot jelentenek (Wang et al., 2003). A fentiek jól példázzák, hogy a nehézfém-szennyezés tönkreteszi az ökoszisztéma egyensúlyát, negatív hatással van a talaj tulajdonságaira, befolyásolja a mezőgazdasági termelékenységet és károsítja az emberi egészséget a közvetlen expozíció vagy a táplálékhálózatba való bekerülés révén (Mao et al., 2015; Ahmad et al., 2016). A nehézfémek toxikus koncentrációban a vesék és a csontok károsodását eredményezik, valamint szív- és érrendszeri, továbbá neurológiai-problémákat okoznak, és ezek mellett a rák kialakulásának esélyét is növelik (Renieri et al., 2019).

2.2. Bioremediáció

A bioremediáció a biomassza alkalmazását jelenti a szennyezőanyagok koncentrációjának és/vagy káros hatásának elfogadható szintre történő csökkentése céljából, oly módon, hogy közben megőrzi az ökoszisztéma közel eredeti szerkezetét és biológiai aktivitását. Vizsgálatok kimutatták, hogy a megfelelő mikrobák és növényfajok hozzáadásával a biomassza alkalmazása hatékonyan javíthatja a szennyezett területek állapotát. A biomassza hozzáadása növeli a károsodott terület szervesanyag-tartalmát a szervesanyag-lerakódás révén, valamint korlátozza a fémek mobilitását azáltal, hogy azok szerves anyagokhoz kötődnek (Tardif et al., 2019; Munford et al., 2020). Ennélfogva a toxicitás mérséklésére irányuló beavatkozások közé tartozik, mivel a fémek detoxifikációja ionos vagy fizikai átalakulások, valamint sejten belüli vagy talajbeli immobilizáció, kelátképzés és kicsapódás révén valósulhat meg (BecerraCastro et al., 2012). Az élő szervezetek fizikai, sejtszintű és molekuláris mechanizmusai segítségével távolítják el, alakítják át a szennyezőanyagokat. A bioremediáció nagy hatékonyságú, nem, vagy csak elhanyagolható mennyiségű másodlagos szennyezőanyag keletkezésével jár, alkalmas értékes anyagok kivonására, és emellett költséghatékony módszer (Seh-Bardan et al., 2012; Gomez-Ros et al., 2013). A bioremediáció fontos a nehézfém-szennyezés visszaszorítása és az ökoszisztéma helyreállítása érdekében, melynek több típusát különböztethetjük meg (Ahn et al., 2020). A

remediációs módszerek közül a fitoremediációt részletesen bemutatom, és annak típusait és alkalmazását a következő fejezetben ismertetem.

2.2.1. Fitoremediáció

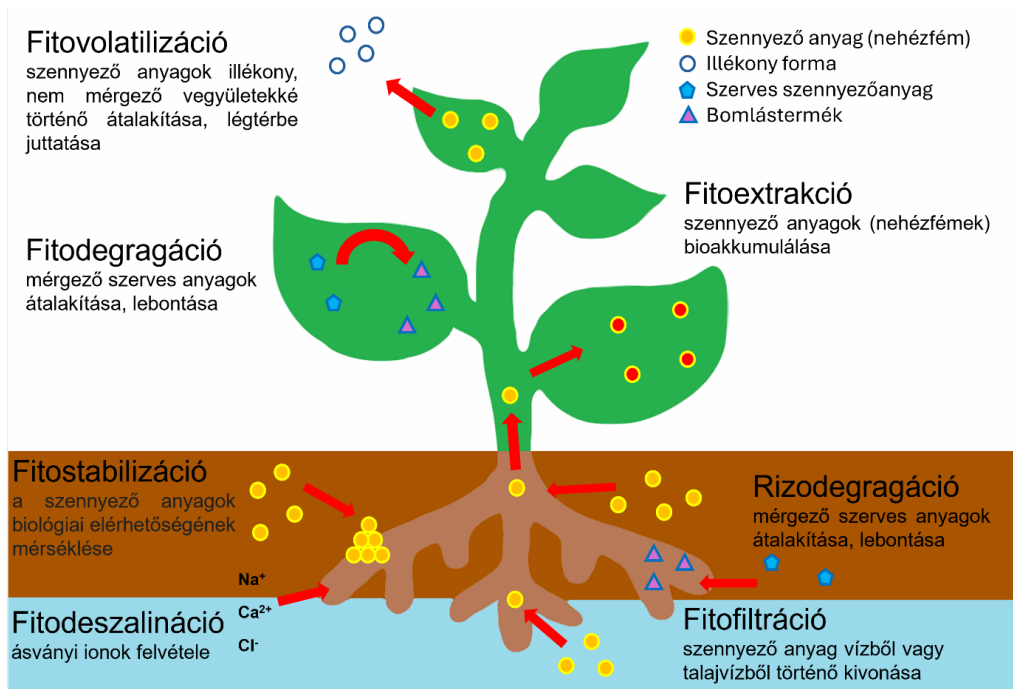
Számos remediációs technológiát fejlesztettek ki a nehézfém-szennyezés káros hatásainak csökkentésére vagy megszüntetésére. Közülük a fitoremediáció alacsony költségű és rendkívül hasznos eljárás a nehézfém-szennyezés mérséklésére. Különböző típusú növények nagy abszorpciós kapacitással rendelkeznek, így hatékonyan alkalmazhatók (Yan et al., 2020). A fitoremediáció egy alternatív és innovatív módszer, amelynél a fajok és genotípusok specifikálása teszi lehetővé különböző szennyező anyagok eltávolítását (Shah & Daverey, 2020; Ugwu et al., 2021). A fitoremediációs technikák eredményes alkalmazásának feltétele a növényi tolerancia, a nehézfém-akkumuláció, valamint a toxikus szinthatárok pontos megérését is, továbbá lényeges az elemek növényeken belüli transzferfolyamatainak feltárása (Oladoye et al., 2022). Különböző mechanizmusok teszik lehetővé, hogy a növények felhalmozzák a tápanyagokat, a fémeket, és más szennyező anyagokat. A fémeket a növények intracellulárisan akkumulálják (Shah & Daverey, 2020; Garg & Rox, 2022). A fitoremediáció hatékony alkalmazásához az első lépés azon növényfajok azonosítása, amelyek képesek elviselni a kiválasztott szennyezőanyag nagy koncentrációját. A legígéretesebb stratégia ezen növényfajok felkutatására a szennyezett területekről származó egyedek tanulmányozása (Yan et al., 2020). A fitoremediációs potenciál teljes kihasználása érdekében elengedhetetlen annak a fő mechanizmusnak a megértése, amely révén a növény eltávolítja a szennyező anyagot, továbbá szükséges ismerni a növény toleranciáját, valamint a szennyező anyag növényen belüli transzportfolyamatait is (Thampatti et al., 2020).

A toleráns őshonos fajok azonosítása alapvető a fitoremediáció sikeres alkalmazásához, mivel lényeges tényező a helyi körülményekhez való alkalmazkodás, valamint az invazív vagy egzotikus fajokkal való versengés (Pires-Lira et al., 2020). A növényfajok kiválasztása előtt különböző kritériumokat kell figyelembe venni a maximális fitoextrakció elérése érdekében. Előnyben részesítendőek azok a fajok, amelyek a szennyezett területeken a tápanyagok alacsony elérhetősége mellett is jól növekednek, és amelyek kevesebb költséget és munkaerőt igényelnek. Ideális esetben a fitoremediációra alkalmas növénynek nagy talaj feletti biomasszával kell

rendelkeznie, amely a szennyező anyag „elnyelőjeként” működik. Mára már több mint 700 olyan növényfajt azonosítottak, amelyek képesek a nehézfémek hiperakkumulációjára (Reeves et al., 2017), az egynyári fűféléktől kezdve az évelő cserjékig és fáig terjedően (Tózsér et al., 2023), de legtöbbjük lassú növekedésük és kis méretük miatt nem alkalmasak a fitoextrakcióra. Bár a gyomokat főként zavaró növényeknek tekintik, sok faj hasznos lehet a fitoremediáció során (Lum et al., 2013). Számos tanulmány kimutatta, hogy a gyomfajok nagymértékben képesek felhalmozni a nehézfémeket, ezért számos kutatásban alkalmazták őket nehézfémek eltávolítására szennyezett környezetből (Girdhar et al., 2014; Lum et al., 2013).

2.2.2. Fitoremediációs eljárások

A fitoremediációs eljárások közé tartozik a fitoextrakció, a fitofiltráció, a fitostabilizáció, a fitovolatilizáció, a fitodegradáció/rizodegradáció és a fitodeszalináció (1. ábra) (Ali et al., 2013).

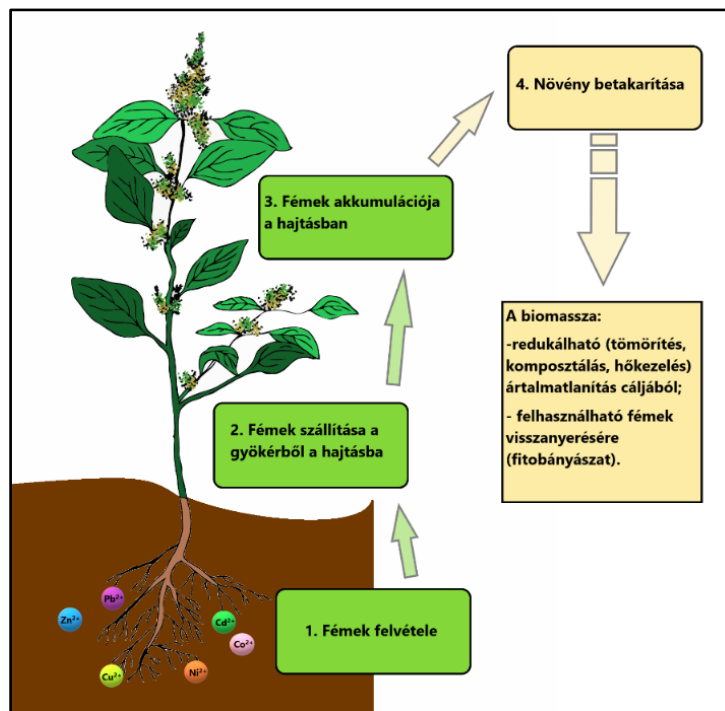


1. ábra. A növények alkalmazásával megvalósítható szennyezőanyag-eltávolítás lehetőségei (Gupta et al., 2024).

Fitoeextrakció

A fitoextrakció (2. ábra) a szennyező anyagok talajból vagy vízből történő felvétele a növényi gyökerek által, valamint ezek transzlokációja és felhalmozódása a föld feletti biomasszában, azaz a hajtásokban (Sekara et al., 2005; Yoon et al., 2006). A fémek hajtásokba történő transzlokációja döntő fontosságú biokémiai folyamat, és fontos a hatékony fitoextrakcióban, mivel a gyökérbiomassza betakarítása általában nem kivitelezhető (Zacchini et al., 2009; Tangahu et al., 2011). Ismételt termesztéssel és betakarítással csökkenthető a talajban lévő szennyező anyagok szintje (Vandenhove et al., 2001). A fitoextrakció esetében a fémek hozzáférhetősége és felhalmozódási sebessége különböző, olyan belső és külső tényezők függvénye, mint a

növekedési stádium, az expozíció ideje, a fémek koncentrációja és formája, a fémek közötti kölcsönhatások, valamint a talaj tulajdonságai (Baker & Brooks, 1989; Mleczek et al., 2009; Han et al., 2010). Figyelembe kell venni továbbá, hogy a fitoextrakciós folyamat csak megfelelő növénytűrő esetében lehet sikeres (Deng et al., 2016). A növény-nehezfémmel kölcsönhatás esetében a növények két fő stratégiai csoportját különböztethetjük meg: a kizárókat és az akkumulálókat (Baker, 1981; Bedell et al., 2009; Zarinkamar et al., 2013). A kizárók tagjai a gyökereikben koncentrálnak a fémeket, míg az akkumuláló növények a föld feletti szövetekbe juttatják azokat. Az akkumuláló növények szövegeiben viszonylag nagyobb a fémkoncentráció, mint a talajban (Lux et al., 2004; Mganga et al., 2011; Seregin et al., 2015). Összefoglalva, a fitoextrakcióra igénybe vehető fajok esetében a következő jellemzők nagyon fontosak: fémtolerancia (akkumulációs potenciál), nagy biomassza-termelés és gyors növekedés (Robinson et al., 2000; Dos Santos Utmazian & Wenzel, 2007).



2. ábra. A fitoextrakció folyamata (Favas et al., 2014)

Fitofiltráció

A fitofiltrációt elsősorban a kis szennyezőanyag-koncentrációjú kitermelt talajvíz, felszíni víz és szennyvíz helyreállítására használják (Raskin & Ensley, 2000). A fitofiltráció lehet rizofiltráció (a növények gyökereinek felhasználása), vagy blastofiltráció (palánták felhasználása), vagy caulofiltráció (kivágott növényi hajtások felhasználása; a latin „caulis” jelentése: hajtás) (Mesjasz-Przybylowicz et al., 2004). A fitofiltráció során a szennyező anyagok felszívódnak vagy adszorbeálódnak, így minimálisra csökken a felszín alatti vizekbe való bejutásuk.

Fitostabilizáció

A fitostabilizáció vagy fitoimmobilizáció bizonyos növények felhasználása a szennyezett talajban lévő szennyezőanyagok stabilizálására (Singh, 2012). Ezt a technikát arra használják, hogy csökkentsék a szennyező anyagok mobilitását és biológiai hozzáférhetőségét a környezetben, és így megakadályozzák a felszín alatti vizekbe jutásukat vagy a táplálékláncba való bekerülésüket (Erakhrumen, 2007). A növények a talajban lévő nehézfémeket a gyökerek általi szorpció, a gyökerek általi kicsapás vagy a komplexképződés révén a rizoszférában immobilizálhatják (Barcelo & Poschenrieder, 2003). A fitostabilizálás korlátozza a nehézfémek felhalmozódását a biotákban, és minimalizálja azok kimosódását a felszín alatti vizekbe. A fitostabilizáció azonban nem jelent állandó megoldást, mivel a nehézfémek a talajban maradnak, csak a mozgásuk korlátozott (Vangronsveld et al., 2009).

Fitovolatilizáció

A fitovolatilizáció a szennyező anyagoknak a talajból való felvétele, illékony formába történő átalakítása és ezt követően a légkörbe való kibocsátása a növények által. Ez a technika szerves szennyező anyagok és néhány nehézfém, például Hg és (szelén) Se esetében alkalmazható. Használatát azonban korlátozza az a tény, hogy a szennyező anyagot nem távolítja el teljesen, csak átkerül az egyik szegmensből (talaj) egy másikba (légkör), ahonnan újra kiülepedhet. Éppen ezért a fitovolatilizáció a legvitatottabb a fitoremediációs technológiák között (Padmavathiamma & Li, 2007).

Fitodegradáció

A fitodegradáció a szerves szennyező anyagok növények általi lebontása olyan enzimek segítségével, mint a dehalogenáz és az oxigenáz; nem függ a rizoszférában élő mikroorganizmusoktól (Vishnoi & Srivastava, 2008). A növények képesek felhalmozni a szennyezett környezetből származó szerves xenobiotikumokat, és anyagcsere-folyamataik révén méregteleníteni azokat. A fitodegradáció kizárólag a szerves szennyezőanyagok eltávolítására alkalmazható, mivel a nehézfémek biológiailag nem lebonthatók (Ali et al., 2013).

A rizodegradáció a fitodegradáció egy specifikus formája, amely a talajban lévő szerves szennyezőanyagoknak a rizoszférában lévő mikroorganizmusok által végzett lebontását jelenti (Mukhopadhyay & Maiti, 2010). A szennyezőanyagok fokozott lebontásának fő oka a rizoszférában valószínűleg a mikrobák számának és metabolikus aktivitásának növekedése. A növényi gyökerek szén- és nitrogénforrást biztosítanak a talajmikrobák számára, ezzel tápanyagban gazdag környezetet teremtve, amely serkenti a mikrobiális aktivitást. A rizoszférában élő mikroorganizmusok növekedését és tevékenységét elősegítő szerves szubsztrátumok kiválasztásán túl a növények bizonyos enzimeket is kibocsátanak, amelyek képesek lebontani a talajban lévő szerves szennyezőanyagokat (Kuiper et al., 2004; Yadav et al., 2010).

Fitodeszalináció

A fitodeszalináció olyan folyamat, amelynek során a halofita növények eltávolítják a sókat a sókkal szennyezett talajokból, ezáltal elősegítve a normál növényi növekedést (Manousaki & Kalogerakis, 2011; Sakai et al., 2012; Zorrig et al., 2012). Bár a halofiták alkalmazása nem új gondolat, a fitodeszalináció, mint megnevezett és rendszerezett technika csak a 21. században vált kutatási témává.

2.3. Gyomnövények fitoremediációs célú alkalmazása

A fitoextrakciós célú szántóföldi alkalmazás általában gyors növekedésű, nagy biomasszát termelő fajokat foglal magába (French et al., 2006; Van Nevel et al., 2011; Kacálková et al., 2015; Tózsér et al., 2017, 2018, 2019b; Salam et al., 2019). A természetes közösségből származó növények

fémakkumulációs potenciálját korábbi kísérletek is vizsgálták (Brekken & Steinnes, 2004). A természetes szukcessziók során a lágyszárú fajok – a tanulmányok szerint – jelentős szerepet töltenek be a fitoremediáció kezdeti növényzeteként, különösen jó extrakciós és lebomlási kapacitásuk miatt (Olson et al., 2003). Számos gyomnövényről kimutatták, hogy nagyfokú fémtoleranciával rendelkezik. Jó kolonizációs képességüknek köszönhetően még a szennyezett területeken is gyakran nagy egyedszámban fordulnak elő anélkül, hogy hátrányosan befolyásolnák a helyi növényi diverzitást (Girdhar et al., 2014).

2.3.1. A disznóparéj fajok (*Amaranthus spp.*) fitoremediációs alkalmazásai

A disznóparéj fajok fémfelhalmozó képességéről már több tanulmány számolt be. Jonnalagadda és Nenzou (1997) kutatása során azt tapasztalta, hogy az *Amaranthus hybridus* képes felhalmozni az Pb-ot, Cd-ot, Hg-t, Ni-t, mangánt (Mn) és Fe-at. Emellett az *Amaranthus tricolor* (Watanabe et al., 2009) és az *Amaranthus viridis* (Atayese et al., 2010) fajok is nagy mennyiségben képesek akkumulálni a Cd-ot és/vagy Pb-ot. Egy további disznóparéj faj, az *Amaranthus spinosus* esetében a Hg kis mértékű akkumulációjáról, de sikeres transzlokációjáról, míg az Pb esetében hatékony akkumulációról számoltak be (Napaldet & Buot, 2020). Odiyi és mtsai (2019) az *A. hybridus*-t vizsgálták szennyvízzel szennyezett talajon. Három nehézfém (Fe, Cd és Cr) volt kimutatható a növények hajtásában a kísérleti időszak végén. Huang és mtsai (2019) az *A. spinosus* fitoremediációs képességét vizsgálták cserépkultúra-kísérlettel. Eredményeik alapján a növény az Pb-t és a Cd-ot elsősorban a gyökerekben halmozza fel, és a Cd jobban akkumulálódik és transzlokálódik az ólomhoz képest. Ez a vizsgálat azt mutatja, hogy az *A. spinosus* jó potenciállal rendelkezik az kis Cd- és Pb-szennyezett talajok fitoremediációjában. Nzinga és mtsai (2021) az *Amaranthus hypochondriacus* fitoremediációs potenciálját vizsgálták Pb-, Ni- és Zn-szennyezett talajokon. Az eredmények alapján a növény a talajban lévő Pb, Ni és Zn fitoextrakciójára alkalmas. Chinmayee és mtsai (2012) az *A. spinosus*-t vizsgálták egy üvegházi kísérletben. A növényeket különböző fémkoncentrációkkal kezelt talajban termesztették. A Cu, Pb és Cd felhalmozódása a gyökérben volt a legnagyobb, majd a szárban és a levelekben, míg a cink és a króm felhalmozódása a levélben volt nagy. A Cu, a Zn és a Cd bioakkumulációjában folyamatos növekedést tapasztaltak az adott fém koncentrációjának növelésével. Adewuyi

és mtsai (2010) szemétklerakóhelyeken természetett *Amaranthus caudatus* mintákat elemeztek, a nehézfémkoncentrációt vizsgálva. A kapott eredmények azt mutatták, hogy a fémek a következő koncentrációs sorrendben voltak jelen a levelekben: Fe > Cu > Pb > Zn > Mn > Cd. A nehézfémek átlagos koncentrációi, amelyeket a kontroll területeken vett növényi minták esetében kaptak, körülbelül 35%-kal kisebbek voltak, mint a szemétklepen. Egy bőripari szennyvízzel öntözött talajon különböző növényfajokat vizsgáltak, köztük az *Amaranthus gangeticus*-t és az *Amaranthus lividus*-t. A vizsgálat kimutatta, hogy a szennyezett talaj fémtartalma meghaladta a WHO/DoE által ajánlott megengedett határértékeket. A cserzőüzem szennyvizével terhelt talaj szennyezettebbnek bizonyult, mint a mezőgazdasági területek talaja. Az elemzések azt is kimutatták, hogy a transzlokáció mértéke a szennyezett talaj növényeiben nagyobb volt, mint a nem szennyezett mezőgazdasági talajban (Ahmed et al., 2022).

Cui és mtsai (2021) a fitoremediáció hatékonyságát szabályozó elsődleges talajtényezőket tárták fel: hat dél-kínai, hosszú ideje Cd-mal szennyezett talajon neveltek *A. hypochondriacus*-t, és vizsgálták annak fitoextrakciós potenciálját. Az eredmények azt mutatták, hogy a talajban rendelkezésre álló Cd mellett a talaj kationcserélő kapacitása is nagymértékben befolyásolta a növények növekedését és a teljes Cd-extrakció mennyiségét. Az kis kationcserélő kapacitású talajban a rendelkezésre álló kalcium (Ca) és manézium (Mg) hiánya miatt az *A. hypochondriacus* nem vett fel elég Ca-t és Mg-t, ami kedvezőtlenül hatott a növény növekedésére az extrachálható Cd mennyiségére. Chunilall és mtsai (2005) az *A. hybridus* és *Amaranthus dubius*-t fémfelvételeit vizsgálta egy cserépedényes kísérletben, ahol Cd(II), Ni(II), Pb(II) és Hg(II) háromféle keverékével szennyezett talajt használtak. A talajba juttatott négy nehézfém közül a Hg halmozódott fel a legnagyobb koncentrációban mindkét növény gyökerében, ezt követte a kadmium Cd és az Pb. Mindkét növényfaj nagy affinitást mutatott a Ni és Cd iránt; a fémek koncentrációja a levelekben mérsékelt, vagy nagy volt, tehát a két faj sikeresen transzlokálta a két elemet a föld feletti szerveibe. Egwu és mtsai (2019) a talaj fizikai-kémiai paraméterei mellett az As, Cd, Cr, Cu, Hg és Pb koncentrációját vizsgálták az általuk gyűjtött talajmintákban és az azonos helyekről származó *Amaranthus cruentus* növényekben. A nehézfémek koncentrációja a vizsgálati területen, egy hulladéklerakó talajában és a vizsgált növényekben szignifikánsan különbözött a kontrolloktól.

Egy tanulmány eredményei alapján az *A. retroflexus* jó Cd és Fe akkumulátornak bizonyult egy régi, kiszáradt bányató talajának vizsgálata során Iránban (Chehregani et al., 2009). Alsherif és mtsai (2022) kutatásának célja az volt, hogy a nehézfémekkel való szennyezés egyik forrásaként a lerakott szennyvíziszap biológiai sokféleségre gyakorolt hatását vizsgálja, és felmérje egy toleráns növényfaj bioremediációs és stresszvédelmi stratégiáit. A kiválasztott faj, az *A. retroflexus* magas biokoncentrációs faktor (BCF) és alacsony transzlokációs faktor (TF) eredményeket mutatott a Cu, As és Ni esetében.

3. Anyag és módszer

3.1. Terepi vizsgálat módszerei

3.1.1. Vizsgált terület

A szőrös disznóparéj fitoextrakciójának vizsgálatát 2020-ban a 26 ha kiterjedésű, természetes földmedrű Lovász-zugi tórendszer területén végeztük Debrecen délnyugati határában (47°29'000"É, 21°35'738"K; 3. ábra). A terület évi átlagos középhőmérséklete + 11,7 °C volt. A legalacsonyabb januárban (– 1,4 °C), a legmagasabb augusztusban (+ 23,0 °C) volt. Az átlagos éves csapadékmennyiség 571 mm volt. A legnagyobb júniusban (117 mm), a legkisebb novemberben (16 mm) volt. Az átlagos éves napsütéses órák száma kissé meghaladta a 2500-at (Központi Statisztikai Hivatal, d.n.). Az 1930-as és 1950-es évek között a vizsgált helyszínen a szennyvíz biológiai tisztítása zajlott, melyet később mechanikai tisztítással is kiegészítettek, ugyanis a lakosság növekedésével a szennyvízmennyiség is jelentősen megnövekedett. Idővel a területen áramlást elősegítő földhányásokat hoztak létre. Az ezredfordulóra a városi szennyvíztisztító átvette a Lovász-zugi tórendszer feladatát, kapacitásának bővítése révén. Emiatt szükségessé vált a visszamaradt, főként Cr-, Cu- és Zn-tartalmú szennyezett iszap ártalmatlanítása. A szennyvíztisztítás során a terület különböző részei eltérő mennyiségű és minőségű iszapterhelést kaptak, ami indokolttá tette a további vizsgálatokat és környezetvédelmi felülvizsgálatokat.

A rekultiváció során elsőként elsimították a földhányásokat, majd 80-120 cm vastag homokréteget terítettek szét. Ennek ellenére a terület sajátos jellemzői miatt a felszín napjainkban is egyenetlen, ezért a különböző részek eltérő gyakoriságú és időtartamú vízborítással rendelkeznek. Általánosságban elmondható, hogy a vízborítottság mértéke északról dél felé haladva fokozódik. A terület természetes vegetációja rendkívül gazdag, és főként lágyszárú gyomfajok – köztük a szőrös disznóparéj – dominálnak mind fajok, mind egyedszám tekintetében. A vizsgálati terület szomszédságában, a lakott övezet mellett jelöltük ki a kontroll területet, amely szennyeződésmentes talajnak tekinthető (Debrecen Megyei Jogú Város Polgármesteri Hivatala, 2014.; Tözsér et al., 2018; EDC Debrecen Nonprofit Kft., 2022.).



3. ábra. Mintavétel helyszíne: Magyarország, Debrecen, Lovász-zugi tórendszer.

Forrás: Saját képernyőmentés, Google Maps (2025)

3.1.2. Növényzeti mintavétel

A fitoextrakciós vizsgálathoz 2020 októberében gyűjtöttük a szőrös disznóparéj egyedeket. A területet három részre felosztva – északi (mérsékelten szennyezett 1), középső (erősen szennyezett) és déli (mérsékelten szennyezett 2) –, területenként 10 db hasonló fejlettségű egyedeket gyűjtöttünk kézzel (N=30). A kijelölt kontroll területen hasonló módon történt a mintavétel (N=10). A mintavétel során teljes növényi egyedeket – gyökérrel, szárral és levelekkel együtt – mintáztunk. A növényeket papírtasakokban tároltuk, majd a laboratóriumba szállítást követően szobahőmérsékleten, szétterítve szárítottuk.

3.1.3. Talajmintavétel

A szőrös disznóparéj fitoextrakciós vizsgálatához szükséges talajmintavétel a növényi minták gyűjtésével egy időben, 2020 októberében történt. Területenként – északi (mérsékelten szennyezett 1), középső (erősen szennyezett) és déli (mérsékelten szennyezett 2) – 5 átlagmintát gyűjtöttünk kézi ásó használatával (N=15). A minták a felszíntől a gyökérszóna mélységéig, átlagosan 20 cm-ig terjedtek. A kijelölt kontroll területen hasonló módon

történt a mintavétel (N=5). A talajmintákat begyűjtésüket követően műanyag tasakokban tároltuk a laboratóriumba szállításukig.

3.2. Laboratóriumi módszerek

3.2.1. *Növényi minták vizsgálata*

A szőrös disznóparéj fitoextrakciós vizsgálatához gyűjtött gyökér-, szár- és levélmintákat a laboratóriumban alaposan lemostuk csapvízzel. Ezt követően a mintákat először 24 órán át szobahőmérsékleten, majd további 48 órán keresztül 60 °C-on szárítószekrényben szárítottuk. A mintákat porítással homogenizáltuk, és az egyedek leveleit achát mozsárban dolgoztuk fel. A mintákat (N=40) műanyag centrifugacsövekbe helyeztük. Az elemanalitikai vizsgálatokhoz 0,1 g mintát, 0,005 g pontossággal főzőpoharakba mértünk, majd 24 órán át szárítószekrényben szárítottuk. A porított mintákhoz, kihűlésük után, 10 ml 65% (m/m) HNO₃-at adtunk, majd óraüveggel lefedve 12 órán át állni hagytuk. Ezt követően a mintákat főzőlapon roncsoltuk, savas közegben, 2 ml ioncserélt víz és 200 µl 30% (m/m) H₂O₂ hozzáadásával, egészen a vegyületek teljes elpárolgásáig. A teljes elpárolgás után a mintákhoz 10 ml 1% (m/m) HNO₃-at adtunk 3 részletben. A teljes kinyerés érdekében a mintákat ultrahangos vízfürdőben rázattuk, majd áttöltöttük 12 ml-es centrifugacsövekbe (Simon et al., 2011, 2014, 2016a, 2016b). A gyökér-, szár- és levélminták oldataiból Agilent 5110 SVDV ICP-OES induktív csatolású atomemissziós spektrométer segítségével meghatároztuk az alábbi elemek koncentrációját: Ag, Al, Ba, Bi, Ca, Cd, Co, Cu, Cr, Fe, K, Li, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Sr és Zn. A növényi minták elemzéséhez CRM referencia-anyagot (BCR670, Merck, Ltd) használtunk, amelynek visszamérési pontossága ±5% volt.

3.2.2. *Talajminták vizsgálata*

A szőrös disznóparéj fitoextrakciós vizsgálatához gyűjtött talajminták nedvességtartalmát, vizes oldatuk kémhatását, szervesanyag-tartalmát és elemösszetételét határoztuk meg. A nedvességtartalom vizsgálatához előre meghatározott tömegű porcelánedényekbe 0,2 g nedves talajt mértünk be, 0,005 g pontossággal. Ezt követően az edényeket 105 °C-on tartottuk 24 órán

át. A porcelánedények szobahőmérsékletűre hűlését követően azok tömegét visszamértük (Simon et al., 2013; Valkó et al., 2013).

A talajoldat kémhatásának meghatározásához 25 ml-es centrifugacsövekbe 5 g talajt mértünk be, 0,05 g pontossággal. A mintákhoz 20 ml ioncserélt vizet adtunk, az oldatot összeráztuk, majd 24 órán keresztül ülepedni hagytuk. Az oldat kémhatását és vezetőképességét hordozható multiméter (Hach HQ 40d) segítségével határoztuk meg (Simon et al., 2016a, 2016b).

A talajminták szervesanyag-tartalmának meghatározásához a nedvesség tartalom meghatározáshoz is használt porcelán tégelyekbe 0,2 g talajt mértünk, 0,005 g pontossággal. A mintákat 550 °C-ra melegített kemencében (Nabertherm L5/C6, Germany) 4 órán keresztül izzítottuk. A szervesanyag-tartalmat az izzítási veszteség alapján számítottuk ki (Heiri et al., 2001, Balogh et al., 2017). Visszamérés után az alábbi képlet alapján számoltunk:

$$LOI_{550} = ((DW_{105} - DW_{550}) / DW_{105}) \times 100$$

LOI₅₅₀ = szerves anyag tartalom izzítási vesztesége %-ban,

DW₁₀₅ = 105 °C-on mért tömeg (edény tömege nélkül)

DW₅₅₀ = 550°C-on mért tömeg (edény tömege nélkül)

A kalcium-karbonát tartalom meghatározáshoz a mintákat 950 °C-ra melegített kemencében (Nabertherm L5/C6, Germany) 2 órán keresztül izzítottuk. Visszamérés után az alábbi képlet alapján számoltunk:

$$LOI_{950} = ((DW_{550} - DW_{950}) / DW_{105}) \times 100$$

LOI₉₅₀ = kalcium-karbonát tartalom izzítási vesztesége %-ban

DW₅₅₀ = 550°C-on mért tömeg (edény tömege nélkül)

DW₉₅₀ = 950°C-on mért tömeg (edény tömege nélkül)

Az elemanalitikai vizsgálatához 50 ml-es főzőpoharakba 0,2 g achát mozsárban homogenizált talajt mértünk be, 0,005 g pontossággal. A mintákat 24 órán keresztül 105 °C-on szárítottuk. Ezt követően a mintákat 10 ml 65 % (m/m) HNO₃-val, 2 ml ioncserélt vízzel és 200 µl 30 % H₂O₂ hozzáadásával főzőlapon roncsoltuk a vegyületek teljes elpárolgásáig. Ezt követően a

mintákat 10 ml 1 % (m/m) HNO₃-val centrifugacsövekbe mostuk bele, ultrahangos

vízfürdővel növelve a kinyerés hatékonyságát (Simon et al., 2016a, 2016b). A talajoldatokból induktív csatolású atomemissziós spektrométer (Agilent 5110 SVDV ICP-OES) segítségével az alábbi elemek koncentrációját határoztuk meg, zárójelben jelezve az elemek kimutatási határát: Ag (0,4 µg/L), Al (0,6 µg/L), Ba (0,01 µg/L), Bi (2,2 µg/L), Ca (0,04 µg/L), Cd (0,1 µg/L), Co (0,6 µg/L), Cu (0,2 µg/L), Cr (0,2 µg/L), Fe (0,2 µg/L), K (0,3 µg/L), Li (0,01 µg/L), Mg (0,02 µg/L), Mn (0,1 µg/L), Na (0,1 µg/L), Ni (0,9 µg/L), Pb (2,2 µg/L), Sr (0,01 µg/L) és Zn (0,2 µg/L).

3.2.3. Bioakkumulációs és transzlokációs faktor

Az egyes elemek növényi szövetekben történő felhalmozódásának és a szövetek közötti áthelyeződésének vizsgálatához elvégeztük a bioakkumulációs faktor (BAF) és a transzlokációs faktor (TF) számítását (Tözsér et al., 2018; 2019).

A szőrös disznóparéj gyökerek, szárak és levelek fitoextrakciós potenciáljának vizsgálata során bioakkumulációs faktor (BAF) értékeket számítottunk. A bioakkumulációs faktor az adott elem koncentrációjának hányadosa a növény kiválasztott szervében ($C_{\text{növényi szerv}}$) és a talajban (C_{talaj}) (Ndeda & Manohar, 2014):

$$\text{BAF} = C_{\text{növényi szerv}} / C_{\text{talaj}}$$

A szőrös disznóparéj fitoextrakciós potenciáljának vizsgálata során transzlokációs faktor (TF) értékeket is számítottunk. A transzlokációs faktor az elem koncentrációjának hányadosa a növény kiválasztott föld feletti szervében ($C_{\text{föld feletti növényi szerv}}$) és a gyökerében ($C_{\text{gyökér}}$) (Cui et al., 2007, Mellem et al., 2008, Malik et al., 2010):

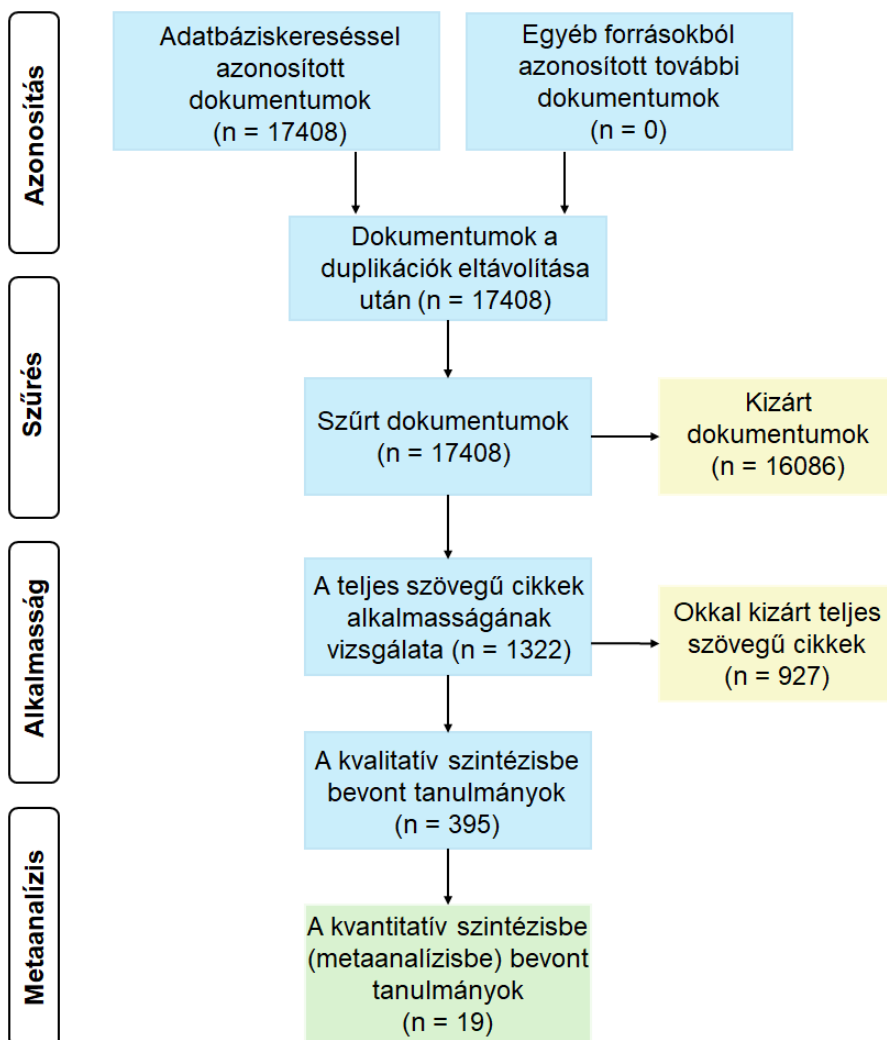
$$\text{TF} = C_{\text{föld feletti növényi szerv}} / C_{\text{gyökér}}$$

A BAF és a TF értéke egyaránt kritikusnak tekinthető, ha eléri vagy meghaladja az 1-et. Ez azt jelenti, hogy a növény képes az adott fém vagy elem felvételére a talajból ($\text{BAF} \geq 1$), illetve annak hatékony szállítására a gyökérből

a föld feletti növényi részekbe ($TF \geq 1$) (Cui et al., 2007, Mellem et al., 2008, Malik et al., 2010).

3.3. Adatgyűjtés

Az 1975-2022 közötti időszakra vonatkozóan irodalomkutatást végeztünk a Web of Science-en a következő keresőkifejezések alapján: TOPIC = (*Amaranthus*) és TOPIC = (metal OR phytoremediation) (4. ábra). Ezen túlmenően a keresés során talált publikációk hivatkozásait is átnéztük további, fel nem fedezett megfelelő cikkek után kutatva. Ahhoz, hogy egy cikket az elemzésekbe bevonjunk, a következő feltételeknek kellett megfelelnie: *Amaranthus* spp. egyedeket neveltek vagy gyűjtöttek be szennyezett és nem szennyezett talajon, amely egy vagy több fém (Cd, Cu, Fe, Ni, Pb és/vagy Zn – a leggyakrabban vizsgált fémek ebben a témakörben) koncentrációjával szennyezett, emellett a növények bizonyos részeiben (gyökér, szár és/vagy levél) kimutatták a vizsgált fém(ek) koncentrációját. A szennyezett és nem szennyezett talajokat az érintett cikkek szerzőinek kategorizálása alapján határoztuk meg. Az adatokat szövegből, táblázatokból és grafikonokból nyertük. Mivel célunk az *Amaranthus* spp. eredendő fitoextrakciós potenciáljának értékelése volt, kizártuk az értékelésből azokat a publikációkat, amelyekben bármilyen vegyületet (pl. EDTA) alkalmaztak a fémfelvétel elősegítésére.



4. ábra. A kiválasztási folyamat PRISMA folyamatábrája az elemzés során (azonosított, kizárt és bevont tanulmányok száma).

3.4. Statisztikai módszerek

3.4.1. A szőrös disznóparéj fitoextrakciós potenciáljának vizsgálata

A növények és a talajminták elemkoncentrációját főkomponens-elemzéssel (principal component analysis, PCA, Jolliffe, 2002) értékeltük. A szórások homogenitásának vizsgálatára Levene-tesztet (Levene, 1960) alkalmaztunk. A növények és a talajminták koncentrációs értékeinek összehasonlítására a vizsgált területek alapján varianciaanalízist (analysis of

variance, ANOVA, Fisher, 1925) alkalmaztunk. Az adatok statisztikai elemzését az IBM SPSS Statistics szoftverrel végeztük (IBM Corp., 2012).

3.4.2. *A disznóparéj fajok fémfelvételének metaanalízise*

A fémfelhalmozódás hatásméretét minden egyes nem szennyezett-szennyezett összehasonlítás esetében a nem standardizált átlagos különbség (relatív kölcsönhatási intenzitás - relative interaction intensity, RII, Armas et al., 2004) segítségével számoltuk ki. Az RII-t a következőképpen határozzuk meg:

$$RII = \frac{\overline{X_U} - \overline{X_C}}{\overline{X_U} + \overline{X_C}}$$

ahol $\overline{X_U}$ és $\overline{X_C}$ az átlagos fémkoncentráció (mg/kg, szárazanyag) a szennyezetlen (U) és a szennyezett (C) talajon termő disznóparéj fajok növényi részeiben.

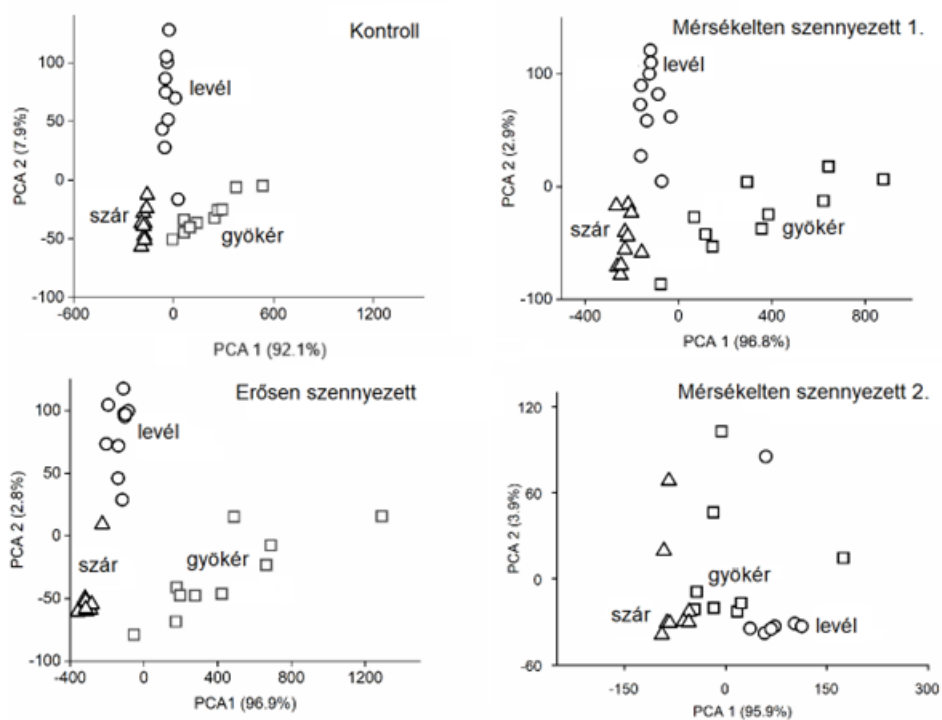
A relatív kölcsönhatási intenzitást azért használtuk, mert az adatkészleteknek csak 10%-a mutatta be mind a varianciát, mind a mintanagyságot, amelyek a standardizált átlagos különbség kiszámításához szükségesek, míg az RII számítása elvégezhető csak az átlagértékek bevonásával is. Emiatt a varianciát nem közlő, de az összes többi kritériumnak megfelelő tanulmányokat is be lehetett vonni ebbe az elemzésbe. A negatív értékek nagyobb fémkoncentrációt jeleznek a szennyezett talajon termő disznóparéj növényrészekben, mint a szennyezetlen talajban, míg a pozitív értékek ennek ellenkezőjét jelzik. Az RII-értékeket minden egyes kiválasztott növényrész-fém párosra kiszámítottuk, ha a mintanagyság (n) ≥ 5 volt. A relatív kölcsönhatási intenzitást bootstrapped konfidenciaintervallummal (9 999 iterációval) a boot csomag (Davison & Hinkley, 1997; Canty & Ripley, 2015) segítségével számoltuk ki. Ahol a konfidenciaintervallumok nem tartalmazták a nullát, ott a hatásméretet nullától szignifikánsan különbözőnek tekintettük. A növényekben a fémek felhalmozódási potenciáljának pontosabb felmérése érdekében a felhalmozódás mértékét a bioakkumulációs faktor (BAF) értékek kiszámításával értékeltük, a publikációkból kinyert talaj- és növényi rész koncentrációinak értékei alapján. Minden elemzést az R 4.1.2 verziójával végeztük (R Development Core and Team, 2011).

4. Eredmények

4.1. A szőrös disznóparéj fitoextrakciós potenciáljának vizsgálata

4.1.1. Növényi részek elemösszetétele

A vizsgált területről begyűjtött szőrös disznóparéj egyedek szerveinek elemkoncentrációja az 1. és 2. táblázatban került összefoglalásra. A főkomponens-analízis (PCA) során a szőrös disznóparéj egyedek szerveiben mért elemkoncentrációik alapján elkülönültek egymástól (5. ábra).



5. ábra. A szőrös disznóparéj vizsgált növényi szerveinek (gyökér, levél és szár) elemkoncentrációján alapuló főkomponens-analízis (PCA) biplotja a vizsgált területeken.

1. táblázat. A szőrös disznóparéj egyedek szerveinek elemkoncentrációja (mg/kg, átlag±SE).

| Vizsgált terület | Növényi szerv | Al | Ba | Cr | Cu | Fe | Mn | Pb | Sr | Zn |
|---------------------------------------|---------------|----------------------------|--------------------------|------------------------|------------------------|----------------------------|--------------------------|------------------------|---------------------------|--------------------------|
| Kontroll terület | gyökér | 245,0 ± 79,0 ^a | 10,7 ± 1,5 ^a | n.d. | 4,4 ± 0,6 ^a | 344,7 ± 132,3 ^a | 16,4 ± 4,4 ^a | 2,9 ± 2,6 ^a | 49,5 ± 6,2 ^a | 24,4 ± 5,4 ^a |
| | szár | 25,8 ± 7,3 ^b | 10,7 ± 2,2 ^a | n.d. | 2,5 ± 0,3 ^b | 45,9 ± 10,1 ^b | 7,4 ± 2,4 ^b | 0,6 ± 0,7 ^b | 65,9 ± 13,6 ^a | 16,2 ± 3,3 ^b |
| | levél | 114,0 ± 17,4 ^c | 20,4 ± 5,9 ^b | 0,2 ± 0,1 ^a | 3,6 ± 0,4 ^c | 166,0 ± 22,8 ^c | 47,1 ± 11,9 ^c | 0,6 ± 0,7 ^b | 147,3 ± 43,4 ^b | 26,3 ± 0,8 ^a |
| Mérsékelt szennyezett 1 (északi) rész | gyökér | 221,0 ± 124,0 ^a | 13,2 ± 4,7 ^a | 3,6 ± 2,6 ^a | 4,9 ± 1,8 ^a | 467,0 ± 390,5 ^a | 15,4 ± 13,3 ^a | 2,8 ± 1,0 ^a | 56,6 ± 16,2 ^a | 29,2 ± 15,9 ^a |
| | szár | 20,9 ± 8,3 ^b | 15,5 ± 4,3 ^a | n.d. | 2,0 ± 0,2 ^b | 33,7 ± 11,3 ^b | 3,5 ± 1,2 ^b | 0,3 ± 0,5 ^b | 59,8 ± 10,1 ^a | 19,2 ± 3,1 ^a |
| | levél | 160,0 ± 42,7 ^{ab} | 47,4 ± 16,6 ^b | 0,6 ± 0,8 ^b | 4,2 ± 1,2 ^a | 238,4 ± 66,1 ^{ab} | 20,2 ± 5,6 ^a | 0,7 ± 0,7 ^b | 148,7 ± 43,6 ^b | 57 ± 9,4 ^b |
| Erősen szennyezett (középső) rész | gyökér | 373,0 ± 125,0 ^a | 16,4 ± 4,6 ^a | 6,6 ± 2,9 ^a | 7,3 ± 2,2 ^a | 686,5 ± 312,0 ^a | 18,3 ± 6,8 ^a | 3,1 ± 0,9 ^a | 80,8 ± 20,7 ^a | 34,6 ± 9,9 ^a |
| | szár | 42,7 ± 19,8 ^b | 15,6 ± 4,5 ^a | n.d. | 2,7 ± 0,6 ^b | 77,2 ± 29,1 ^b | 5,4 ± 2,1 ^b | 0,2 ± 0,5 ^b | 63,0 ± 10,0 ^a | 25,4 ± 5,9 ^a |
| | levél | 146,6 ± 27 ^b | 52,2 ± 11,4 ^b | 1,3 ± 0,2 ^b | 4,3 ± 0,4 ^c | 223,3 ± 30,9 ^b | 20,9 ± 8,8 ^a | 0,3 ± 0,5 ^b | 218,9 ± 29,2 ^b | 34,9 ± 10,4 ^a |
| Mérsékelt szennyezett 2 (déli) rész | gyökér | 369,9 ± 166,5 ^a | 13,0 ± 3,7 ^a | 0,6 ± 0,8 ^a | 4,3 ± 0,4 ^a | 566,8 ± 249,5 ^a | 17,8 ± 5,2 ^a | 1,1 ± 0,6 ^a | 65,9 ± 20,5 ^a | 23,5 ± 12,0 ^a |
| | szár | 57,0 ± 19,2 ^b | 14,0 ± 4,6 ^a | n.d. | 3,2 ± 0,4 ^b | 89,0 ± 26,1 ^b | 7,9 ± 2,0 ^b | n.d. | 78,4 ± 23,2 ^a | 18,7 ± 4,8 ^a |
| | levél | 109,6 ± 22 ^b | 34,2 ± 12,7 ^b | n.d. | 5,0 ± 0,7 ^c | 193,8 ± 36,2 ^b | 29 ± 9,2 ^c | n.d. | 187,7 ± 35,7 ^b | 17,8 ± 2,7 ^a |

Megjegyzés: n.d. rövidítés a nem detektált, azaz kimutatási határ alatt lévő koncentrációt jelenti. A különböző betűk szignifikáns különbségeket jeleznek a növényi részek között ($p < 0,05$).

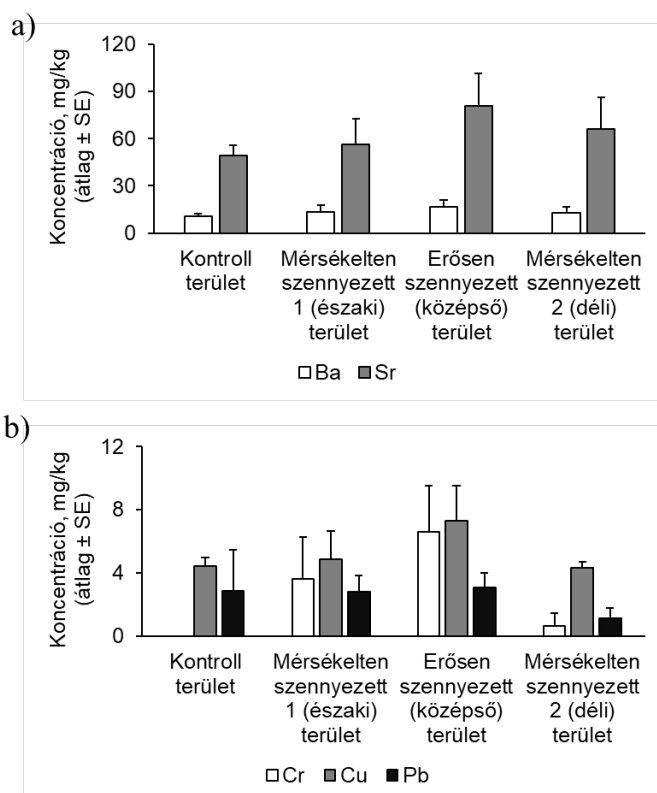
2. táblázat. A szőrös disznóparéj egyedek növényi szerveinek elemkoncentrációja (mg/kg, átlag±SE).

| Növényi szerv | Vizsgált terület | Al | Ba | Cr | Cu | Fe | Mn | Pb | Sr | Zn |
|---------------|--|----------------------------|---------------------------|------------------------|-------------------------|----------------------------|--------------------------|------------------------|----------------------------|--------------------------|
| Gyökér | Kontroll terület | 245,0 ± 79,0 ^a | 10,7 ± 1,5 ^a | n.d. | 4,4 ± 0,6 ^a | 344,7 ± 132,3 ^a | 16,4 ± 4,4 ^a | 2,9 ± 2,6 ^a | 49,5 ± 6,2 ^a | 24,4 ± 5,4 ^a |
| | Mérsékeltlen szennyezett 1 (északi) rész | 221,0 ± 124,0 ^a | 13,2 ± 4,7 ^{ab} | 3,6 ± 2,6 ^a | 4,9 ± 1,8 ^a | 467,0 ± 390,5 ^a | 15,4 ± 13,3 ^a | 2,8 ± 1,0 ^a | 56,6 ± 16,2 ^a | 29,2 ± 15,9 ^a |
| | Eroszen szennyezett (középső) rész | 373,0 ± 125,0 ^a | 16,4 ± 4,6 ^b | 6,6 ± 2,9 ^b | 7,3 ± 2,2 ^b | 686,5 ± 312,0 ^a | 18,3 ± 6,8 ^a | 3,1 ± 0,9 ^a | 80,8 ± 20,7 ^b | 34,6 ± 9,9 ^a |
| | Mérsékeltlen szennyezett 2 (déli) rész | 369,9 ± 166,5 ^a | 13,0 ± 3,7 ^{ab} | 0,6 ± 0,8 ^c | 4,3 ± 0,4 ^a | 566,8 ± 249,5 ^a | 17,8 ± 5,2 ^a | 1,1 ± 0,6 ^a | 65,9 ± 20,5 ^b | 23,5 ± 12,0 ^a |
| Szár | Kontroll terület | 25,8 ± 7,3 ^{ab} | 10,7 ± 2,2 ^a | n.d. | 2,5 ± 0,3 ^{ab} | 45,9 ± 10,1 ^a | 7,4 ± 2,4 ^{ab} | 0,6 ± 0,7 ^a | 65,9 ± 13,6 ^a | 16,2 ± 3,3 ^a |
| | Mérsékeltlen szennyezett 1 (északi) rész | 20,9 ± 8,3 ^a | 15,5 ± 4,3 ^{ab} | n.d. | 2,0 ± 0,2 ^a | 33,7 ± 11,3 ^a | 3,5 ± 1,2 ^c | 0,3 ± 0,5 ^a | 59,8 ± 10,1 ^a | 19,2 ± 3,1 ^a |
| | Eroszen szennyezett (középső) rész | 42,7 ± 19,8 ^{bc} | 15,6 ± 4,5 ^b | n.d. | 2,7 ± 0,6 ^{bc} | 77,2 ± 29,1 ^b | 5,4 ± 2,1 ^{bc} | 0,2 ± 0,5 ^a | 63,0 ± 10,0 ^a | 25,4 ± 5,9 ^b |
| | Mérsékeltlen szennyezett 2 (déli) rész | 57,0 ± 19,2 ^c | 14,0 ± 4,6 ^{ab} | n.d. | 3,2 ± 0,4 ^c | 89,0 ± 26,1 ^b | 7,9 ± 2,0 ^a | n.d. | 78,4 ± 23,2 ^a | 18,7 ± 4,8 ^a |
| Levél | Kontroll terület | 114,0 ± 17,4 ^{ab} | 20,4 ± 5,9 ^a | 0,2 ± 0,1 ^a | 3,6 ± 0,4 ^a | 166,0 ± 22,8 ^a | 47,1 ± 11,9 ^a | 0,6 ± 0,7 ^a | 147,3 ± 43,4 ^a | 26,3 ± 0,8 ^{ab} |
| | Mérsékeltlen szennyezett 1 (északi) rész | 160,0 ± 42,7 ^c | 47,4 ± 16,6 ^b | 0,6 ± 0,8 ^a | 4,2 ± 1,2 ^{ab} | 238,4 ± 66,1 ^b | 20,2 ± 5,6 ^b | 0,7 ± 0,7 ^a | 148,7 ± 43,6 ^a | 57 ± 9,4 ^c |
| | Eroszen szennyezett (középső) rész | 146,6 ± 27 ^{bc} | 52,2 ± 11,4 ^c | 1,3 ± 0,2 ^b | 4,3 ± 0,4 ^{ab} | 223,3 ± 30,9 ^b | 20,9 ± 8,8 ^b | 0,3 ± 0,5 ^a | 218,9 ± 29,2 ^b | 34,9 ± 10,4 ^b |
| | Mérsékeltlen szennyezett 2 (déli) rész | 109,6 ± 22 ^a | 34,2 ± 12,7 ^{bc} | n.d. | 5,0 ± 0,7 ^b | 193,8 ± 36,2 ^{ab} | 29 ± 9,2 ^b | n.d. | 187,7 ± 35,7 ^{ab} | 17,8 ± 2,7 ^a |

Megjegyzés: n.d. rövidítés a nem detektált, azaz kimutatási határ alatt lévő koncentrációt jelenti. A különböző betűk szignifikáns különbségeket jeleznek a területek között ($p < 0,05$).

4.1.1.1. Gyökérminták eredményei

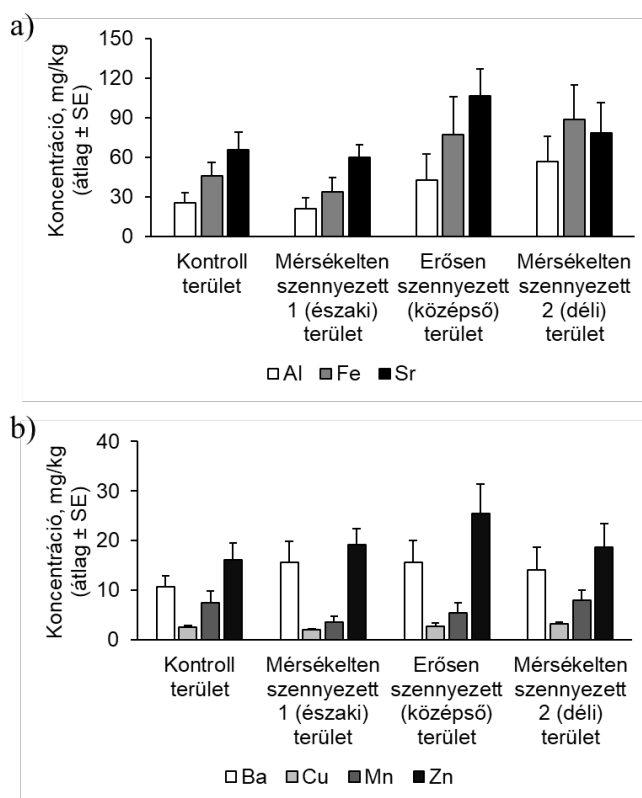
A gyökérminták elemösszetétele alapján szignifikáns különbséget tapasztaltunk a területek között valamennyi elem esetében (1. függelék). A Ba, Cr, Cu, Sr és Pb elemek esetében szignifikáns különbséget tapasztaltunk a gyökerekben a területek között, és nagyobb koncentrációban voltak jelen egyes szennyezett területeken, mint a kontrollterületen (6. ábra). A Cr, Cu és Pb elemek koncentrációja az erősen szennyezett területen volt a legnagyobb, amelyet a mérsékelten szennyezett 1 és mérsékelten szennyezett 2 terület követett. A Sr esetében az erősen szennyezett területet a mérsékelten szennyezett 2 és mérsékelten szennyezett 1 terület követte. A Ba közel egyenlő koncentrációban volt kimutatható minden vizsgált területen. A Cr a kontroll területen nem volt kimutatható a gyökérmintákban.



6. ábra. A gyökérben mért Ba és Sr (a), valamint Cr, Cu és Pb (b) koncentrációk (átlag ± SE) a kontroll és a szennyezett területeken.
Megjegyzés: A kontroll területen a Cr koncentráció kimutatási határ alatt volt.

4.1.1.2. Szárminták eredményei

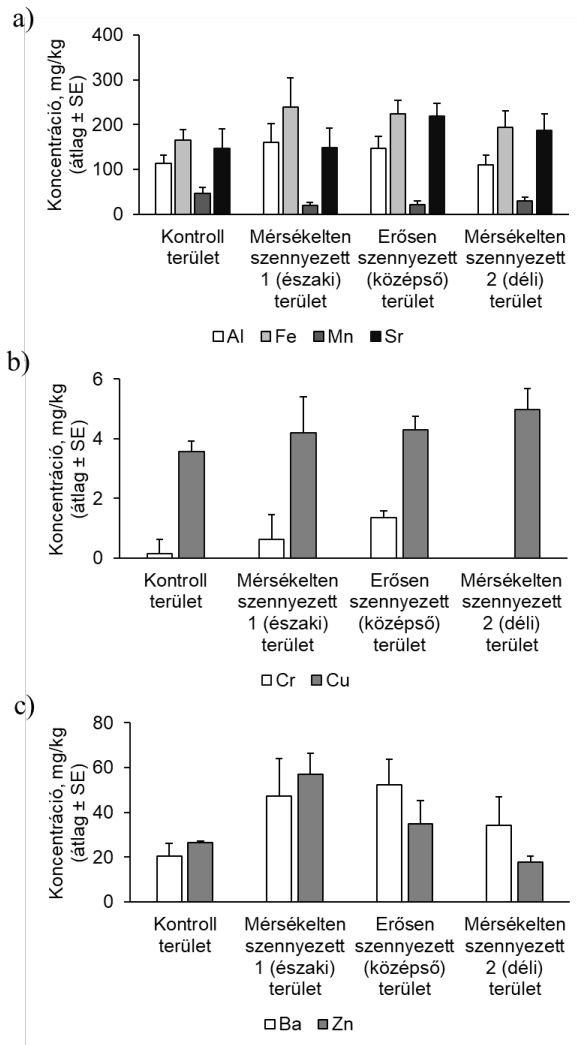
A szárminták elemösszetétele alapján szignifikáns különbséget tapasztaltunk a területek között valamennyi elem esetében (2. függelék). Az Al, Ba, Cu, Fe, Mn, Sr és Zn elemek esetében szignifikáns különbséget tapasztaltunk a területek között, és nagyobb koncentrációban voltak jelen egyes szennyezett területeken, mint a kontrollterületen (7. ábra). Az Al, Cu, Fe, Mn és Sr elemek a mérsékelten szennyezett 2 területen voltak jelen a legnagyobb koncentrációba, ezt követte az erősen szennyezett, majd a mérsékelten szennyezett 1 terület. A Zn az erősen szennyezett területen volt jelen a legnagyobb koncentrációban, ezt követte a mérsékelten szennyezett 1 és mérsékelten szennyezett 2 terület, hasonló koncentrációkkal. A Ba a szármintákban közel egyenlő koncentrációban volt minden területen. A szármintákban a Cr és az Pb kimutatási határérték alatt volt.



7. ábra. A szárban mért Al, Fe és Sr (a), valamint Ba, Cu, Mn és Zn (b) koncentrációk (átlag \pm SE) a kontroll és a szennyezett területeken.

4.1.1.3. Levélminták eredményei

A levélminták elemösszetétele alapján szignifikáns különbséget tapasztaltunk a területek között valamennyi elem esetében (3. függelék). Az Al, Ba, Cr, Cu, Fe, Mn, Sr és Zn elemek esetében szignifikáns különbséget tapasztaltunk a területek között, és nagyobb koncentrációban voltak jelen egyes szennyezett területeken, mint a kontrollterületen (8. ábra). Az Al, Fe és Zn koncentrációja a mérsékelten szennyezett 1 területtől a mérsékelten szennyezett 2 területig csökken. A Ba és a Cr az erősen szennyezett területen volt jelen a legnagyobb koncentrációban, ezt követte a mérsékelten szennyezett 1, majd a Ba esetében mérsékelten szennyezett 2 terület. A Cr a mérsékelten szennyezett 2 területen kimutatási határérték alatt volt a levelekben. A Sr is az erősen szennyezett területen volt mérhető a legnagyobb koncentrációban, ezt követte a mérsékelten szennyezett 2, majd a mérsékelten szennyezett 1 terület. A Cu és Mn koncentrációja a mérsékelten szennyezett 2 területen a legnagyobb, a másik két vizsgált területen közel egyenlő koncentrációban voltak. A levélmintákban az Pb egyes területeken kimutatási határérték alatt volt.



8. ábra. A levélben mért Al, Fe, Mn és Sr (a), Cr és Cu (b), valamint Ba és Zn (c) koncentrációk (átlag±SE) a kontroll és a szennyezett területeken.

4.1.2. A szőrös disznóparéj bioakkumulációs faktor (BAF) és transzlokációs faktor (TF) értékei

A Sr esetében a BAF értéke minden vizsgált területen közel 1 volt (3. táblázat). A további vizsgált elemek (Al, Ba, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, Zn) akkumulációja csekély mértékű volt, ugyanis esetükben a BAF értéke 1 alatt volt.

A Ba, Mn és Sr esetében a TF értéke minden vizsgált területen elérte, vagy meghaladta az 1-et. Az Al és a Fe esetében csak a mérsékelt

szennyezett 1 területen 1 felett volt a TF-érték. A Zn TF értéke 1 felett volt a mérsékelten szennyezett 1, az erősen szennyezett és a kontroll területen. A Cu TF értéke 1 felett volt a mérsékelten szennyezett 1 és a mérsékelten szennyezett 2 területen (4. táblázat).

3. táblázat. A szórós disznóparéj egyedek bioakkumulációs faktor (BAF) értékei (átlag±SE).

| Vizsgált terület | Növényi szerv | Elem | | | | | | | | | |
|---------------------------------------|---------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-----------|-------------|--|
| | | Al | Ba | Cr | Cu | Fe | Mn | Pb | Sr | Zn | |
| Kontroll terület | Gyökér | 0,03 ± 0,01 | 0,1 ± 0,02 | 0,01 ± 0,01 | 0,01 ± 0,01 | 0,03 ± 0,01 | 0,1 ± 0,01 | 0,1 ± 0,1 | 0,5 ± 0,1 | 0,1 ± 0,01 | |
| | Szár | n.d. | 0,1 ± 0,03 | 0,01 ± 0,01 | 0,01 ± 0,01 | n.d. | 0,02 ± 0,01 | 0,03 ± 0,03 | 0,6 ± 0,1 | 0,04 ± 0,01 | |
| | Levél | 0,01 ± 0,01 | 0,3 ± 0,1 | 0,01 ± 0,04 | 0,01 ± 0,01 | 0,02 ± 0,01 | 0,1 ± 0,03 | 0,03 ± 0,03 | 1,4 ± 0,4 | 0,01 ± 0,01 | |
| Mérsékelt szennyezett 1 (északi) rész | Gyökér | 0,04 ± 0,03 | 0,1 ± 0,03 | 0,03 ± 0,02 | 0,1 ± 0,03 | 0,03 ± 0,03 | 0,04 ± 0,03 | 0,1 ± 0,03 | 0,6 ± 0,2 | 0,1 ± 0,1 | |
| | Szár | n.d. | 0,11 ± 0,03 | 0,01 ± 0,01 | 0,03 ± 0,01 | n.d. | 0,01 ± 0,01 | 0,01 ± 0,01 | 0,7 ± 0,1 | 0,1 ± 0,01 | |
| | Levél | 0,02 ± 0,01 | 0,3 ± 0,1 | 0,01 ± 0,01 | 0,1 ± 0,02 | 0,02 ± 0,0 | 0,1 ± 0,01 | 0,02 ± 0,02 | 1,6 ± 0,5 | 0,3 ± 0,04 | |
| Erősen szennyezett (középső) rész | Gyökér | 0,05 ± 0,02 | 0,1 ± 0,04 | 0,05 ± 0,02 | 0,1 ± 0,04 | 0,05 ± 0,02 | 0,1 ± 0,02 | 0,1 ± 0,03 | 1,0 ± 0,3 | 0,2 ± 0,1 | |
| | Szár | n.d. | 0,1 ± 0,04 | n.d. | 0,1 ± 0,01 | 0,01 ± 0,01 | 0,02 ± 0,01 | 0,01 ± 0,01 | 1,3 ± 0,2 | 0,1 ± 0,03 | |
| | Levél | 0,02 ± 0,01 | 0,4 ± 0,1 | 0,01 ± 0,01 | 0,1 ± 0,01 | 0,02 ± 0,01 | 0,1 ± 0,03 | 0,01 ± 0,02 | 2,6 ± 0,4 | 0,2 ± 0,1 | |
| Mérsékelt szennyezett 2 (déli) rész | Gyökér | 0,04 ± 0,02 | 0,3 ± 0,1 | 0,04 ± 0,05 | 0,2 ± 0,02 | 0,04 ± 0,02 | 0,1 ± 0,02 | 0,1 ± 0,1 | 1,4 ± 0,4 | 0,5 ± 0,3 | |
| | Szár | 0,01 ± 0,01 | 0,3 ± 0,1 | n.d. | 0,1 ± 0,02 | 0,01 ± 0,01 | 0,03 ± 0,01 | n.d. | 1,6 ± 0,5 | 0,4 ± 0,1 | |
| | Levél | 0,01 ± 0,01 | 0,8 ± 0,3 | n.d. | 0,2 ± 0,03 | 0,01 ± 0,01 | 0,1 ± 0,03 | 0,03 ± 0,07 | 3,8 ± 0,7 | 0,4 ± 0,1 | |

Megjegyzés: n.d. rövidítés a nem detektált, azaz kimutatási határ alatt lévő koncentrációt jelenti.

4. táblázat. A szőrös disznóparéj egyedek transzlokációs faktor (TF) értékei (átlag±SE).

| Elem | Kontroll terület | | Mérsékeltlen szennyezett 1 (északi) rész | | Erősen szennyezett (középső) rész | | Mérsékeltlen szennyezett 2 (déli) rész | |
|------|------------------|----------------|---|----------------|--------------------------------------|----------------|---|----------------|
| | TFszár/gyökér | TFlevel/gyökér | TFszár/gyökér | TFlevel/gyökér | TFszár/gyökér | TFlevel/gyökér | TFszár/gyökér | TFlevel/gyökér |
| Al | 0,1±0,03 | 0,5±0,2 | 0,2±0,2 | 1,0±1,0 | 0,1±0,1 | 0,4±0,2 | 0,2±0,1 | 0,4±0,2 |
| Ba | 1,0±0,2 | 2,0±0,6 | 1,3±0,6 | 4,1±2,1 | 1,0±0,2 | 3,3±1,0 | 1,1±0,3 | 2,7±0,9 |
| Cr | <0,001 | <0,001 | <0,001 | <0,001 | <0,001 | <0,001 | <0,001 | <0,001 |
| Cu | 0,6±0,1 | 0,8±0,1 | 0,5±0,2 | 1,0±0,6 | 0,4±0,1 | 0,6±0,2 | 0,8±0,1 | 1,2±0,2 |
| Fe | 0,1±0,04 | 0,6±0,2 | 0,2±0,2 | 1,0±1,0 | 0,1±0,1 | 0,4±0,2 | 0,2±0,1 | 0,4±0,3 |
| Mn | 0,5±0,1 | 3,1±1,3 | 0,5±0,5 | 2,5±2,5 | 0,3±0,2 | 1,4±1,2 | 0,5±0,2 | 1,7±0,6 |
| Pb | 0,3±0,4 | 0,4±0,4 | 0,1±0,2 | 0,2±0,3 | 0,1±0,2 | 0,1±0,2 | <0,001 | <0,001 |
| Sr | 1,3±0,1 | 3,0±0,7 | 1,1±0,4 | 2,7±0,9 | 1,4±0,3 | 2,9±0,9 | 1,2±0,3 | 3,0±0,6 |
| Zn | 0,7±0,1 | 1,1±0,2 | 0,8±0,2 | 2,3±1,0 | 0,8±0,2 | 1,1±0,4 | 0,9±0,2 | 0,9±0,3 |

4.1.3. Talaj fizikai és kémiai paramétere

A talaj alap fizikai és kémiai paramétere között a pH ($F = 22,418$, $p < 0,001$), a nedvességtartalom ($F = 6,796$, $p = 0,004$), a szerves anyag- ($F = 40,389$, $p < 0,001$) és a kalcium-karbonát tartalom ($F = 6,580$, $p = 0,004$) alapján szignifikáns különbséget tapasztaltunk a vizsgált területek között (5. táblázat).

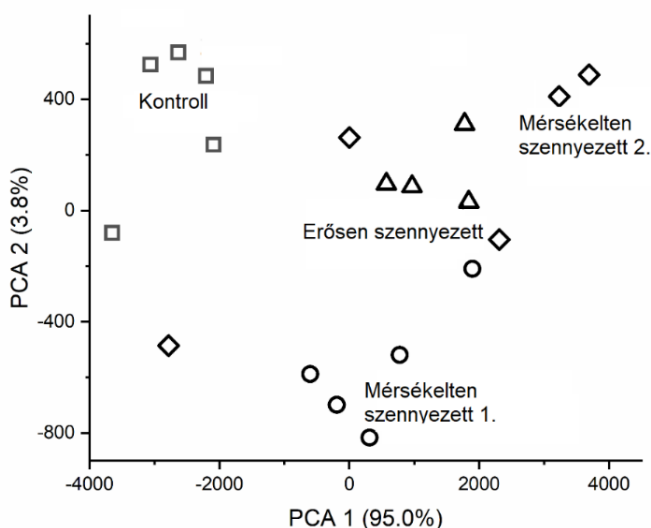
5. táblázat. A talaj alap fizikai és kémiai paramétere (átlag \pm SE).

| Paraméterek | Kontroll terület | Mérsékelt szennyezett 1 (északi rész) | Erősen szennyezett (középső) rész | Mérsékelt szennyezett 2 (déli rész) |
|--|------------------|---------------------------------------|-----------------------------------|-------------------------------------|
| pH | 8,5 \pm 0,1 | 8,3 \pm 0,1 | 8,4 \pm 0,0 | 8,8 \pm 0,1 |
| Vezetőképesség [$\mu\text{S}/\text{cm}^2$] | 146 \pm 14 | 187 \pm 93 | 135 \pm 4 | 199 \pm 94 |
| Nedvességtartalom [%] | 28,8 \pm 6,6 | 21,8 \pm 1,2 | 25,3 \pm 1,6 | 19,4 \pm 1,7 |
| Szervesanyag-tartalom [%] | 10,9 \pm 1,4 | 8,0 \pm 0,8 | 8,9 \pm 0,8 | 4,3 \pm 0,7 |
| CaCO ₃ -tartalom [%] | 1,5 \pm 0,1 | 2,3 \pm 0,3 | 2,1 \pm 0,3 | 2,5 \pm 0,7 |

4.1.4. Talaj elemösszetétele

A kapott eredményeink alapján a Cd és Cr túllépte a 6/2009. (IV. 14.) KvVM–EüM–FVM (együttes rendelet a földtani közeg és a felszín alatti víz szennyezéssel szembeni védelméhez szükséges határértékekről és a szennyezések méréséről) rendeletben foglalt határértékeket.

A vizsgált területek között a talaj fémkoncentrációja (6. táblázat) alapján szignifikáns különbséget találtunk a PCA segítségével (9. ábra). A vizsgált területek között a Cd, Cu és Zn kivételével minden elem koncentrációja szignifikánsan ($p < 0,05$) különbözött (4. függelék).



9. ábra. Főkomponens-analízis (PCA) biplotja a talajban mért elemek koncentrációja (mg/kg) alapján.

A talajminták elemanalitikai vizsgálatának eredményéből azt tapasztaltuk, hogy a mérsékeltlen szennyezett 1 és az erősen szennyezett terület jellemezhető a legnagyobb elemtartalommal, a legtöbb elem esetében. A Ba, Cr és Pb kiemelkedő koncentrációban van a mérsékeltlen szennyezett 1 és az erősen szennyezett területen.

6. táblázat. A talajban mért fémek átlagos koncentrációja (\pm SE) a vizsgált területeken.

| Elemek | Kontroll terület | Mérésékeltlen szennyezett 1 (északi) rész | Erősen szennyezett (középső) rész | Mérésékeltlen szennyezett 2 (déli) rész | Határérték |
|-----------|--------------------------------|---|-----------------------------------|---|------------|
| Al, g/kg | 7,7 \pm 0,4 ^a | 8,1 \pm 0,6 ^a | 8,9 \pm 0,4 ^a | 9 \pm 1,4 ^a | - |
| Ba, mg/kg | 81 \pm 4,3 ^a | 147 \pm 10,7 ^b | 126,2 \pm 8,4 ^c | 41,7 \pm 7,3 ^d | 250 |
| Cd, mg/kg | 1,3 \pm 0 ^a | 1,5 \pm 0,8 ^a | 1,9 \pm 0,1 ^a | 1,4 \pm 0,2 ^a | 1 |
| Co, mg/kg | 4,2 \pm 0,3 ^a | 5,3 \pm 0,2 ^b | 6,3 \pm 0,2 ^c | 6,1 \pm 1 ^{bc} | 30 |
| Cr, mg/kg | 11,8 \pm 0,7 ^a | 111,5 \pm 10,3 ^b | 140,7 \pm 10,2 ^c | 16,9 \pm 2,5 ^a | 75 |
| Cu, mg/kg | 43,2 \pm 2,6 ^a | 59,6 \pm 5,2 ^b | 56,9 \pm 4,2 ^b | 23,3 \pm 3,9 ^c | 75 |
| Fe, g/kg | 10,3 \pm 0,5 ^a | 13,5 \pm 0,8 ^b | 13,9 \pm 0,5 ^b | 14 \pm 2,3 ^b | - |
| Mn, mg/kg | 359,3 \pm 24,5 ^{ab} | 385,1 \pm 15,1 ^a | 338,4 \pm 6,9 ^{ab} | 304 \pm 62,4 ^b | - |
| Ni, mg/kg | 12,6 \pm 0,9 ^a | 20,7 \pm 1,1 ^b | 24,7 \pm 0,7 ^c | 19 \pm 3,1 ^b | 40 |
| Pb, mg/kg | 25,2 \pm 6,7 ^a | 37 \pm 2,8 ^b | 35,1 \pm 1,9 ^b | 8,3 \pm 1,3 ^c | 100 |
| Sr, mg/kg | 102,9 \pm 9,4 ^a | 91,3 \pm 3,8 ^{ab} | 83,8 \pm 4,7 ^b | 49 \pm 9,3 ^c | - |
| Zn, mg/kg | 402,4 \pm 447,8 ^a | 216 \pm 12,3 ^a | 216,2 \pm 16,5 ^a | 48 \pm 6 ^b | 100 |

A különböző betűk szignifikáns különbségeket jeleznek a területek között ($p < 0,05$).

4.2. A disznóparéj fajok fémfelvételének vizsgálata metaanalízissel

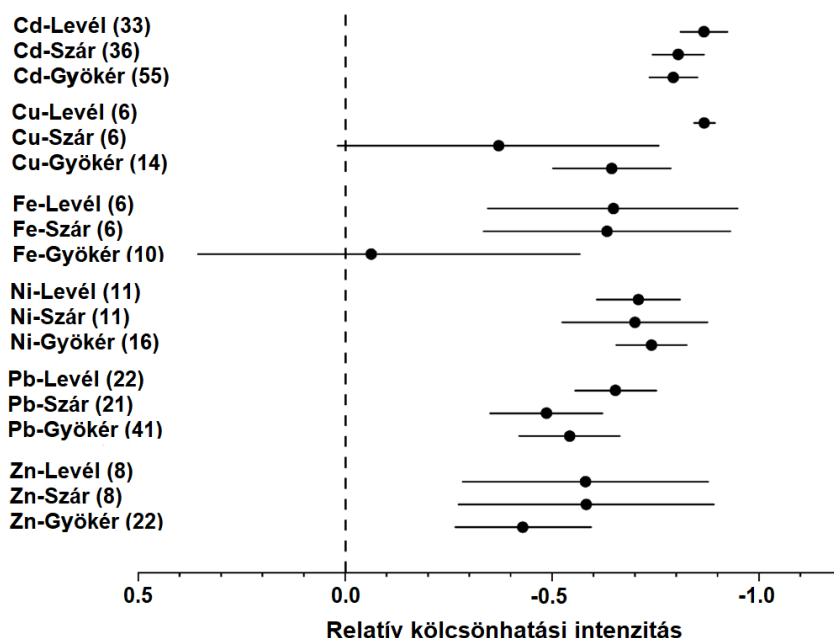
A Web of Science-alapú szakirodalmi keresés összesen 17408 cikket eredményezett. Ezek közül 19 publikáció felelt meg a metaanalízishez meghatározott kritériumoknak (4. ábra, 7. táblázat). Ezekből a cikkekből 332 szennyezetlen-szennyezett összehasonlítást azonosítottunk. A kiválasztott cikkekben bemutatott fémkoncentrációk széles skálán mozogtak a szennyezett talajokban: 0,3-200 mg/kg a Cd, 13,5-3480 mg/kg a Cu, 6,08-19,254 mg/kg a Fe, 2,50-100 mg/kg a Ni, 3,00-151 mg/kg az Pb és 14,0-819,5 mg/kg koncentráció tartomány volt jellemző a Zn esetében.

7. táblázat. A disznóparéj fajok metaanalízisében részt vevő tanulmányok adatai.

| Szerzők | Vizsgált fajok | Vizsgált növényi rész | Vizsgált fémek | Kísérlet helyszíne | Kísérlet típusa | Összehasonlítások száma |
|--|---------------------------------------|-----------------------|------------------------|--|------------------|-------------------------|
| Alsherif et al. (2022) | <i>A. retroflexus</i> | Gyökér | Cd, Cu, Fe, Ni, Pb, Zn | Khulais, Szaud-Arábia | Terep | 24 |
| Atayase et al. (2008) | <i>A. viridis</i> | Gyökér, szár, levél | Cd, Pb | Lagos, Nigéria | Terep | 48 |
| Bosiacki et al. (2013) | <i>A. caudatus</i> | Szár, levél | Cd, Pb | Poznań, Lengyelország | Üvegház | 12 |
| Chinmayee et al. (2012) | <i>A. spinosus</i> | Gyökér, szár, levél | Cd, Cu, Zn | Kerala, India | Üvegház | 27 |
| Chunilall et al. (2005) | <i>A. dubius</i> , <i>A. hybridus</i> | Gyökér, szár, levél | Cd, Ni, Pb | KwaZulu-Natal, Dél-afrikai Köztársaság | Üvegház | 54 |
| Cui et al. (2021) | <i>A. hypochondriacus</i> | Gyökér | Cd | Shaoguan, Kína | Üvegház | 5 |
| Ding et al. (2013) | <i>A. hypochondriacus</i> | Gyökér, szár, levél | Cd | Kanton, Kína | Üvegház | 12 |
| Egwu et al. (2019) | <i>A. cruentus</i> | Levél | Cd, Pb | Chanchaga, Nigéria | Terep | 2 |
| Eze (2014) | <i>A. hybridus</i> | Gyökér, szár, levél | Cd, Fe, Ni, Pb, Zn | Gombe, Nigéria | Terep | 56 |
| Garba and Kiyawa (2018) | <i>A. hybridus</i> | Gyökér, szár, levél | Cu, Fe, Ni | Kano, Nigéria | Üvegház | 7 |
| Ghazaryan et al. (2021) | <i>A. retroflexus</i> | Gyökér | Cu | Kajaran, Örményország | Cserép (ex situ) | 1 |
| Huang et al. (2019) | <i>A. spinosus</i> | Gyökér | Cd, Pb | Yichang, Kína | Üvegház | 8 |
| Khoramnejadian and Saeb (2015) | <i>A. retroflexus</i> | Gyökér | Cd, Cu, Ni | Damávand, Irán | Cserép (ex situ) | 3 |
| Liu et al. (2019) | <i>A. retroflexus</i> | Gyökér, szár, levél | Cu | Taiyuan, Kína | Üvegház | 9 |
| Liu et al. (2021) | <i>A. tricolor</i> | Gyökér, szár, levél | Cd | Shaoguan, Kína | Üvegház | 24 |
| Motesharezadeh et al. (2010) | <i>A. retroflexus</i> | Gyökér | Cd | Karadzs, Irán | Üvegház | 3 |
| Nejatzadeh-Barandozi and Gholami-Borujeni (2014) | <i>A. retroflexus</i> | Gyökér | Cd, Pb | Urmia, Azerbajdzsán | Terep | 10 |
| Ramírez et al. (2021) | <i>A. dubius</i> | Gyökér | Pb, Zn | Haina, Dominikai Köztársaság | Terep | 20 |
| Zou et al. (2006) | <i>A. viridis</i> | Gyökér, szár, levél | Cu, Fe, Zn | Tiencsin, Kína | Terep | 7 |

4.2.1. A fémfelhalmozódás vizsgálata metaanalízissel disznóparéj fajokban

A disznóparéj fajok minden egyes növényi része (gyökér, szár és levél) szignifikánsan nagyobb koncentrációban halmozott fel Cd-ot, Ni-t, Pb-ot és Zn-et a szennyezett talajon, mint a szennyezetlen talajon vizsgált kontroll egyedek (RII értékek nulla alatt; 95%-os konfidenciaintervallum nem érte el a nullát; 10. ábra). A Cu esetében a szárban és a Fe esetében a gyökérben kis mértékű volt a felhalmozódás, a többi növényi szervben mindkét fém esetében jelentős volt a felhalmozódás. Az előző két növényi szerv-fém kapcsolaton kívül nem találtunk szignifikáns különbséget a fémek felhalmozódásában a növényi szervek között. Általánosságban elmondható, hogy a vizsgált fémek közül a Cd felhalmozódása volt a legintenzívebb (10. ábra).

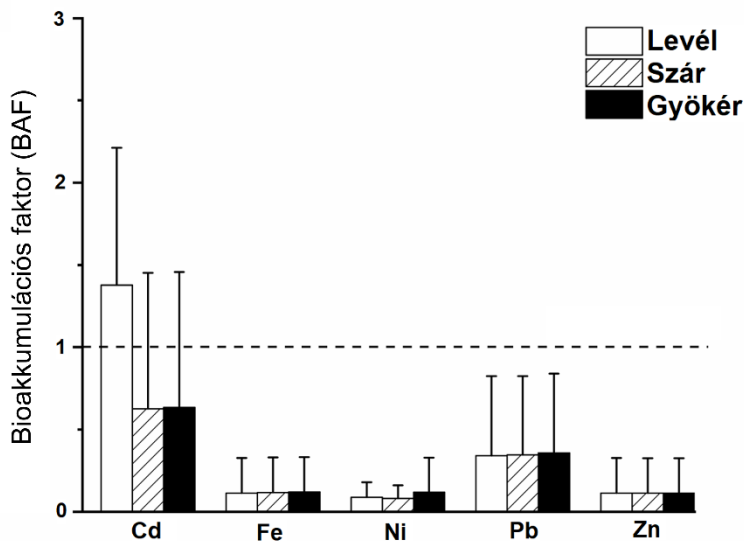


10. ábra. A Cd, Cu, Fe, Ni, Pb és Zn felhalmozódásának relatív kölcsönhatási intenzitása (RII) értékei a disznóparéj növényi részeiben (zárójelben az összehasonlítások száma).

4.2.2. A fémek bioakkumulációs faktora (BAF) a disznóparéj fajok növényi részeiben

A BAF-értékek alapján a Cd felhalmozódási potenciálja a levélben magas volt ($BAF > 1$), ugyanis a Cd koncentrációja a levélben nagyobb volt,

mint a talajban. Általánosságban elmondható, hogy a Cd felhalmozódása a disznóparéj fajok levelében jelentős, míg a gyökerében és szárában mérsékelt volt, ami arra utal, hogy a vizsgált fajok jelentős mértékben képesek a Cd-ot a föld feletti növényi részekbe transzlokálni (levél > szár ≈ gyökér; 11. ábra). A bioakkumuláció mértéke alacsony volt az Pb esetében minden növényi részben, mivel a szövetekben mért koncentrációk kisebbek voltak, mint a talajban; a gyökérre, szárra és levélre vonatkozó BAF-értékek egyaránt a kritikus érték (BAF < 1) alatt maradtak. Továbbá nem volt különbség az Pb-akkumulációban a növényi részek között (gyökér ≈ szár ≈ levél; 11. ábra). A BAF-értékek alapján a Fe, Ni és Zn felhalmozódási potenciálja minden növényi részben alacsonyabb volt a kritikus értéknél, mivel minden növényi rész sokkal kisebb koncentrációban tartalmazta a fémeket, mint a talajban mért értékek. A fémek felhalmozódási preferenciái a növényi részekben a következők voltak: a Fe esetében gyökér ≈ szár ≈ levél, a Ni esetében gyökér ≈ szár < levél, a Zn esetében gyökér ≈ szár ≈ levél (11. ábra). (A Cu esetében a mintanagyság nem volt elegendő a BAF-elemzésekhez).



11. ábra. Bioakkumulációs-faktor (BAF) értékek (átlag ± SD) a szennyezett talajon termesztett disznóparéj esetében. (Tanulmányok és adatok száma: Cd: 7 tanulmány, N = 47; Fe: 4 tanulmány, N = 22; Ni: 4 tanulmány, N = 20; Pb: 5 tanulmány, N = 45; Zn: 3 tanulmány, N = 19.) A kritikus értéknél (> 1) nagyobb értékek a talajból származó fémek intenzív felhalmozódását jelzik.

5. Értékelés

5.1. A szőrös disznóparéj fitoextrakciós potenciáljának vizsgálata

Korábbi tanulmányok alapján a disznóparéj fajok hatékony bioakkumulátor növényekként ismertek. Kutatásunk során a szőrös disznóparéj bioakkumulációs potenciálját vizsgáltuk egy ismertén szennyezett területen. Hipotézisünkkel összhangban pozitív korrelációt találtunk a fémfelhalmozódás mértéke és a talajszennyezettség szintje között. A növények minden vizsgált fém esetében nagyobb koncentrációt halmoztak fel a szennyezett területeken, mint a kontroll területeken. Megállapítottuk, hogy a fémfelhalmozódás mértéke szignifikánsan különbözött a növényi szervek között; a Ba, Mn, Sr és Zn koncentrációja a levelekben volt a nagyobb, míg az Al, Cr, Cu, Fe és Pb főként a gyökerekben halmozódott fel. Tehát a növényi szervek közül a levél és a gyökér kiemelkedő szerepet játszik a fémfelhalmozódásban. A Sr esetében szinte minden mintában 1-nél nagyobb bioakkumulációs faktor értéket mutattunk ki, ami a növény kiemelkedő felhalmozási képességét jelzi ezzel a fémmel kapcsolatban. Bár a többi vizsgált elem esetében nem tapasztaltunk magas BAF értékeket, magas TF értékeket kaptunk az alábbi elemekre vonatkozóan: Al, Ba, Cu, Fe, Mn, Sr és Zn. Tehát a szőrös disznóparéj kiválóan transzlokálta az említett elemeket a föld feletti szerveibe, megerősítve a hipotézist, miszerint fitoextrakcióra alkalmas a növény.

Pb felhalmozódás

Az Pb globálisan jelentős környezetszennyező anyag, amely szennyezheti a mezőgazdasági termőföldeket és vízbázisokat, ezáltal pedig bekerülhet a táplálékhálózatba és magába az élelmiszerláncba is. Az Pb káros hatással van az idegrendszerre és a májra, különösen gyermekekre nézve veszélyes, esetükben gyomor-bélrendszeri problémákat és mentális zavarokat idézhet elő (Boskabady et al., 2018). A talajban felhalmozódott Pb csökkenti a talaj tápanyagtartalmát, mikrobiális sokféleségét és termékenységét (Alengebawy et al., 2021). Emellett az Pb gátolja a növények tápanyagfelvételét és fotoszintézisét, lassítja a növekedésüket, és akár pusztulásukhoz is vezethet. A talajban lévő Pb lassítja a magok csírázását és a növények növekedési ütemét, továbbá károsítja a növények enzimaktivitását,

membránszerkezetét, valamint sztómák záródását idézheti elő (Zulfiqar et al., 2019).

Kutatásunkban az Pb-koncentráció a szőrös disznóparéj gyökereiben volt a legnagyobb, ezt követte a levél és a szár, alacsony BAF és TF értékekkel. Ezek az eredmények arra utalnak, hogy a szőrös disznóparéj, bár nem rendelkezik kimagasló transzlokációs képességgel, gyökerében hatékonyan képes visszatartani a Pb-ot, így potenciálisan alkalmas lehet fitostabilizációs célokra. Korábbi tanulmányokban számos disznóparéj fajnál vizsgálták az Pb felhalmozódását. Atayese és mtsai (2010) az *A. viridis* fitoextrakcióját vizsgálták és eredményeik alapján a szövetekben mért koncentrációk messze meghaladták a talajban mért koncentrációkat, magas BAF értékeket eredményezve, ellentétben a mi eredményeinkkel. Az Pb eloszlása a növényben megegyezik az általunk tapasztalt eredményekkel; a legnagyobb koncentrációt a gyökérben mérték, majd ezt követte a levél és a szár. Az Pb szövetek közötti eloszlása hasonlóan alakult Alsherif és mtsai (2022) kutatásában is. Esetükben is a gyökérben volt az Pb a legnagyobb koncentrációban, majd ezt követte a hajtás. Ugyanez a trend volt megfigyelhető egy másik tanulmányban (Eze, 2014), ahol az *A. hybridus*-t vizsgálták. Egy másik kutatásban Oluwatosin és mtsai (2010) a Cd, Pb és Zn felvételét és akkumulációját tanulmányozták az *A. hybridus*-t vizsgálva. Esetükben az Pb eloszlási aránya más: gyökér>szár>levél. A trendek konzisztenciája több fajnál is alátámasztja, hogy a szövetek közötti Pb-eloszlás mögött nemcsak környezeti, hanem fajspecifikus tulajdonságok is meghúzódnak. Egy másik tanulmányban, Ramírez és munkatársai (2021) több fajt, köztük az *A. dubiust* is vizsgálták, amelynél a Pb esetében alacsony BAF és TF értéket állapítottak meg, ami összhangban van a mi és az általunk vizsgált szakirodalom eredményeivel. A disznóparéj fajok Pb akkumulációjának eredményei vegyesek, a TF értékek viszont alacsonyak voltak minden átnézett publikációban. A szakirodalmi adatok és a saját eredményeink egyaránt azt mutatják, hogy a disznóparéj fajok esetében a Pb-felvétel főként a gyökérben koncentrálódik, ami a fém mobilitásának korlátozott mértékére és a növény védekező mechanizmusaira utalhat.

Az általunk vizsgált területen történt már fitoextrakciós vizsgálat más gyomfajokkal. Tózsér és mtsai (2019) a *Chenopodium album* és a *Tripleurospermum inodorum* fitoextrakciós képességét vizsgálták a Lovász-zugi tórendszer területén, Debrecenben. A vizsgálat eredményei alapján a *C. album* gyökereiben volt a legnagyobb az Pb koncentrációja, ezt követte a szár

és a levél. A *T. inodorum* esetében az Pb koncentrációja a szövetekben követte az általunk vizsgált szőrös disznóparéj trendjét: gyökér>levél>szár. Bár a szőrös disznóparéj is kis mértékben akkumulálta az Pb-ot, a másik két vizsgált gyomnövény még ennél is alacsonyabb Pb-felhalmozódási arányt mutatott, így a szőrös disznóparéj jobb Pb-akkumuláló képességgel rendelkezik. Az eltérés hátterében jelentős környezeti különbségek sem állhatnak, mivel a mintavételek összehasonlítható meteorológiai viszonyok mellett történtek. A nagyobb Pb-felhalmozás aránya mögött nem csupán környezeti tényezők, hanem fajspecifikus, fiziológiai vagy morfológiai különbségek is állhatnak, mint például a fémfelvétel és -transzport hatékonysága, vagy a gyökérszerkezet eltérő jellege.

Zn felhalmozódás

A Zn fontos szerepet játszik a növények fiziológiájában és egészséges növekedésében, például a nitrogén-anyagcserében és a sejtburjánzásban, beleértve az auxin bioszintézisét és a fotoszintézis folyamatát. Ezen kívül társfaktorként működik a metalloenzimekben, mint például a peroxidázban, oxidázban és dehidrogenázban (Yruela, 2013; Facey et al., 2019). A nagy Zn-koncentrációk azonban káros hatással vannak a növényekre; késleltetik a növekedést, okoznak sárgulást, csökkent fényelnyelést, lipidperoxidációt, fokozott proteolízist, valamint a reaktív oxigénformák és az antioxidánsok közötti egyensúly felborulását, ami végül a sejtek elhalásához vezet (Iannone et al., 2015). A Zn nagy koncentrációban az állati és emberi szervezetre is veszélyes: a feleslegben jelenlévő Zn toxikus hatásokat válthat ki, például szív- és érrendszeri betegségeket, valamint a daganatos megbetegedéseket. Továbbá a nagy Zn-koncentráció gátolja más nyomelemek felszívódását és a koenzimek stabilitását, ami szédülést és fáradtságot eredményezhet (Plum et al., 2010; Jan et al., 2015).

Vizsgálatunk során a szőrös disznóparéj Zn koncentrációja a gyökerekben volt a legnagyobb, ezt követte a levél, majd a szár. Bár minden vizsgált területen alacsony BAF értékeket találtunk, az erősen szennyezett területen magas (>1) TF-értéket tapasztaltunk a levelekben. A Zn növényen belüli eloszlása megoszlik a szakirodalomban. Az általunk mért koncentrációk alapvetően nagyobbak voltak, mint amit Oluwatosin és mtsai (2009) mértek az *A. hybridus* esetében, ellenben az vizsgált fajban máshogy oszlott el a Zn a szövetek között; legnagyobb koncentrációban a szárakban volt, majd ezt követte

a levél és a gyökér. Bár a Zn nem akkumulálódott nagy mennyiségben és alacsony transzferfaktor értéket tapasztaltak, a növény által felvett koncentrációjának 41 %-a transzlokálódott a levelekbe (Oluwatosin et al., 2009). Egy másik kutatás keretében Chinmayee és munkatársai (2012) az *A. spinosus* Zn-felvételét vizsgálták laboratóriumi körülmények között cink-szulfáttal kezelt talajokban. A Zn-felhalmozódás a levélben volt a legnagyobb, ezt követte a szár és a gyökér. Az általános talajkezelések elvét figyelembe véve elmondható, hogy az általuk használt Zn-koncentrációk meghaladták az általunk vizsgált terület talajában mért értékeket. Bár már a koncentrációk alapján is látható, hogy a levelekben nagyobb mértékben történt a legnagyobb felhalmozódás, kiemelendő a Zn TF-értéke, mely 1 felett volt, akár csak a mi tanulmányunkban, az erősen szennyezett területrészen. Bár a közvetlen összehasonlítás így nem lehetséges, de elmondható, hogy a két faj hasonlóan reagál a Zn jelenlétére a talajban. A legtöbb tanulmánnyal összehasonlítva elmondható, hogy az általunk vizsgált szőrös disznóparéj alkalmas a Zn fitoextrakciójára, mert az alacsony BAF értékekkel ellenben a magas TF értékek ígéretesek. Alsharif és mtsai (2022) a szőrös disznóparéj vizsgálata során az előbbi tanulmányokkal ellentétben magas BAF és alacsony TF-értékeket tapasztaltak. Ramírez és munkatársai (2021) több fajt, köztük az *A. dubius*-t is vizsgálták, amelynél a Zn esetében 1-nél nagyobb transzlokációs faktor és bioakkumulációs faktor értékeket állapítottak meg. Eze (2014) az *A. hybridus*-t vizsgálta. A Zn-koncentráció a gyökerekben és levelekben közel hasonló volt, ezt követte a szár. Ebben a kutatásban a Zn mutatta a legkisebb akkumulációt és mobilitást a többi vizsgált fémhez viszonyítva. Tanulmányunktól eltérően csak alacsony TF értékeket kaptak. A különböző fajok Zn-megoszlási mintázata eltérő lehet, de a szőrös disznóparéj esetében mért nagy levélkoncentráció és TF-érték kiemeli a faj potenciálját a Zn transzlokációjára a föld feletti részekbe. Ugyanakkor az eredményeink és a szakirodalmi adatok alapján a disznóparéj fajok Zn akkumulációs képessége összességében gyengébb, és az eredményekben bizonyos szórás is megfigyelhető.

Ugyanazon a területen, ahol a kutatást végeztük, a *C. album*-ban és a *T. inodorum*-ban a Zn-koncentráció szervek közötti eloszlása az következők szerint alakult: levél>gyökér>szár (Tózsér et al., 2019b). Bár a BAF-értékek alacsonyak voltak mindkét faj esetében, a TF-értékek magasak voltak, akár csak az általunk vizsgált szőrös disznóparéj esetében. A három gyomnövény összehasonlítása alapján megállapítható, hogy a *C. album* és a *T. inodorum*

hasonló transzlokációs képességeket mutattak, tehát a két gyomnövény vizsgálat eredményei alapján hasonlóan reagál a Zn-re, mint az általunk vizsgált szőrös disznóparéj.

Cu felhalmozódás

A Cu minden növényfaj számára létfontosságú mikrotápanyag, hiánya azonban gátolja a növekedést. A talajban egyes agrokémiai szerek túlzott használata miatt előforduló nagy Cu-koncentrációk azonban toxikus hatásokat válthatnak ki (Yruela, 2009). Számos tanulmány számolt be a Cu-indukált növekedési gátlásról, oxidatív károsodásról és antioxidáns válaszról olyan mezőgazdasági élelmiszernövényekben, mint például búzában, rizsben, kukoricában, napraforgóban és uborkában (Adrees et al., 2015). A talaj túl nagy Cu-koncentrációja reaktív oxigénformák képződését, valamint a növényi légzés és fotoszintézis zavarát idézheti elő (Dučić et al., 2021).

Vizsgálatunkban a szőrös disznóparéj gyökereiben a Cu-koncentráció a gyökerekben volt a legnagyobb, ezt követte a levél és a szár. BAF értéke alacsony volt, TF értéke a mérsékelt szennyezett 1 és a mérsékelt szennyezett 2 területrészen nagyobb volt, mint 1. Ez arra utal, hogy bár a növény nem halmoz fel jelentős mennyiségű Cu-et, a felvett mennyiséget hatékonyan szállítja a föld feletti szervekbe. Egy másik tanulmányban, Chinmayee és mtsai (2012) az *A. spinosus*-t vizsgálták, ahol a növényekben a Cu-koncentráció eloszlása megegyezett a mi eredményeinkkel. Esetükben csak a legnagyobb Cu-koncentrációjú talajban tapasztaltak 1-nél nagyobb TF értéket. Bár tanulmányukban – a már fentebb említett okból – a rendelkezésre álló adatok hiánya miatt nem lehet meghatározni pontosan, hogy a talajban mekkora volt a Cu-koncentráció (mg/kg), eredményeik alapján elmondható, hogy a növény a szennyezettebb talajon ért el magasabb BAF és TF értékeket (Chinmayee et al., 2012). Ezzel szemben, a mi tanulmányunk eredményei alapján nem a két közel hasonlóan nagyobb mértékben rézszennyezett területen volt 1 feletti TF érték, hanem a legnagyobb és a legkisebb mértékben Cu-terhelt területen. Ez megerősíti, hogy a transzlokáció mértéke érzékenyen reagál a talaj szennyezettségi szintjére, és nem minden esetben követ lineáris összefüggést a koncentrációval. Egy további kutatásban Alsharif és mtsai (2022) a szőrös disznóparéj fémfelvételét vizsgálva azt tapasztalták, hogy a Cu-koncentráció a gyökerekben nagyobb volt, mint a hajtásokban. Esetükben minden területről elmondható, hogy magas BAF és alacsony TF értékeket

tapasztaltak, ellentétben a mi tanulmányunkkal. Más kutatók szintén azt találták, hogy az *A. viridis* bár korlátozott mértékben képes felhalmozni a Cu-et, nagy mértékben képes transzlokálni a leveleibe (Zou et al., 2006). Ez alátámasztja azt a megfigyelést, hogy a disznóparéj fajok nem képesek a Cu-et hatékonyan akkumulálni, de a levelekbe történő szállításában hatékonyak bizonyulhatnak. Ez valószínűleg annak köszönhető, hogy a disznóparéj fajok sejtszintű Cu-felvétele korlátozott, ugyanakkor rendelkeznek olyan transzportmechanizmusokkal, amelyek lehetővé teszik a felvett Cu hatékony szállítását a levelekbe. Ugyanazon a területen, ahol a kutatást végeztük, a Cu koncentrációja a *C. album* leveleiben volt a legnagyobb, ezt követte a szár és a gyökér. A *T. inodorum* esetében a levelet a gyökér, majd a szár követte (Tózsér et al., 2019b). A megfigyelt transzlokációs arányok és alacsony akkumulációs értékek mindhárom faj esetében következetes mintázatra utalnak, ami a réz hasonló viselkedését jelezheti eltérő taxonokban is.

Fe felhalmozódás

A Fe a növények növekedéséhez és fejlődéséhez nélkülözhetetlen mikrotápanyag, amely kritikus szerepet játszik számos élettani folyamatban, például a fotoszintézisben, a légzésben és a nitrogénanyagcserében (Meharg, 2012). A túlzott vasfelvétel azonban vastoxicitáshoz vezethet, ami károsítja a növény sejtmembránjait, csökkenti a növekedést, a termést és befolyásolja a növény általános egészségi állapotát (Kumar et al., 2010).

Vizsgálatunkban a szőrös disznóparéj gyökereiben a Fe-koncentráció a gyökerekben volt a legnagyobb, ezt követte a levél és a szár. A vas kis mértékben akkumulálódott a növényi szervekbe, transzlokációs faktora csak egy területen érte el az 1-et. Egy másik tanulmányban a mi eredményeinkkel ellentétben Alsharif és mtsai (2022) a szőrös disznóparéj fémfelvételét vizsgálva azt tapasztalták, hogy a Fe nagy mértékben akkumulálódott a növényben, míg kis mértékben transzlokálódott a föld feletti szervekbe. A szerveket figyelembe véve viszont esetükben is a gyökérben volt a legnagyobb a koncentráció, amit a levél és a szár követett. Ez a trend volt megfigyelhető Eze (2014) tanulmányában is, ahol az *A. hybridus*-t vizsgálták. Esetükben a BAF és a TF értékek is alacsonyak voltak. Ez megerősíti, hogy a vas felvétele és szállítása a disznóparéj fajokban általában korlátozott, függetlenül a vizsgált fajtól vagy földrajzi helyzettől. Mohammed és Folorunsho (2015) az *A. caudatus*-t tanulmányozták. Esetükben az általunk alkalmazott TF-t nem lehet

kiszámolni, mert a növény egészére adnak meg koncentrációs értékeket, viszont a BAF eredményeik alacsonyak, akárcsak a mi tanulmányunkban. Ellentétben a többi tanulmánnyal, ők két évszakban is (száraz és nedves) is vizsgálták az akkumulációt, és bár alacsony a BAF érték, 20 % körüli növekedést mutat a csapadékosabb évszakban a szárazhoz viszonyítva. Ez a különbség egyértelmű bizonyítéka, és egyben alátámasztja azt az általánosan elfogadott tényt, hogy a kedvezőbb vízellátottság és jobb élettani állapot pozitív hatással van a fémek felvételére és akkumulációjára a növényekben. Zou és mtsai (2006) az *A. viridis*-t vizsgálták. Esetük kivételt képez az általam vizsgált szakirodalmak között, ugyanis a legnagyobb Fe-koncentrációt a levelekben mérték, ezt követte a szár és a gyökér, magas TF értékkel. Ez kivételes esetként mutatja, hogy bizonyos disznóparéj fajok és a különböző környezeti hatások együtt elősegíthetik a Fe transzlokációját, bár ez nem jellemző trend. Yap és mtsai (2022) kutatásában az *A. viridis*-ben mért Fe-koncentráció alacsony BAF és TF értékeket eredményezett, ami összhangban van a hasonló tanulmányok többségével. Az általam vizsgált szakirodalmi adatok alapján elmondható, hogy a disznóparéj fajok nem alkalmasak a Fe fitoextrakciójára.

Ugyanezen a vizsgálati területen a *C. album* és a *T. inodorum* szervei között a legnagyobb Fe-koncentrációt a levelekben mérték, ezt követte a gyökér és a szár (Tózsér et al., 2019b). Ebben a tanulmányban a mi eredményeinkhez hasonló tendencia mutatkozott: alacsony BAF, és néhol magas TF értékek voltak megfigyelhetők, tehát a három gyomnövény közel hasonló meteorológiai körülmények között hasonlóan reagált a Fe jelenlétére. Ez – akárcsak a Cu esetében – megerősíti, hogy a talaj fémszennyezettségre adott válaszok fajok között is mutathatnak konzisztens mintázatokat az azonos élőhelyen.

Cr felhalmozódás

Általánosan elfogadott nézet, hogy a növényi szövetek magas Cr-szintje számos morfofiziológiai és biokémiai folyamatot idézhet elő a növényekben (UdDin et al., 2015; Kamran et al., 2017). A króm hatására megváltozik a csírázás, a gyökerek, a szárak és a levelek növekedése, csökken a szárazanyag-termelés és a termés mennyisége, károsodik a fotoszintézis, a növény vízháztartása és az ásványi anyagok felvétele, anyagcsere-változások lépnek fel, hatással van az enzimekre és egyéb anyagcsere-termékekre, továbbá

a reaktív oxigénformák képződése miatt oxidatív stresszt okoz (Shanker et al., 2005). Emberi/állati szervezetben a krómmal szennyezett növények fogyasztása egészségügyi kockázatot jelenthet, különösen, ha a Cr(VI) formája van jelen, mivel ez erősen toxikus és karcinogén, és a táplálékláncan keresztül bejuthat a szervezetbe (Zayed & Terry, 2003). Bár a Cr(III) esszenciális mikrotápanyag a kiegyensúlyozott emberi táplálkozásban, nagy mennyiségben történő bevitele egészségügyi problémákat okozhat, hasonlóan a Cr(VI) és a Cr⁶⁺ formához (Syracuse Research Corporation, 1993; Costa, 1997).

Vizsgálatunkban a szőrös disznóparéj szerveiben kis Cr-koncentrációt mutattunk ki, annak ellenére, hogy a talajban nagy koncentrációban volt. Emellett alacsony BAF és TF értékeket tapasztaltunk. Ez arra utal, hogy a disznóparéj nem képes hatékonyan felvenni vagy transzlokálni a Cr-ot, ami gátolja a fitoextrakciós potenciálját ebben az esetben. Ugyanezen fajban Mohammed & Folorunsho (2015) szintén kis koncentrációban mutatták ki a Cr-ot, hasonlóan alacsony BAF és TF értékekkel, összhangban az eredményeinkkel. Egy másik kutatásban Ramírez és munkatársai (2021) több fajt, köztük az *A. dubius*-t is vizsgálták. A Cr esetében a mi eredményeinkkel ellentétben magas TF-értéket tapasztaltak, ugyanakkor a vizsgált elemek közül a Cr halmozódott fel a legkevésbé, ami összhangban van a megfigyeléseinkkel. Ezzel szemben Chinmayee és mtsai (2012) nagy Cr-koncentrációt mértek az *A. spinosus* szerveiben, magas BAF értékekkel, néhol 1 feletti TF-értékkel, de megemlítendő, hogy ez egy cserépkísérlet volt. Eredményeik alapján megfigyelhető volt, hogy a talaj Cr-koncentráció növekedésével arányosan csökkent az akkumuláció mértéke, míg a TF értéke nőtt. Extrém nagy szennyezettségnél azonban a TF is visszaesett. Ez az összetett viselkedés azt mutatja, hogy a Cr-szennyezettség mértéke nem lineárisan befolyásolja a növények Cr-felvételét és szállítását, hanem valószínűleg más mechanizmusok és korlátozó tényezők is közrejátszanak. Zou és mtsai (2006) *A. viridis* növényeket vizsgáltak. A nagy mértékben Cr-szennyezett terület ellenére csak kismértékben halmozta fel a növény a Cr-ot, amely összhangban áll a mi eredményeinkkel. Esetükben viszont a növény sikeresen transzlokálta a Cr-ot a levelekbe. Ezen eredmények alapján a disznóparéj fajok nem bizonyultak hatékonyak a króm fitoextrakciójára. Ez megerősíti, hogy a króm akkumulációja szempontjából ezek a növényfajok nem alkalmasak hatékony fitoextrakcióra, főként erősen szennyezett talajokon, azonban az eredmények itt is mutatnak bizonyos eltérést.

Egy ugyanezen a vizsgálati területen végzett vizsgálatban a *C. album* és a *T. inodorum* szintén kis mértékben halmozta fel a Cr-ot. Mindkét növény esetében alacsony BAF és TF értékeket tapasztaltak, melyből arra lehet következtetni, hogy a három gyomnövény hasonlóan reagál a Cr jelenlétére (Tózsér et al., 2019b). Ez a konzisztencia arra utal, hogy a Cr viselkedése és a növények válaszreakciója ezen a területen független a taxonómiai különbségektől, és inkább a helyi környezeti tényezők dominálnak.

Mn felhalmozódás

A Mn kulcsszerepet játszik a fotoszintézisben (Hakala et al., 2006). A Mn-toxicitás mérgezési tünetek megjelenéséhez vezet, beleértve a fiatal levelek klorózisát, az érett levelek nekrotikus sötét foltjait és a gyűrött leveleket, ami végső soron gátolja a növény növekedését. A Mn toxicitás tünetei azonban növényfajonként és fajtánként is igen eltérőek (Li et al., 2019).

Vizsgálatunkban a szőrös disznóparéj Mn-koncentrációja a levelekben volt a legnagyobb, ezt követte a gyökér és a szár. A transzlokációs faktor minden területen nagyobb volt, mint 1. Ez arra utal, hogy a Mn hatékonyan szállítódik a gyökerekből a föld feletti részekbe, ami fontos tulajdonság fitoextrakciós szempontból, hiszen így a levelekben felhalmozódó fém könnyebben eltávolítható. Eredményeinkkel ellentétben Alsherif és mtsai (2022) tanulmányában a szőrös disznóparéjban a Mn-felhalmozódás bár nagy mértékű volt, a transzlokáció csekély mértékű. Ez az eltérés arra utalhat, hogy a transzlokáció mértéke a környezeti tényezők függvényében változhat. Egy tanulmányban Adewuyi és mtsai. (2010) az *A. caudatus* fitoextrakcióját vizsgálta. Esetükben a BAF-értékek alacsonyak voltak, akárcsak a mi tanulmányunkban. Zou és mtsai (2006) *A. viridis* növényeket vizsgálva kis mértékű akkumulációt, ellenben jelentős transzlokációt tapasztaltak a levelekbe. A Mn esetében ellentmondásos eredmények születtek, azonban általánosságban elmondható, hogy a disznóparéj fajok nem rendelkeznek erős Mn akkumulációs kapacitással.

Egy korábbi, ugyanazon a területen végzett vizsgálatban a *C. album* esetében a legnagyobb Mn-koncentrációt a levelekben mérték, ezt követte a gyökér és a szár. A *T. inodorumban* a legnagyobb mért Mn-koncentráció szintén a levelekben volt mérhető, ezt követte a szár és a gyökér (Tózsér et al., 2019b). Esetükben a Mn ugyanazt a trendet mutatta, mint a mi tanulmányunkban: alacsony BAF és magas TF értékeket. Az eddig ismertett

fémekhez hasonlóan a három vizsgált gyomnövény a Mn esetében is hasonló tendenciát mutat, ami következtetni enged az akkumulációs viselkedésük általános mintázatára. Ez arra utal, hogy a gyomnövények között megfigyelhetők hasonló környezeti reakciók, ami segíthet a fitoextrakciós stratégiák tervezésében.

Sr felhalmozódás

A Sr kémiai tulajdonságai hasonlóak a kalciuméhoz, ezért a növények a Sr-ot a Ca-hoz hasonló módon veszik fel. Nagy Sr-koncentráció esetén a Sr és a Ca versenghetnek a felvételért, ami a Ca felvételének csökkenéséhez vezethet. Ez pedig kalciumhiányhoz vezethet a növényekben, amelynek tünetei közé tartozik a gyökércsúcsok és hajtáscsúcsok növekedésének lelassulása, a levelek torzulása és a sejtfalak gyengülése (Qiu et al., 2021).

Kutatásunk során a szőrös disznóparéj minden vizsgált területre nagy mértékben halmozta fel a Sr-ot. Minden területen 1-nél nagyobb bioakkumulációs és kiemelkedően nagy transzlokációs faktor értéke volt, tehát a növény alkalmas a Sr fitoextrakciójára.

A Sr vizsgálata főként radioaktív szennyezőként vált fontossá, de vannak kutatások a nem radioaktív stroncium talajból való eltávolítására is, azonban disznóparéj fajokkal egyelőre nem készült ilyen tanulmány, a vizsgálatok többségének alanyai kultúrnövények. A gyakorlati fitoremediációs projekteknél sokszor az erősen toxikus, iparilag jellemző szennyezőkre koncentrálnak (pl. nehézfémek), amikkel szemben a Sr-nak nincs erősen fitotoxikus hatása.

5.2. A disznóparéj fajok fémfelvételének vizsgálata metaanalízissel

Kimutattuk, hogy a nehézfémek különböző koncentrációkban halmozódtak fel a disznóparéj fajok különböző részeiben. A relatív kölcsönhatási intenzitás (RII) értékek (szennyezetlen-szennyezett összehasonlítás) alátámasztották, hogy a Cd, Cu, Fe, Ni, Pb és Zn felhalmozódása jelentős volt a növényekben, a különböző fémek eltérő intenzitást mutattak a növényi részek között. A bioakkumulációs faktor (BAF) értékekre vonatkozó vizsgálatunk kimutatta, hogy a Cd elsősorban a levelekben halmozódott fel, míg a Cu, Fe, Ni, Pb és Zn esetében nem voltak jelentős különbségek az egyes növényi részekben mérhető

fémkoncentrációkban. Hangsúlyozni kell azonban, hogy az eredményeket a potenciálisan hozzáférhető adatokkal kell értelmezni, amelyek meglétét és hiányát elsőként emeljük ki.

Fel kell hívnunk a figyelmet arra, hogy annak ellenére, hogy az elemzésekhez megfelelő adatokkal rendelkezünk a cikkek szelektálása után, a disznóparéj fajokban a fémek felhalmozódását befolyásoló számos tényezőt csak korlátozottan tudtuk felmérni. A teljesség igénye nélkül, az alábbiakban a legfontosabb változók közül csak néhány példát emelünk ki arra vonatkozóan, hogy az adatok mennyire elérhetők a vizsgálatba bevont publikációkban. Az *Amaranthaceae* családon belül az egyes fajok fémakkumulációja nagymértékben eltér, és általában az azonos faj különböző földrajzi helyekről származó populációinak fémakkumulációja is eltérő lehet (Randelović et al., 2018; Ramanlal et al., 2020). A metaanalízis során azonban az egyes fajok fém-növényrész viszonyára vonatkozó mintanagyságok nem tették lehetővé a fajonkénti összehasonlítást, továbbá a helyszín hatásainak vizsgálati relevanciája alacsonynak bizonyult, mivel terepi vizsgálatokat csak a publikációk 37%-ában végeztek. Emellett ismert, hogy a szennyezési sémák (mérsékelt/közepes/erős és egyszeri/ismétlődő szennyezés) is nagyban befolyásolják a növények fémakkumulációját (Shojaei et al., 2021). A feldolgozás során az eredmények értékelését és általános következtetések levonását az is nehezítette, hogy a cikkeknek csak 37%-ában vizsgáltak erősen szennyezett talajokat, valamint a publikációknak csak 26%-a közölt adatokat az egyszeri alkalommal szennyezett talajokról. Az átfogó értékelésekhez a talaj tulajdonságait és azok hatásait is figyelembe kell venni (Xu et al., 2022). A növények általi remediáció hatékonyságát elsősorban a fémek biológiailag hozzáférhető mennyisége befolyásolja (Ng et al., 2015). Vizsgálatunk során a legtöbb (80%) összehasonlítás a talaj teljes koncentrációira épült, ezért a biológiailag hozzáférhető tartalom bevonása az elemzésekbe nem bizonyult előnyösnek. Az elemzések során a publikációk 65%-a értékelte a talaj alapvető tulajdonságait (talajtípus és/vagy pH és/vagy a talaj szervesanyag-tartalma), azonban a vizsgált paraméterek túlságosan eltérőek voltak ahhoz, hogy a kívánt mintanagyságot elérjék, és csak 26%-uk volt terepi vizsgálat. Ez utóbbi akadályozta a növény-növekedés és a fémfelhalmozódás egy másik központi tényezőjének, a mintavétel időpontjának (évszakának) megbízható értékelését is (Devlaeminck et al., 2004). A tanulmányok többsége ellenőrzött

környezetben (cserép/üvegház) végezte a vizsgálatokat, ami így kizárta annak lehetőségét, hogy a mintavételi évszak hatásait vizsgáljuk.

Cd felhalmozódás

Az RII értékeket elemezve megállapítottuk, hogy a Cd felhalmozódása jelentős volt a vizsgált növényekben, a növényi részek között pedig nem volt kimutatható eltérés. Továbbá a bioakkumulációs faktor (BAF) értékeit elemezve azt találtuk, hogy a levél nagyon jó Cd-akkumulátor szövet. Arról, hogy a disznóparéj fajok mely részei akumulálják leginkább a Cd-ot, megoszlanak a vélemények. Antonkiewicz és Jasiewicz (2002) tanulmányukban arról számoltak be, hogy a Cd koncentrációja öt fajban, köztük az *A. hybridus*-ban szignifikánsan nagyobb volt a föld feletti növényi részekben, mint a gyökerekben. Ezzel szemben két *Amaranthus mangostanus* fajtát vizsgálva (Chi et al., 2019), a talaj megnövekedett szennyezettségi szintje alapján is a gyökér bizonyult az elsődleges Cd-ot felhalmozó növényi résznek, amit a sejtközötti terek, a sejtfalak és a gyökér apoplasztisának a tárolóképeségével magyaráztak. Más lágyszárú fajok esetében azonban, hasonlóan ahhoz, amit eredményeink is mutattak, gyakori jelenség a levél Cd-felhalmozása, ami jelentős fajok közötti eltérésekre utal a fémfelhalmozódás mintázatában (Lombi et al., 2001; Baldantoni et al., 2016; Ullah et al., 2020). Igazoltuk a szennyezett talajon termesztett disznóparéj fajok levelének akkumulációs potenciálját is ($BAF > 1$). A szakirodalomban ezzel szemben a disznóparéj fajok és más lágyszárú nemzetségekre vonatkozó BAF-értékek nagyobb részt ellentétesek az eredményeinkkel. Adefila és mtsai (2010) az *A. viridis* egyedek levelében alacsony akkumulációs arányt találtak a gyökerekhez képest. Emellett El-Amier és mtsai (2017) hat gyomnövény föld feletti részeire vonatkozóan többnyire alacsony Cd BAF-értékeket mutattak ki, míg a gyökerekre vonatkozó értékek minden faj esetében megközelítették vagy meghaladták az 1-et. Bár a Cd jellemzően nem halmozódik fel nagy koncentrációban a föld feletti növényi részekben (Aladesanmi et al., 2019), a disznóparéj fajokat ígéretes jelöltekként emeljük ki a Cd eltávolítására, mivel képesek a fémet a betakarítható növényi részeikben felhalmozni. A Cd-akkumuláció fenti ellentmondásosságának okai lehetnek a fizikai-kémiai paraméterek (pl. a fémek egyidejű talajban való jelenléte által kiváltott kölcsönhatások, a felhalmozódás által kiváltott szubsztitúció) és az élőhelyi

tényezők (pl. talaj pH- és nedvességi viszonyok, expozíciós idő, növényfajok közötti kompetíció) (Tózsér et al., 2017; Huang et al., 2020).

Cu felhalmozódás

A disznóparéj fajokban kimutattuk, hogy a Cu erősen növényi szerv-specifikusan akkumulálódik; a levél a legintenzívebb felhalmozó, a szár pedig a legkevésbé intenzív felhalmozó szerv. A mi eredményeinkkel ellentétben Mellem és mtsai (2012) kimutatták, hogy az *A. dubius* esetében a gyökér a Cu fő raktározó szerve, ezért a növény fitoremediációs potenciálja korlátozott volt. Ugyanerre a következtetésre jutottak Ogunkunle és mtsai (2013) is, akik szerint a réz túlnyomó részének a gyökérben való visszatartása elsősorban a fajok közötti tűrőképességbeli különbségekkel magyarázható. Prudent és mtsai (2014) kiemelték a fémek kölcsönhatásainak alapvető szerepét, mint a Cu felhalmozódását potenciálisan befolyásoló (akadályozó) tényezőt a vizsgált növényekben. Ahmed és mtsai (2022) hat levélzöldséget vizsgálva, amelyek közül kettő az *A. lividus* és az *A. gangeticus* volt, azt találták, hogy a két disznóparéj faj esetében volt a legkisebb Cu-koncentráció. A szakirodalmi adatok arra is rávilágítottak, hogy a talajjavítószer (pl. S,S-EDDS) hatással vannak a Cu szolubilizálásában és az *A. viridis* és az *A. caudatus* leveleibe történő transzlokációjának elősegítésében (Ko et al., 2013). Ezt a mintázatot bármilyen, a kivonás során alkalmazott vegyület hozzáadása nélkül, tanulmányunkban mi is kimutattuk, ami a disznóparéj leveleinek természetes Cu-felhalmozó képességére utal. Mindezek alapján feltételezzük, hogy az eltérő eredmények a fémek kölcsönhatásaival és a Cu-tolerancia fajspecifikus eltéréseivel magyarázhatók, amit a disznóparéj fajok széleskörű statisztikai összehasonlítása is alátámaszthat.

Fe felhalmozódás

A metaanalízis során megállapítottuk, hogy a Fe felhalmozódása jelentős a disznóparéj fajokban, a különböző növényi részek hasonló intenzitást mutatnak. A BAF értékek alapján kimutattuk, hogy a vas felhalmozódása egyrészt az egyes növényi részekben belül is csekély mértékű, másrészt ezek között sincs jelentős különbség. A disznóparék fajok Fe-akkumulációjára vonatkozó releváns adatokat kizárólag azokban a cikkekben

közölték, amelyekre metaanalízisünk épült. Ennek megfelelően az eredményeink értelmezése során célszerűbb más lágyszárú növényfajokra helyezni a hangsúlyt. Ezeket figyelembe véve több ellentmondás is felmerült: eredményeinkhez hasonlóan El-Amier és mtsai (2017) mind a hat általuk vizsgált halofita faj esetében nagyon alacsony szintű bioakkumulációt figyeltek meg az összes növényi részben, ami alapján nem alkalmasak a Fe fitoextrakciójára való felhasználásra. Ezzel szemben Boamponsem és mtsai (2012) arról számoltak be, hogy a Fe lényegesen nagyobb koncentrációban halmozódott fel a gyökerekben, mint egy *Brassica* faj más növényi részeiben. Itt a szerzők megfigyelték, hogy a Fe hatással van más fémek felhalmozódására is, ami a mintázat lehetséges magyarázata lehet: a *Brassica oleracea* var. *capitata* és a *Lactuca sativa* kis Cd-tartalma a növényekben lévő Fe jelenlétével magyarázható. A szerzők úgy találták, hogy a nagyobb Fe-koncentráció akadályozta a Cd felvételét. Sharma és mtsai (2004) szintén antagonisztikus kapcsolatról számoltak be a Cd és a Fe között a felhalmozódás során. Bár vizsgálatunkban a szennyezett területeken a kontroll területekhez képest nagymértékű Fe-akkumulációt észleltünk, a talajból történő csökkent felhalmozódás (nagyon alacsony BAF-értékek) az egyidejű nagy Cd-koncentrációval magyarázható. Freitas és mtsai (2015) kimutatták, hogy egyes mikroorganizmusok olyan szerves anyagokat bocsátanak ki, amelyek fokozzák az esszenciális fémek, például a Fe biológiai hozzáférhetőségét és fokozott felszívódását a gyökerekbe, míg mások akadályozhatják az ilyen elemek felhalmozódását. A talajok mikrobiális összetételét az elemzésbe bevont publikációk nem vizsgálták, azonban nem zárhatjuk ki azt a tényezőt, hogy e közösségek szerepet játszhattak a csökkent vasfelhalmozódásban.

Ni felhalmozódás

A metaanalízis alapján megállapítottuk, hogy a Ni felhalmozódása jelentős volt a disznóparéj fajokban, a növényi részek között kissé eltérő intenzitással. Kimutattuk, hogy a Ni felhalmozódása egyrészt az egyes növényi részekben belül is alacsony (BAF < 1), másrészt ezek között sincs szignifikáns különbség. A metaanalízis eredményei azt mutatják, hogy a gyökérben a legintenzívebb a felhalmozódás, amit azonban az egyes növényi részekben mért nagyon alacsony BAF-értékek nem támasztottak alá. Chunilall és munkatársai (2005) hasonló következtetésekre jutottak a disznóparéjjal

kapcsolatban, és megállapították, hogy a gyökér halmozza fel a legtöbb fémét. Emellett azt tapasztalták, hogy a növényi szervek között arányaiban olyan nagy különbség van a felhalmozott fém mennyiségében, hogy a disznóparéjt kizáró növényként jellemzik; vagyis a növény megakadályozza a Ni föld feletti részekbe történő szállítását. A többi nemzetség esetében Berton és munkatársai (2006) arról számoltak be, hogy a *Phaseolus vulgaris* Ni-koncentrációja, amelyet erősen Ni-szennyezett talajban termesztettek, meghaladta a megengedett küszöbértéket (5 mg/kg), és a legnagyobb értéket szintén a gyökérben mérték. Roveda és mtsai (2016) *Fragaria ananassa* esetében hasonló megfigyelésekről számoltak be. Lu és mtsai (2015) a *Zea mays*-t vizsgálva a gyökerekben mutatták ki a legnagyobb Ni-koncentrációt. A szerzők kiemelték, hogy a talaj kis Ni-koncentrációja ellenére nagy mennyiségű Ni halmozódott fel a növények gyökereiben. Lago-Vila és mtsai (2015) szintén a mi eredményeinkhez hasonlóan a gyökerek szerepét hangsúlyozták a Ni nagy koncentrációban történő felhalmozásában. Vizsgálatukban az általunk közölnél magasabb (> 1) BAF értékeket kaptak, ami alapján a vizsgált *Festuca* és *Juncus* fajokat a Ni fitostabilizálására jó jelölteknek minősítették. A Ni-lel szennyezett talajon növő egyedek intenzív akkumulációja a kontroll egyedekhez képest, valamint a szennyezett talajból származó föld feletti növényi részek korlátozott akkumulációs potenciálja alapján a disznóparéj fajokat inkább a Ni immobilizálására, mint kivonására javasoljuk.

Pb felhalmozódás

A metaanalízis során megállapítottuk, hogy az Pb felhalmozódása jelentős volt a disznóparéj fajokban, a növényi részek között kissé eltérő intenzitással. Továbbá, a bioakkumulációs faktor (BAF) értékei alapján megállapítottuk, hogy a felhalmozódás (BAF) csekély mértékű volt az egyes növényi részekben belül, és a növényi részek között sincs jelentős különbség. Megfigyeltük, hogy az Pb felhalmozódása a szárban kevésbé intenzív, mint a gyökérben és a levélben, amit az egyes növényi részek hasonlóan alacsony BAF-értékei nem támasztottak alá. A mi eredményeinkhez hasonlóan Abubakar és mtsai (2014) az *A. caudatus* gyökerében mutatták ki a legintenzívebb Pb-akkumulációt. A szerzők negatív korrelációt figyeltek meg a talaj és a föld feletti növényi részek Pb-koncentrációja között, amit azzal magyaráztak, hogy az ólom felhalmozódása és a növényen belüli mozgása (szárba és levelekbe jutása)

során olyan gátló folyamatok érvényesülnek, amelyek korlátozzák a további Pb-felvételt és transzlokációt. Aghelan és mtsai (2021) szintén hasonló eredményeket kaptak: a szerzők szerint az *A. caudatus* gyökere volt a legjobb Pb-akkumuláló növényi rész, amelyet esetükben a szár követett. Aghelan és mtsai (2021) a gyökér ($< 0,2$) és a szár ($< 0,04$) esetében az általunk meghatározott értékektől alacsonyabb BAF-értéket tapasztaltak. Amin és mtsai (2018) szintén bebizonyították a *Cyamopsis tetragonoloba* és a *Sesamum indicum* egyedek eredményeinek értékelése során, hogy a gyökér az a növényi rész, amely a legnagyobb koncentrációban halmozza fel az Pb-ot. Mindkét faj – ellentétben a jelen tanulmányban szereplő disznóparéj nemzetséggel – javasolt fajként lett megjelölve az Pb fitoremediációban való alkalmazásra, mivel gyökereik bioakkumulációs faktora (BAF) magas volt (> 1), és a fémkoncentrációjuk szintén jelentős volt (> 100 mg/kg). Hesami és mtsai (2018) tanulmányukban 16 faj gyökerének és hajtásának elemösszetételét vizsgálták, amelyek közül 10 faj az Pb-ot elsősorban a gyökérben koncentrált, nem pedig a föld feletti részekben. Az ólom-specifikus mintázat egyik lehetséges oka az, hogy az Pb nagy affinitást mutat szerves és/vagy kolloidális anyagokhoz való kötődésre. Ezért az Pb-vegyületek oldhatóságát is figyelembe kell venni (Chandrasekhar & Ray, 2019). Aery és Rana (2007) arra a következtetésre jutott, hogy az Pb a Cd-mal és a Zn-vel is erősen koncentrációfüggő kölcsönhatást mutat, amely kis fémkoncentráció esetén szinergista, nagy fémkoncentráció esetén pedig antagonistá jellegű. A három fémre vonatkozó különböző BAF-értékeket megfigyelve alátámasztjuk Aery és Rana (2007) megállapításait a disznóparéj fajok esetében is.

Zn felhalmozódás

Az RII értékeket elemezve megállapítottuk, hogy a Zn felhalmozódása jelentős volt a disznóparéj fajokban, a növényi részek között eltérő intenzitással. Továbbá, a BAF értékei alapján megállapítottuk, hogy a felhalmozódás csekély mértékű volt az egyes növényi részekben belül, és a növényi részek között sincs jelentős különbség. Kimutattuk, hogy a Zn felhalmozódása a szárban kevésbé intenzív, mint a gyökérben és a levélben, amit azonban az egyes növényi részek hasonlóan nagyon alacsony BAF-

értékei nem támasztottak alá. Az *A. hybridus* esetében a szár mérsékeltebb Zn-felhalmozódási potenciálját a gyökérhez és a levélhez képest Carrión és Mendoza (2019) is kimutatta, amit azzal magyaráztak, hogy a faj hatékonyan szabályozza a cink transzlokációját, így elkerüli annak továbbjutását a föld feletti növényi részekbe. Hasonlóképpen Ogbenna és mtsai (2019) is kiemelték a levél elsődleges szerepét a Zn-akkumulációban az *A. caudatus*ban, a szárban szignifikánsan kisebb koncentrációval. Lukatkin és mtsai (2021), eltekintve az erősen Zn-szennyezett környezetben növő fiatal növényektől arról számoltak be, hogy az *A. retroflexus* olyan faj, amely a Zn legnagyobb részét szintén a levélben halmozta fel, amelyet a szár követett. Más gyomnövények Zn-felhalmozódási mintázatát vizsgálva főként ellentétes következtetések vonhatók le. Többek között Hesami és mtsai (2018) különböző akkumulációs mintázatokat mutattak ki a vizsgált fajok között, általában a gyökérben volt a legnagyobb a Zn-koncentráció. Oladejo és mtsai (2017) ugyanezen következtetésre jutottak, miután Zn-szennyezett területekről származó kukorica egyedeket vizsgáltak. Oti (2015) több szárazföldi faj esetében a mi kutatásunkhoz hasonló BAF-értékeket ($< 0,2$) mértek. A bioakkumuláció a Rehman és mtsai (2018) által megfigyelt összes lágyszárú faj esetében szintén nagyon korlátozott volt ($BAF < 0,4$). A szerzők a helyi éghajlatot és a növények fejlődési szakaszait említették, mint a Zn-akkumulációra kedvezőtlen ható tényezőket. Yang és mtsai (2020) a Cd-Zn antagonizmus szerepére hívták fel a figyelmet a növényi akkumuláció során; alacsony Zn és magas Cd BAF értékek mellett a mi eredményeink is alátámasztják ezt. Ki kell emelni a disznóparéj Zn-felhalmozási képességét, amely más nemzetségekkel ellentétben a levelek betakarításával is eredményes lehet, mert ezek a cink fő felhalmozási helyei.

6. Összegzés

A szőrös disznóparéj fitoextrakciós potenciáljának vizsgálata

A szőrös disznóparéj (*Amaranthus retroflexus*) elemakkumulációs (Al, Ba, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Sr és Zn) képességét vizsgáltuk a Debrecen határában található, egykori kommunális szennyvíziszap-ülepítőként funkcionáló Lovász-zugi tórendszer területén. Az eltérő szennyezettségű területekről talajmintákat, valamint összesen 40 db szőrös disznóparéj példányt gyűjtöttünk, amelyeknél a későbbi elemzések során a gyökereket, szárazakat és leveleket külön vizsgáltuk. A növényi szervek elemkoncentrációit korreláltattuk a talajminták elemanalitikai vizsgálatának eredményeivel. A fitoextrakciós potenciál meghatározására bioakkumulációs faktor (BAF) és transzlokációs faktor (TF) értékeket számoltunk. Hipotézisünk az volt – fajra vonatkozó átfogó vizsgálatra alapozva –, hogy a szőrös disznóparéj sikeres elemakkumulátor fajnak bizonyul.

Eredményeink alapján a talaj- és növényminták elemkoncentrációi között szignifikáns korrelációt találtunk. A vizsgálati terület mérsékelt szennyezett 1 részén a Ba, Mn, Sr és Zn koncentrációja a levelekben, az Al, Cr, Cu, Fe és Pb koncentrációja pedig a gyökerekben volt a legnagyobb. A vizsgálati terület erősen szennyezett részén a Ba, Mn, Sr és Zn koncentrációja a levelekben, az Al, Cr, Cu, Fe és Pb koncentrációja pedig a gyökerekben volt a legnagyobb. A vizsgálati terület mérsékelt szennyezett 2 részén a Ba, Cu, Mn és Sr koncentrációja a levelekben, az Al, Cr, Fe, Pb és Sr koncentrációja pedig a gyökerekben volt a legnagyobb.

A szőrös disznóparéj gyökereinek Ba, Cr, Cu, Pb és Sr koncentrációjában szignifikáns különbséget tapasztaltunk a vizsgált területek között. A Ba, Cr, Cu, Pb és Sr legnagyobb koncentrációját az erősen szennyezett területen mutattuk ki. Az Al, Ba, Cu, Fe, Mn, Sr és Zn koncentrációja az növény szárában szintén szignifikánsan különbözött a vizsgált területek között. A Ba, Cr, Cu, Pb és Sr koncentrációja szignifikánsan nagyobb volt a szennyezett területeken, mint a kontroll területeken. Az Al, Ba, Cr, Cu, Fe, Mn, Sr és Zn koncentrációja a növény leveleiben szignifikánsan különbözött a vizsgált területek között. Az Al, Ba, Cr, Cu, Fe, Mn, Sr és Zn koncentrációja szignifikánsan nagyobb volt a szennyezett területeken, mint a kontrollterületen.

Hipotézisünkkel ellentétben az elemakkumulációs képesség alacsonynak bizonyult, mivel a bioakkumulációs faktor (BAF) értékek – amelyek a növényi részek fémkoncentrációját a szennyezett talajban mért koncentrációkkal vetik össze –, 1 alatt voltak, kivéve a Sr esetében, ahol közel minden területen elérte az 1-et. Ugyanakkor az elemek gyökerekből levelekbe történő transzlokációja több esetben is kifejezetten intenzívnek mutatkozott az Al, Ba, Cu, Fe, Mn, Sr és Zn elemeknél. Megállapítottuk, hogy a szőrös disznóparéj elemakkumulációs képessége a vártnál alacsonyabb mértékű. A TF értékek alapján a faj fitoremediációs célú alkalmazása esetén indokolt az összes növényi szerv eltávolítása a folyamat végén.

A szőrös disznóparéj gyorsan növekvő, gyorsan terjedő gyomfaj Európában. Kimutattuk, hogy megfelelő transzlokációs potenciállal rendelkezik. Az alacsony akkumulációs értékek ellenére érdemes tovább vizsgálni a faj fitoextrakciós potenciálját, melyet a szakirodalom is alátámaszt. Mivel a faj széles körben elterjedt a fémekkel szennyezett talajokban, ígéretes lehetőséget jelent a fémek fitoremediációjára, különösen a fitoextrakcióra.

A disznóparéj fajok fémfelvételének vizsgálata metaanalízissel

A metaanalízis eredményei alapján megállapítottuk, hogy a disznóparéj fajok a vizsgált fémeket szignifikánsan nagyobb koncentrációban halmozták fel a szennyezett talajokban, mint a kontroll talajokban. Ugyanakkor a disznóparéj egyedek szignifikáns különbségeket mutattak a növényi részek között a Cu és Fe felhalmozódásában, míg a Ni, Pb és Zn esetében ezek a különbségek mérsékeltebbek voltak. A Cd esetében a gyökér, a szár és a levél közötti akkumulációs eltérések csekélynek bizonyultak.

A bioakkumulációs faktor (BAF) értékek, amelyek a növényi részek fémkoncentrációját a szennyezett talajban mért koncentrációkkal vetik össze, a fémek eltérő akkumulációs mintázataira világítottak rá. A Cd felhalmozódása a disznóparéj leveleiben kimagasló, míg a gyökerekben és szárukban mérsékelt volt. Ezzel szemben az Pb esetében a felhalmozódási potenciál mérsékelt, a Fe, Ni és Zn esetében pedig kifejezetten kis koncentrációkat mértünk az egyes növényi részekben.

Összességében a metaanalízis azt mutatta, hogy a disznóparéj fajok a szennyezett talajok megnövekedett fémkoncentrációjára a gyökerekben, szárukban és levelekben jelentős mértékű felhalmozódással reagálnak. A BAF-értékek különösen a Cd levelekben történő akkumulációs potenciálját emelték

ki, ami igen jelentős. Ezért a disznóparéj fajok szennyezett területekről történő begyűjtése és kezelése során figyelembe kell venni a növényi részekre jellemző eltérő fémfelhalmozódási mintázatokat. Emellett a fémfelhalmozódást befolyásoló tényezők, mint például a biológiailag hozzáférhető fémkészlet, a talaj fizikai tulajdonságai és a mintavételi helyek jellemzői, kulcsszerepet játszanak a jövőbeli vizsgálatok megfelelő értékelésében.

Új tudományos eredmények

- A talajok elemkoncentrációja jelentősen befolyásolja a szőrös disznóparéj elemakkumulációját.
- A szőrös disznóparéj jelentős mértékben képes felhalmozni a Sr-ot.
- Az Al, Ba, Cu, Fe, Mn, Sr és Zn transzlokációjának értéke kiemelkedően magas a szőrös disznóparéj esetében.
- A Cd és Ni felhalmozódási potenciálja minden növényi részben alacsonyabb volt a kritikus értéknél.
- A szennyezett talajok elemkoncentrációjának szőrös disznóparéj egyedekkel történő sikeres csökkentéséhez valamennyi növényi szerv eltávolítása szükséges.

7. Summary

Study of the phytoextraction potential of *A. retroflexus*

We studied the element accumulation capacity (Al, Ba, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Sr, and Zn) of *A. retroflexus* in the area of the Lovász-zug pond system, located near Debrecen, which formerly served as a municipal sewage sludge settling basin. Soil samples and 40 specimens of *A. retroflexus* were collected from areas with varying levels of contamination. The roots, stems, and leaves were analyzed separately in subsequent examinations. The element concentrations in the plant organs were correlated with the elemental composition of the corresponding soil samples. To determine the phytoextraction potential, bioaccumulation factor (BAF) and translocation factor (TF) values were calculated. Based on a comprehensive species-level investigation, we hypothesized that *A. retroflexus* would be an effective accumulator of multiple elements.

Our results found a significant correlation between the element concentrations in the soil and plant samples. In the moderately contaminated area 1 of the study site, Ba, Mn, Sr, and Zn concentrations were highest in the leaves, while Al, Cr, Cu, Fe, and Pb concentrations were highest in the roots. In the heavily contaminated area, Ba, Mn, Sr, and Zn also showed the highest concentrations in the leaves, while Al, Cr, Cu, Fe, and Pb accumulated mostly in the roots. In moderately contaminated area 2, Ba, Cu, Mn, and Sr concentrations were highest in the leaves, while Al, Cr, Fe, Pb, and Sr showed the highest values in the roots.

We found significant differences in the root concentrations of Ba, Cr, Cu, Pb, and Sr among the study areas, with the highest concentrations detected in the heavily contaminated area. The concentrations of Al, Ba, Cu, Fe, Mn, Sr, and Zn in the stems also differed significantly between the areas. Ba, Cr, Cu, Pb, and Sr concentrations were significantly higher in the contaminated areas compared to the control areas. Similarly, leaf concentrations of Al, Ba, Cr, Cu, Fe, Mn, Sr, and Zn showed significant differences between the sites, with higher levels in the contaminated areas than in the control.

Contrary to our hypothesis, the element accumulation capacity proved to be low, since the bioaccumulation factor (BAF) values, which compare the metal concentration in plant parts to the concentration measured in contaminated soil, were generally below 1, except for Sr, which was close to 1

in all areas. However, the translocation of elements from roots to leaves was particularly intensive in several cases, especially for Al, Ba, Cu, Fe, Mn, Sr, and Zn. We concluded that the element accumulation capacity of *A. retroflexus* is lower than expected. Based on TF values, if the species is applied for phytoremediation, it is advisable to harvest all plant organs at the end of the process.

A. retroflexus is a rapidly growing and spreading weed species in Europe. We demonstrated that it possesses considerable translocation potential. Despite its low accumulation values, the phytoextraction potential of the species warrants further investigation, which is also supported by the scientific literature. As the species is widespread in metal-contaminated soils, it represents a promising opportunity for the phytoremediation of metals, particularly for phytoextraction.

Analysis of metal uptake by *Amaranthus* species through meta-analysis

Based on the results of the meta-analysis, we found that *Amaranthus* species accumulated the examined metals in significantly higher concentrations in contaminated soils than in control soils. However, the *Amaranthus* specimens showed substantial variation among plant parts in the accumulation of Cu and Fe, while these differences were smaller in the case of Ni, Pb, and Zn. For Cd, the accumulation differences between root, stem, and leaf proved to be minimal.

The bioaccumulation factor (BAF) values, which compare the metal concentrations in plant parts to those measured in contaminated soils, highlighted different accumulation patterns of the metals. Cd accumulation in the leaves of *Amaranthus* was particularly high, while in roots and stems it was moderate. In contrast, for Pb, the accumulation potential was moderate, and for Fe, Ni, and Zn, the values measured in the different plant parts were consistently low.

Overall, the meta-analysis showed that *Amaranthus* species responded to the increased metal concentrations in contaminated soils with significant accumulation in roots, stems, and leaves. The BAF values particularly emphasized the accumulation potential of Cd in the leaves, which was highly significant. Therefore, in the collection and treatment of *Amaranthus* species from contaminated areas, the distinct metal accumulation patterns

characteristic of the different plant parts must be taken into account. In addition, factors influencing metal accumulation, such as the bioavailable metal pool, soil physical properties, and characteristics of the sampling sites, play a key role in the reliable interpretation of future studies.

Novel scientific findings

- Element concentrations in soils significantly influence the accumulation of elements in *A. retroflexus*.
- *A. retroflexus* can accumulate the Sr in high concentration.
- The translocation of Al, Ba, Cu, Fe, Mn, Sr and Zn is markedly high in *A. retroflexus*.
- The accumulation potential of Cd and Ni was below the critical value in all plant parts in *A. retroflexus*.
- The successful reduction of element concentrations in contaminated soils by *A. retroflexus* requires the removal of all plant organs.

Köszönetnyilvánítás

Szeretnék köszönetet mondani témavezetőmnek, Dr. Kundrát-Simon Edinának, aki a kezdetektől fogva irányította és támogatta munkámat. Köszönöm Prof. Dr. Tóthmérész Bélának, Prof. Dr. Magura Tibornak és Dr. Tózsér Dávidnak a munkámban nyújtott nélkülözhetetlen segítségüket. Hálás vagyok Dr. Abriha-Molnár Vandának a terepmunkában való közreműködéséért és a későbbi munkám során nyújtott mentorálásáért. Köszönöm továbbá Dr. Sajtos Zsófinak az ICP-OES mérésekben nyújtott segítségét. Végül, szeretnék köszönetet mondani családomnak, barátaimnak és PhD-hallgató társaimnak az évek során tanúsított támogatásukért.

Irodalomjegyzék

- A. El-Amier, Y., M. Alghanem, S., & M. Alzuaibr, F. (2017). Bioaccumulation and translocation of heavy metals from coastal soil by wild halophytes. *American Journal of Environmental Protection*, 5(2), 52–60. <https://doi.org/10.12691/env-5-2-4>
- Abriha-Molnár, V. É., Szabó, S., Magura, T., Tóthmérész, B., Abriha, D., Sipos, B., & Simon, E. (2024). Environmental impact assessment based on particulate matter, and chlorophyll content of urban trees. *Scientific Reports*, 14(1), 19911. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-70664-4>
- Abubakar, M. M., Anka, U. S., Ahmad, M. M., & Getso, B. U. (2014). The potential of *Amaranthus caudatus* as a phytoremediating agent for lead. *Journal of Environmental & Earth Sciences*, 4(10), 121–124.
- Adefila, E. O., Onwordi, C. T., & Ogunwande, I. A. (2010). Level of heavy metals uptake on vegetables planted on poultry droppings dumpsite. *Archives of Applied Science Research*, 2(1), 347–353.
- Adewuyi, G. O., Dawodu, F. A. & Jibiri, N. N. (2010). Studies of the concentration levels of heavy metals in (*Amaranth caudatus*) grown in dumpsites within Lagos metropolis, Nigeria. *The Pacific Journal of Science and Technology*, 11, 616-621.
- Adrees, M., Ali, S., Rizwan, M., Ibrahim, M., Abbas, F., Farid, M., Zia-Ur-Rehman, M., Irshad, M. K., & Bharwana, S. A. (2015). The effect of excess copper on growth and physiology of important food crops: a review. *Environmental Science and Pollution Research International*, 22(11), 8148–8162. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4496-5>
- Aery, N. C., & Rana, D. K. (2007). Interactive effects of Zn, Pb and Cd in barley. *Journal of Environmental Science & Engineering*, 49(1), 71–76.
- Aghelan, N., Sobhanardakani, S., Cheraghi, M., Lorestani, B., & Merrikhpour, H. (2021). Evaluation of some chelating agents on phytoremediation efficiency of *Amaranthus caudatus* L. and *Tagetes patula* L. in soils contaminated with lead. *Journal of Environmental Health Science & Engineering*, 19(1), 503–514. <https://doi.org/10.1007/s40201-021-00623-y>
- Ahmad, R., Tehsin, Z., Malik, S. T., Asad, S. A., Shahzad, M., Bilal, M., Shah, M. M., & Khan, S. A. (2016). Phytoremediation potential of hemp

- (*Cannabis sativa* L.): Identification and characterization of heavy metals responsive genes: *Biotechnology. Clean: Soil, Air, Water*, 44(2), 195–201. <https://doi.org/10.1002/clen.201500117>
- Ahmed, S., Fatema-Tuj-Zohra, Mahdi, M. M., Nurnabi, M., Alam, M. Z., & Choudhury, T. R. (2022). Health risk assessment for heavy metal accumulation in leafy vegetables grown on tannery effluent contaminated soil. *Toxicology Reports*, 9, 346–355. <https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2022.03.009>
- Ahn, Y., Han, M., & Choi, J. (2020). Monitoring the mobility of heavy metals and risk assessment in mine-affected soils after stabilization. *Journal of Hazardous Materials*, 400, 123231. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123231>
- Aladesanmi, O. T., Oroboade, J. G., Osisiogu, C. P., & Osewole, A. O. (2019). Bioaccumulation factor of selected heavy metals in *Zea mays*. *Journal of Health & Pollution*, 9(24), 191207. <https://doi.org/10.5696/2156-9614-9.24.191207>
- Alengebawy, A., Abdelkhalek, S. T., Qureshi, S. R., & Wang, M.-Q. (2021). Heavy metals and pesticides toxicity in agricultural soil and plants: Ecological risks and human health implications. *Toxics*, 9(3), 42. <https://doi.org/10.3390/toxics9030042>
- Ali, H., Khan, E., & Ilahi, I. (2019). Environmental chemistry and ecotoxicology of hazardous heavy metals: environmental persistence, toxicity, and bioaccumulation. *Journal of Chemistry*, 1–14. <https://doi.org/10.1155/2019/6730305>
- Ali, H., Khan, E., & Sajad, M. A. (2013). Phytoremediation of heavy metals – Concepts and applications. *Chemosphere*, 91(7), 869–881. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.01.075>
- Alsherif, E. A., Al-Shaikh, T. M., & AbdElgawad, H. (2022). Heavy metal effects on biodiversity and stress responses of plants inhabiting contaminated soil in Khulais, Saudi Arabia. *Biology*, 11(2), 164. <https://doi.org/10.3390/biology11020164>
- Amin, H., Arain, B. A., Jahangir, T. M., Abbasi, M. S., & Amin, F. (2018). Accumulation and distribution of lead (Pb) in plant tissues of guar (*Cyamopsis tetragonoloba* L.) and sesame (*Sesamum indicum* L.): profitable phytoremediation with biofuel crops. *Geology, Ecology, and Landscapes*, 2(1), 51–60. <https://doi.org/10.1080/24749508.2018.1452464>

- Antonkiewicz, J., & Jasiewicz, C. (2002). The use of plants accumulating heavy metals for detoxification of chemically polluted soils. *Electronic Journal of Polish Agricultural Universities*, 5(1), 1–10.
- Armas, C., Ordiales, R., & Pugnaire, F. I. (2004). Measuring Plant Interactions: A New Comparative Index. *Ecology*, 85(10), 2682–2686. <https://doi.org/10.1890/03-0650>
- Ashraf, S., Ali, Q., Zahir, Z. A., Ashraf, S., & Asghar, H. N. (2019). Phytoremediation: Environmentally sustainable way for reclamation of heavy metal polluted soils. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 174, 714–727. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.02.068>
- Atayese, M. O., Eigbadon, A. I., Oluwa, K. A., & Adesodun, J. K. (2010). Heavy metal contamination of *Amaranthus* grown along major highways in Lagos, Nigeria. *African Crop Science Journal*, 16(4). <https://doi.org/10.4314/acsj.v16i4.54390>
- Baker, A. J. M., & Brooks, R. R. (1989). Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements – a review of their distribution, ecology and phytochemistry. *Biorecovery*, (1), 81–126.
- Baker, A.J.M. (1981). Accumulators and excluder-strategies in the response of plants to heavy metals. *Journal of Plant Nutrition*, 3(1-4), 643-654. <https://doi.org/10.1080/01904168109362867>
- Baldantoni, D., Morra, L., Zaccardelli, M., & Alfani, A. (2016). Cadmium accumulation in leaves of leafy vegetables. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 123, 89–94. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.05.019>
- Balogh, Z., Harangi, S., Gyulai, I., Braun, M., Hubay, K., Tóthmérész, B., & Simon, E. (2017). Exploring river pollution based on sediment analysis in the Upper Tisza region (Hungary). *Environmental Science and Pollution Research*, 24(5), 4851–4859. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-8225-5>
- Barcelo, J., & Poschenrieder, C. (2003). Phytoremediation: principles and perspectives. *Contributions to Science*, 2(3), 333–344. <https://doi.org/10.2436/cs.v0i0.310>
- Becerra-Castro, C., Monterroso, C., Prieto-Fernández, A., Rodríguez-Lamas, L., Loureiro-Viñas, M., Acea, M. J., & Kidd, P. S. (2012). Pseudometallophytes colonising Pb/Zn mine tailings: a description of the plant-microorganism-rhizosphere soil system and isolation of metal-

- tolerant bacteria. *Journal of Hazardous Materials*, 217–218, 350–359. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.03.039>
- Bedell, J. P., Capilla, X., Giry, C., Schwartz, C., Morel, J. L., & Perrodin Y. (2009). Distribution, movement and availability of Cd, and Zn in a dredged sediment cultivated with *Salix alba*. *Environmental and Experimental Botany*, 67(2), 403–414. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2009.08.001>
- Berton, R. S., Pires, A., Andrade, S., Abreu, C., Ambrosano, E. J., & Silveira, A. (2006). Nickel toxicity in common bean plants and effects on soil microbiota. *Pesqui Agropecu Bras*, 41(8), 1305–1312.
- Bibi, D., Tózsér, D., Sipos, B., Tóthmérész, B., & Simon, E. (2023). Heavy metal pollution of soil in Vienna, Austria. *Water, Air, and Soil Pollution*, 234(4). <https://doi.org/10.1007/s11270-023-06244-5>
- Bissonnette, L., St-Arnaud, M., & Labrecque, M. (2010). Phytoextraction of heavy metals by two *Salicaceae* clones in symbiosis with arbuscular mycorrhizal fungi during the second year of a field trial. *Plant and Soil*, 332(1–2), 55–67. <https://doi.org/10.1007/s11104-009-0273-x>
- Boamponsem, G. A., Kumi, M., & Debrah, I. (2012). Heavy metals accumulation in cabbage, lettuce and carrot irrigated with wastewater from Nagodi mining site in Ghana. *International Journal of Scientific & Technology Research*, 1(11), 124–129.
- Boskabady, M., Marefati, N., Farkhondeh, T., Shakeri, F., Farshbaf, A., & Boskabady, M. H. (2018). The effect of environmental lead exposure on human health and the contribution of inflammatory mechanisms, a review. *Environment International*, 120, 404–420. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.08.013>
- Brekken, A., & Steinnes, E. (2004). Seasonal concentrations of cadmium and zinc in native pasture plants: consequences for grazing animals. *The Science of the Total Environment*, 326(1–3), 181–195. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2003.11.023>
- Briffa, J., Sinagra, E., & Blundell, R. (2020). Heavy metal pollution in the environment and their toxicological effects on humans. *Heliyon*, 6(9), e04691. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04691>
- Canty, A., & Ripley, B. (2015). boot: Bootstrap R (S-Plus) functions. R package version 1. 3–16. Retrieved from <https://cran.r-project.org/web/packages/boot/>

- Chandrasekhar, C., & Ray, J. G. (2019). Lead accumulation, growth responses and biochemical changes of three plant species exposed to soil amended with different concentrations of lead nitrate. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *171*, 26–36. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.12.058>
- Chehregani, A., Noori, M., & Yazdi, H. L. (2009). Phytoremediation of heavy-metal-polluted soils: Screening for new accumulator plants in Angouran mine (Iran) and evaluation of removal ability. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *72*(5), 1349–1353. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2009.02.012>
- Chen, H., Wang, J., Chen, J., Lin, H., & Lin, C. (2016). Assessment of heavy metal contamination in the surface sediments: A reexamination into the offshore environment in China. *Marine Pollution Bulletin*, *113*(1–2), 132–140. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.08.079>
- Chen, L., Luo, S., Li, X., Wan, Y., Chen, J., & Liu, C. (2014). Interaction of Cd-hyperaccumulator *Solanum nigrum* L. and functional endophyte *Pseudomonas* sp. Lk9 on soil heavy metals uptake. *Soil Biology and Biochemistry*, *68*, 300–308. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.10.021>
- Chi, K., Zou, R., Wang, L., Huo, W., & Fan, H. (2019). Cellular distribution of cadmium in two amaranth (*Amaranthus mangostanus* L.) cultivars differing in cadmium accumulation. *Environmental Science and Pollution Research International*, *26*(22), 22147–22158. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-05390-w>
- Chinmayee, M. D., Mahesh, B., Pradesh, S., Mini, I., & Swapna, T. S. (2012). The assessment of phytoremediation potential of invasive weed *Amaranthus spinosus* L. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, *167*(6), 1550–1559. <https://doi.org/10.1007/s12010-012-9657-0>
- Chunilall, V., Kindness, A., & Jonnalagadda, S. B. (2005). Heavy metal uptake by two edible *Amaranthus* herbs grown on soils contaminated with lead, mercury, cadmium, and nickel. *Journal of Environmental Science and Health Part B*, *40*(2), 375–384. <https://doi.org/10.1081/pfc-200045573>
- Costa, M. (1997). Toxicity and carcinogenicity of Cr(VI) in animal models and humans. *Critical Reviews in Toxicology*, *27*(5), 431–442. <https://doi.org/10.3109/10408449709078442>

- Craul, P. (1985). A description of urban soils and their desired characteristics. *Arboriculture & Urban Forestry*, 11(11), 330–339. <https://doi.org/10.48044/jauf.1985.071>
- Cui, X., Mao, P., Sun, S., Huang, R., Fan, Y., Li, Y., Li, Y., Zhuang, P., & Li, Z. (2021). Phytoremediation of cadmium contaminated soils by *Amaranthus hypochondriacus* L.: The effects of soil properties highlighting cation exchange capacity. *Chemosphere*, 283(131067), 131067. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131067>
- Davison, A. C., & Hinkley, D. V. (1997). Bootstrap methods and their application. *Technometrics*, 94(445). <https://doi.org/10.1017/CBO9780511802843>
- Debrecen Megyei Jogú Város Polgármesteri Hivatala (2014). *Debrecen Megyei Jogú Város környezeti atlasza* [PDF]. Letöltve: 2025. május 15., <https://www.debrecen.hu/assets/media/file/hu/4127/kornyezeti-atlasz-2014.pdf>
- Deng, L., Li, Z., Wang, J., Liu, H., Li, N., Wu, L., Hu, P., Luo, Y., & Christie, P. (2016). Long-term field phytoextraction of zinc/cadmium contaminated soil by *Sedum plumbizincicola* under different agronomic strategies. *International Journal of Phytoremediation*, 18(2), 134–40. <https://doi.org/10.1080/15226514.2015.1058328>
- Devlaeminck, R., Bossuyt, B., & Hermy, M. (2004). The effect of sampling period on results of seedling germination experiments in cropland and forests. *Belgian Journal of Botany*, 137(1), 27–35. <https://doi.org/10.2307/20794535>
- Dos Santos Utmazian, M.N., & Wenzel, W.W. (2007). Cadmium and zinc accumulation in willow and polar species grown on polluted soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 170, 265–272. <https://doi.org/10.1002/jpln.200622073>
- Dučić, T., Milenković, I., Mutavdžić, D., Nikolić, M., de Yuso, M. V. M., Vučinić, Ž., Algarra, M., & Radotić, K. (2021). Estimation of carbon dots amelioration of copper toxicity in maize studied by synchrotron radiation-FTIR. *Colloids and Surfaces. B, Biointerfaces*, 204(111828), 111828. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfb.2021.111828>
- Duruibe, J., Ogwuegbu, M. O. C., & Egwurugwu, J. (2007). Heavy metal pollution and human biotoxic effects. *International Journal of Physical Sciences*, 2(5), 112–118. <https://doi.org/10.5897/ijps.9000289>

- EDC Debrecen Nonprofit Kft. (2022). *Debrecen Megyei Jogú Város fenntartható városfejlesztési stratégiája 2021-2027: Megalapozó vizsgálat – társadalmasítási verzió* [PDF]. Letöltve: 2025. május 15., <https://www.debrecen.hu/assets/media/file/hu/35689/fvs-megalapozo-debrecen-v02.pdf>
- Egwu, O. C., Casmir, U. C., Victor, U. C., Samuel, U. C., Dickson, M. A., & Oluwanisola, O. W. (2019). Evaluation and ecological risk assessment of selected heavy metal pollution of soils and *Amaranthus cruentus* and *Telfairia occidentalis* grown around dump site in Chanchaga Minna, Niger state, Nigeria. *Asian Journal of Environment & Ecology*, 1–16. <https://doi.org/10.9734/ajee/2019/v10i230114>
- Raskin, I., & Ensley, B. D. (2000). *Phytoremediation of toxic metals: Using plants to clean up the environment* (pp. 53–70). New York, NY: John Wiley & Sons.
- Erakhrumen, A.A., (2007). Phytoremediation: an environmentally sound technology for pollution prevention, control and remediation in developing countries. *Educational Research Review*, 2, 151-156.
- Eze, M. O. (2014). Heavy metal concentrations in soils and accumulation in *Amaranthus hybridus* grown near solid waste dumpsites in Gombe, Nigeria. *International Journal of Current Research*, 6(12), 10532–10536.
- Facey, J. A., Apte, S. C., & Mitrovic, S. M. (2019). A review of the effect of trace metals on freshwater cyanobacterial growth and toxin production. *Toxins*, 11(11), 643. <https://doi.org/10.3390/toxins11110643>
- Farahat, E., & Linderholm, H. W. (2013). Effects of treated wastewater irrigation on size-structure, biochemical products and mineral content of native medicinal shrubs. *Ecological Engineering*, 60, 235–241. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.07.050>
- Favas, P. J. C., Pratas, J., Varun, M., D’Souza, R., & Paul, M. S. (2014). Phytoremediation of soils contaminated with metals and metalloids at mining areas: Potential of native flora. In A. M. A. Essaid (Ed.), *Environmental risk assessment of soil contamination* (pp. 485–517). IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/57469>
- Fisher, R. A. (1925). *Statistical Methods for Research Workers*. Oliver and Boyd.

- Freitas, M. A., Medeiros, F. H. V., Carvalho, S. P., Guilherme, L. R. G., Teixeira, W. D., Zhang, H., & Paré, P. W. (2015). Augmenting iron accumulation in cassava by the beneficial soil bacterium *Bacillus subtilis* (GBO3). *Frontiers in Plant Science*, 6, 596. <https://doi.org/10.3389/fpls.2015.00596>
- French, C. J., Dickinson, N. M., & Putwain, P. D. (2006). Woody biomass phytoremediation of contaminated brownfield land. *Environmental Pollution (Barking, Essex: 1987)*, 141(3), 387–395. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.08.065>
- Garg, S., & Roy, A. (2022). Phytoremediation: An alternative approach for removal of dyes. In *Phytoremediation* (pp. 369–386). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/b978-0-323-89874-4.00005-4>
- Girdhar, M., Sharma, N. R., Rehman, H., Kumar, A., & Mohan, A. (2014). Comparative assessment for hyperaccumulatory and phytoremediation capability of three wild weeds. *Biotech*, 4(6), 579–589. <https://doi.org/10.1007/s13205-014-0194-0>
- Gomez-Ros, J. M., Garcia, G., & Peñas, J. M. (2013). Assessment of restoration success of former metal mining areas after 30 years in a highly polluted Mediterranean mining area: Cartagena-La Unión. *Ecological Engineering*, 57, 393–402. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.04.044>
- Google. (2025). *Google Maps* [Satellite imagery]. Retrieved March 11, 2024, from <https://www.google.com/maps>
- Gupta, M., Dwivedi, V., Kumar, S., Patel, A., Niazi, P., & Yadav, V. K. (2024). Lead toxicity in plants: Mechanistic insights into toxicity, physiological responses of plants, and mitigation strategies. *Plant Signaling & Behavior*, 19(1). <https://doi.org/10.1080/15592324.2024.2365576>
- Hakala, M., Rantamäki, S., Puputti, E.-M., Tyystjärvi, T., & Tyystjärvi, E. (2006). Photoinhibition of manganese enzymes: insights into the mechanism of photosystem II photoinhibition. *Journal of Experimental Botany*, 57(8), 1809–1816. <https://doi.org/10.1093/jxb/erj189>
- Han, S., Kim, D., & Lee, J. (2010). Cadmium and zinc interaction and phytoremediation potential of seven *Salix caprea* clones. *Journal of Ecology and Field Biology*, 33, 245–251. <https://doi.org/10.5141/JEFB.2010.33.3.245>
- Heiri, O., Lotter, A. F., & Lemcke, G. (2001). Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: Reproducibility

- and comparability of results. *Journal of Paleolimnology*, 25(1), 101–110. <https://doi.org/10.1023/a:1008119611481>
- Hesami, R., Salimi, A., & Ghaderian, S. M. (2018). Lead, zinc, and cadmium uptake, accumulation, and phytoremediation by plants growing around Tang-e Douzan lead-zinc mine, Iran. *Environmental Science and Pollution Research International*, 25(9), 8701–8714. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-1156-y>
- Huang, X., Duan, S., Wu, Q., Yu, M., & Shabala, S. (2020). Reducing cadmium accumulation in plants: Structure-function relations and tissue-specific operation of transporters in the spotlight. *Plants*, 9(2), 223. <https://doi.org/10.3390/plants9020223>
- Huang, Y., Xi, Y., Gan, L., Johnson, D., Wu, Y., Ren, D., & Liu, H. (2019). Effects of lead and cadmium on photosynthesis in *Amaranthus spinosus* and assessment of phytoremediation potential. *International Journal of Phytoremediation*, 21(10), 1041–1049. <https://doi.org/10.1080/15226514.2019.1594686>
- Iannone, M. F., Groppa, M. D., & Benavides, M. P. (2015). Cadmium induces different biochemical responses in wild type and catalase-deficient tobacco plants. *Environmental and Experimental Botany*, 109, 201–211. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2014.07.008>
- IBM Corp. (2012). *IBM SPSS Statistics for Windows*. Armonk, NY: IBM Corp.
- Jacob, J. O., & Kakulu, S. E. (2012). Assessment of heavy metal bioaccumulation in spinach, jute mallow and tomato in farms within Kaduna metropolis, Nigeria. *American Journal of Chemistry*, 2(1), 13–16. <https://doi.org/10.5923/j.chemistry.20120201.04>
- Jan, A. T., Azam, M., Siddiqui, K., Ali, A., Choi, I., & Haq, Q. M. R. (2015). Heavy metals and human health: Mechanistic insight into toxicity and counter defense system of antioxidants. *International Journal of Molecular Sciences*, 16(12), 29592–29630. <https://doi.org/10.3390/ijms161226183>
- Jolliffe, I. T. (2002). Főkomponens-analízis (2. kiadás). Springer.
- Jonnalagadda, S. B., & Nenzou, G. (1997). Studies on arsenic rich mine dumps. II. The heavy element uptake by vegetation. *Journal of Environmental Science and Health. Part A, Environmental Science and Engineering & Toxic and Hazardous Substance Control*, 32(2), 455–464. <https://doi.org/10.1080/10934529709376554>

- Kacálková, L., Tlustoš, P., & Száková, J. (2015). Phytoextraction of risk elements by willow and poplar trees. *International Journal of Phytoremediation*, *17*(1–6), 414–421. <https://doi.org/10.1080/15226514.2014.910171>
- Kafle, A., Timilsina, A., Gautam, A., Adhikari, K., Bhattarai, A., & Aryal, N. (2022). Phytoremediation: Mechanisms, plant selection and enhancement by natural and synthetic agents. *Environmental Advances*, *8*, 100203. <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2022.100203>
- Kamran, M., Eqani, S., Katsoyiannis, A., Xu, R., Bibi, S., Benizri, E., & Chaudhary, H. (2017). Phytoextraction of chromium (Cr) and influence of *Pseudomonas putida* on *Eruca sativa* growth. *Journal of Geochemical Exploration*, *182*, 269–274. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2016.09.005>
- Khan, F. I., Husain, T., & Hejazi, R. (2004). An overview and analysis of site remediation technologies. *Journal of Environmental Management*, *71*(2), 95–122. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2004.02.003>
- Ko, C.-H., Chang, F.-C., Wang, Y.-N., & Chung, C.-Y. (2013). Extraction of heavy metals from contaminated soil by two *Amaranthus* spp. *CLEAN: Soil, Air, Water*, *42*(5), 635–640. <https://doi.org/10.1002/clen.201200434>
- Központi Statisztikai Hivatal. (d.n.). 15.9.2.2. *Debrecen időjárási adatai* [Weboldal]. Letöltve: 2025. május 15., https://www.ksh.hu/stadat_files/kor/hu/kor0071.html
- Kuiper, I., Lagendijk, E. L., Bloemberg, G. V., & Lugtenberg, B. J. J. (2004). Rhizoremediation: a beneficial Plant-Microbe interaction. *Molecular Plant-Microbe Interactions*, *17*(1), 6–15. <https://doi.org/10.1094/mpmi.2004.17.1.6>
- Kumar, V., Sinha, A. K., Makkar, H. P. S., & Becker, K. (2010). Dietary roles of phytate and phytase in human nutrition: A review. *Food Chemistry*, *120*(4), 945–959. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2009.11.052>
- Lago-Vila, M., Arenas-Lago, D., Rodríguez-Seijo, A., Andrade Couce, M. L., & Vega, F. A. (2015). Cobalt, chromium and nickel contents in soils and plants from a serpentinite quarry. *Solid Earth*, *6*(1), 323–335. <https://doi.org/10.5194/se-6-323-2015>

- Levene, H. (1960). Robust tests for equality of variances. In I. Olkin (Ed.), *Contributions to Probability and Statistics: Essays in Honor of Harold Hotelling* (pp. 278–292). Stanford University Press.
- Li, G., Sun, G., Ren, Y., Luo, X., & Zhu, Y. (2018). Urban soil and human health: a review. *European Journal of Soil Science*, *69*(1), 196–215. <https://doi.org/10.1111/ejss.12518>
- Li, J., Jia, Y., Dong, R., Huang, R., Liu, P., Li, X., Wang, Z., Liu, G., & Chen, Z. (2019). Advances in the mechanisms of plant tolerance to manganese toxicity. *International Journal of Molecular Sciences*, *20*(20), 5096. <https://doi.org/10.3390/ijms20205096>
- Lombi, E., Zhao, F. J., Dunham, S. J., & McGrath, S. P. (2001). Phytoremediation of heavy metal-contaminated soils: natural hyperaccumulation versus chemically enhanced phytoextraction. *Journal of Environmental Quality*, *30*(6), 1919–1926. <https://doi.org/10.2134/jeq2001.1919>
- Lone, M. I., He, Z., Stoffella, P. J., & Yang, X. (2008). Phytoremediation of heavy metal polluted soils and water: Progresses and perspectives. *Journal of Zhejiang University. Science B*, *9*(3), 210–220. <https://doi.org/10.1631/jzus.b0710633>
- Lu, Y., Yao, H., Shan, D., Jiang, Y., Zhang, S., & Yang, J. (2015). Heavy metal residues in soil and accumulation in maize at long-term wastewater irrigation area in Tongliao, China. *Journal of Chemistry*, *2015*, 1–9. <https://doi.org/10.1155/2015/628280>
- Lukatkin, A. S., Bashmakov, D. I., Al Harbawee, W. E. Q., & Teixeira da Silva, J. A. (2021). Assessment of physiological and biochemical responses of *Amaranthus retroflexus* seedlings to the accumulation of heavy metals with regards to phytoremediation potential. *International Journal of Phytoremediation*, *23*(3), 219–230. <https://doi.org/10.1080/15226514.2020.1807904>
- Lum, A. F., Ngwa, E. S. A., Chikoye, D., & Suh, C. E. (2013). Phytoremediation potential of weeds in heavy metal contaminated soils of the Bassa Industrial Zone of Douala, Cameroon. *International Journal of Phytoremediation*, *16*(3), 302–319. <https://doi.org/10.1080/15226514.2013.773282>
- Luo, X., Yu, S., Zhu, Y., & Li, X. (2012). Trace metal contamination in urban soils of China. *Science of the Total Environment*, 421–422, 17–30. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.04.020>

- Lux, A., Sottníková, A., Opatrná, J., & Greger, M. (2004). Differences in structure of adventitious roots in *Salix* clones with contrasting characteristics of cadmium accumulation and sensitivity. *Physiologia Plantarum*, 120(4), 537-545. <https://doi.org/10.1111/j.0031-9317.2004.0275.x>
- Malik, R. N., Husain, S. Z., & Nazir, I. (2010). Heavy metal contamination and accumulation in soil and wild plant species from industrial area of Islamabad, Pakistan. *Pakistan Journal of Botany*, 42, 291–301.
- Manorama Thampatti, K. C., Beena, V. I., Meera, A. V., & Ajayan, A. S. (2020). Phytoremediation of metals by aquatic macrophytes. In *Concepts and Strategies in Plant Sciences* (pp. 153–204). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-00099-8_6
- Manousaki, E., & Kalogerakis, N. (2011). Halophytes present new opportunities in phytoremediation of heavy metals and saline soils. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 50(2), 656–660. <https://doi.org/10.1021/ie100270x>
- Mao, X., Jiang, R., Xiao, W., & Yu, J. (2015). Use of surfactants for the remediation of contaminated soils: A review. *Journal of Hazardous Materials*, 285, 419–435. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.12.009>
- Marques, A. P. G. C., Rangel, A. O. S. S., & Castro, P. M. L. (2011). Remediation of heavy metal contaminated soils: An overview of site remediation techniques. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 41(10), 879–914. <https://doi.org/10.1080/10643380903299517>
- Meharg, A. (2012). Marschner's Mineral Nutrition of Higher Plants. 3rd edition. Edited by P. Marschner. Amsterdam, Netherlands: Elsevier/Academic Press (2011), pp. 684, US\$124.95. ISBN 978-0-12-384905-2. *Experimental Agriculture*, 48(2), 305–305. <https://doi.org/10.1017/s001447971100130x>
- Mellem, J. J. (2008). Phytoremediation of heavy metals using *Amaranthus dubius*. Retrieved from https://openscholar.dut.ac.za/bitstream/10321/355/1/Mellem_2008.pdf
- Mellem, J. J., Baijnath, H., & Odhav, B. (2012). Bioaccumulation of Cr, Hg, As, Pb, Cu and Ni with the ability for hyperaccumulation by *Amaranthus dubius*. *African Journal of Agricultural Research*, 7(4), 591–596. <https://doi.org/10.5897/AJAR11.1486>

- Mesjasz-Przybyłowski, J., Augustyniak, M., Tarnawska, M., Reimold, W. U., & Koeberl, C. (2004). Uptake of cadmium, lead, nickel and zinc from soil and water solutions by the nickel hyperaccumulator *Berkheya coddii*. *Acta Biologica Cracoviensia S Botanica*, 46, 75–85. Retrieved from http://univie.ac.at/geochemistry/koeberl/publikation_list/260-ni-accumulator-berkheya-abc2004.pdf
- Mganga, N., Manoko, M. L. K., & Rulangaranga, Z. K. (2011). Classification of plants according to their heavy metal content around North Mara Gold Mine, Tanzania: implication for phytoremediation, *Tanzania Journal of Science*, 37(1), 109-119. <https://doi.org/10.4314/tjs.v37i1>.
- Mleczek, M., Magdziak, Z., Rissmann, I., & Golinski, P. (2009). Effect of different soil conditions on selected metal accumulation by *Salix viminalis* tissues. *Journal of Environmental Science and Health, A: Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, 44(14), 1609-16. <https://doi.org/10.1080/10934520903263645>
- Mohammed, S. A., & Folorunsho, J. O. (2015). Heavy metals concentration in soil and *Amaranthus retroflexus* grown on irrigated farmlands in the Makera Area, Kaduna, Nigeria. *Journal of Geography and Regional Planning*, 8(8), 210–217. <https://doi.org/10.5897/jgrp2015.0498>
- Molnár, V. É., Simon, E., Ninsawat, S., Tóthmérész, B., & Szabó, S. (2020). Pollution assessment based on element concentration of tree leaves and topsoil in ayutthaya province, Thailand. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(14), 5165. <https://doi.org/10.3390/ijerph17145165>
- Motesharezadeh, B., Savaghebi-Firoozabadi, G. R., Mirseyed, H., & Alikhani, H. A. (2010). Study of the enhanced phytoextraction of cadmium in a calcareous soil. *International Journal of Environmental Research*, 4(3), 525–532. <https://doi.org/10.22059/IJER.2010.239>
- Mukhopadhyay, S., & Maiti, S. K. (2010). Phytoremediation of metal enriched mine waste: a review. *American-Asian-Journal of Agricultural & Environmental Sciences/American-Eurasian Journal of Agricultural & Environmental Sciences*, 9(5), 560–575. Retrieved from <https://www.cabdirect.org/cabdirect/abstract/20113262654>
- Muradoglu, F., Gundogdu, M., Ercisli, S., Encu, T., Balta, F., Jaafar, H. Z. E., & Zia-Ul-Haq, M. (2015). Cadmium toxicity affects chlorophyll a and b content, antioxidant enzyme activities and mineral nutrient accumulation

- in strawberry. *Biological Research*, 48(1), 11. <https://doi.org/10.1186/s40659-015-0001-3>
- Munford, K. E., Watmough, S. A., Rivest, M., Poulain, A., Basiliko, N., & Mykytczuk, N. C. (2020). Edaphic factors influencing vegetation colonization and encroachment on arsenical gold mine tailings near Sudbury, Ontario. *Environmental Pollution*, 264, 114680. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114680>
- Napaldet, J. T., & Buot, I. E. (2020). Absorption of lead and mercury in dominant aquatic macrophytes of Balili River and its implication to phytoremediation of water bodies. *Tropical Life Sciences Research*, 31(2), 19–32. <https://doi.org/10.21315/tlsr2020.31.2.2>
- Ndeda, L. A., & Manohar, S. (2014). Determination of heavy metals in Nairobi Dam water (Kenya). *IOSR Journal of Environmental Science, Toxicology and Food Technology*, 8, 68–73. <https://doi.org/10.9790/2402-08546873>
- Neff, J., Lee, K., & DeBlois, E. M. (2011). Produced water: Overview of composition, fates, and effects. In *Produced Water* (pp. 3–54). Springer New York.
- Ng, J. C., Juhasz, A., Smith, E., & Naidu, R. (2015). Assessing the bioavailability and bioaccessibility of metals and metalloids. *Environmental Science and Pollution Research International*, 22(12), 8802–8825. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-1820-9>
- Nzinga, L. N., Mayabi, A. O., & Kakoi, B. K. (2021). Evaluation of *Sphagneticola trilobata* and *Amaranthus hypochondriacus* on the phytoremediation of soils polluted by heavy metals. *International Journal of Advanced Technology and Engineering Exploration*, 8(84). <https://doi.org/10.19101/ijateec.2021.874535>
- Odiyi, B., Ologundudu, F. A., & Adegbite, T. (2019). Phytoremediation potential of *Amaranthus hybridus* L. (Caryophyllales: *Amaranthaceae*) on soil amended with brewery effluent. *Brazilian Journal of Biological Sciences*, 6(13), 401–411. <https://doi.org/10.21472/bjbs.061308>
- Ogbenna, C. V., Yahaya, A. G., & Nathaniel, F. (2019). Zinc Accumulation in *Amaranthus caudatus* and *Corchorus olitorius*: Relevance for Phytoextraction. *Asian Journal of Advances in Agricultural Research*, 1–8. <https://doi.org/10.9734/ajaar/2019/v1i1i130039>

- Ogunkunle, C. O., Fatoba, P. O., Awotoye, O. O., & Olorunmaiye, K. S. (2013). Root-shoot partitioning of copper, chromium and zinc in *Lycopersicon esculentum* and *Amaranthus hybridus* grown in cement-polluted soil. *Environmental and Experimental Biology*, 11(3), 131–136.
- Oladejo, N., Anegebe, B., & Adeniyi, O. (2017). Accumulation of heavy metals in soil and maize plant (*Zea mays*) in the vicinity of two government approved dumpsites in Benin city, Nigeria. *Asian Journal of Chemical Sciences*, 3(3), 1–9. <https://doi.org/10.9734/ajocs/2017/37635>
- Oladoye, P. O., Olowe, O. M., & Asemoloye, M. D. (2022). Phytoremediation technology and food security impacts of heavy metal contaminated soils: A review of literature. *Chemosphere*, 288, 132555. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132555>
- Olson, P. E., Reardon, K. F., & Pilon-Smits, E. A. H. (2004). Ecology of rhizosphere bioremediation. In: McCutcheon SC, Schnoor JL (Eds) *Phytoremediation: Transformation and control of contaminants*. John Wiley & Sons, Inc., New Jersey, 317–353. <https://doi.org/10.1002/047127304X.ch10>
- Oluwatosin, G. A., Adeoyolanu, O. D., Ojo, A. O., Are, K. S., Dauda, T. O., & Aduramigba-Modupe, V. O. (2010). Heavy metal uptake and accumulation by edible leafy vegetable (*Amaranthus hybridus* L.) grown on urban valley bottom soils in southwestern Nigeria. *Soil & Sediment Contamination*, 19(1), 1–20. <https://doi.org/10.1080/15320380903252911>
- Oti, W. J. O. (2015). Bioaccumulation factors and pollution indices of heavy metals in selected fruits and vegetables from a derelict mine and their associated health impacts. *International Journal of Environmental Science and Toxicology Research*, 3(1), 9–15. <https://doi.org/10.24102/ijes.v4i1.548>
- Padmavathamma, P. K., & Li, L. Y. (2007). Phytoremediation Technology: Hyper-accumulation metals in plants. *Water Air & Soil Pollution*, 184(1–4), 105–126. <https://doi.org/10.1007/s11270-007-9401-5>
- Pichtel, J. (2016). Oil and Gas Production Wastewater: Soil Contamination and Pollution Prevention. *Applied and Environmental Soil Science*, 2016, 1–24. <https://doi.org/10.1155/2016/2707989>
- Pires-Lira, M. F., De Castro, E. M., Lira, J. M. S., De Oliveira, C., Pereira, F. J., & Pereira, M. P. (2020). Potential of *Panicum aquaticum* Poir.

- (*Poaceae*) for the phytoremediation of aquatic environments contaminated by lead. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 193, 110336. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110336>
- Plum, L. M., Rink, L., & Haase, H. (2010). The essential toxin: impact of zinc on human health. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 7(4), 1342–1365. <https://doi.org/10.3390/ijerph7041342>
- Prudent, P., Ndong, R. O., Mebale, A. J. A., Vassalo, L., Demelas, C., Mewono, L., & Ondo, J. A. (2014). Metal accumulation in *Amaranthus cruentus* cultivated on different systems of tropical urban gardens. *Journal of Academia and Industrial Research*, 2(8), 480–486.
- Qiu, N., Tian, L., Yan, X., Dong, H., Zhang, M., Han, G., & Zhou, F. (2021). The interplay between calcium and strontium in Chinese cabbage under normal and low calcium conditions. *HortScience: A Publication of the American Society for Horticultural Science*, 56(8), 875–880. <https://doi.org/10.21273/hortsci15867-21>
- Rafique, N., Tariq, S. R., & Ahmed, D. (2016). Monitoring and distribution patterns of pesticide residues in soil from cotton/wheat fields of Pakistan. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188(12), 695. <https://doi.org/10.1007/s10661-016-5668-6>
- Ramanlal, D. B., Kumar, R. N., Kumar, N., & Thakkar, R. (2020). Assessing potential of weeds (*Acalypha indica* and *Amaranthus viridis*) in phytoremediating soil contaminated with heavy metals-rich effluent. *SN Applied Sciences*, 2(6). <https://doi.org/10.1007/s42452-020-2859-0>
- Ramírez, A., García, G., Werner, O., Navarro-Pedreño, J., & Ros, R. M. (2021). Implications of the phytoremediation of heavy metal contamination of soils and wild plants in the industrial area of Haina, Dominican Republic. *Sustainability*, 13(3), 1403. <https://doi.org/10.3390/su13031403>
- Ranđelović, D., Jakovljević, K., Mihailović, N., & Jovanović, S. (2018). Metal accumulation in populations of *Calamagrostis epigejos* (L.) Roth from diverse anthropogenically degraded sites (SE Europe, Serbia). *Environmental Monitoring and Assessment*, 190(4). <https://doi.org/10.1007/s10661-018-6514-9>
- Rascio, N., & Navari-Izzo, F. (2011). Heavy metal hyperaccumulating plants: How and why do they do it? And what makes them so interesting? *Plant Science*, 180(2), 169–181. <https://doi.org/10.1016/j.plantsci.2010.08.016>

- Reeves, R. D., Baker, A. J. M., Jaffré, T., Erskine, P. D., Echevarria, G., & Van Der Ent, A. (2017). A global database for plants that hyperaccumulate metal and metalloids trace elements. *New Phytologist*, 218(2), 407–411. <https://doi.org/10.1111/nph.14907>
- Renieri, E. A., Safenkova, I. V., Alegakis, A. K., Slutskaya, E. S., Kokaraki, V., Kentouri, M., Dzantiev, B. B., & Tsatsakis, A. M. (2019). Cadmium, lead and mercury in muscle tissue of gilthead seabream and seabass: Risk evaluation for consumers. *Food and Chemical Toxicology: An International Journal Published for the British Industrial Biological Research Association*, 124, 439–449. <https://doi.org/10.1016/j.fct.2018.12.020>
- Robinson, B. H., Mills, T. M., Petit, D., Fung, L., Green, S. R., & Clothier B. E. (2000). Natural and induced cadmium-accumulation in poplar and willow: Implications for phytoremediation. *Plant and Soil*, 227, 301 – 306. <https://doi.org/10.1023/A:1026515007319>
- Roveda, L. F., Cuquel, F. L., Motta, A. C. V., & Melo, V. de F. (2016). Organic compounds with high Ni content: Effects on soil and strawberry production. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental/Brazilian Journal of Agricultural and Environmental Engineering*, 20(8), 722–727. <https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v20n8p722-727>
- Sakai, Y., Ma, Y., Xu, C., Wu, H., Zhu, W., & Yang, J. (2012). Phytodesalination of a salt-affected soil with four halophytes in China. *Journal of Arid Land*, 22(1), 17–20. Retrieved from http://nodaiweb.university.jp/desert/pdf/JALS-B02_17-20.pdf
- Salam, M. M. A., Mohsin, M., Pulkkinen, P., Pelkonen, P., & Pappinen, A. (2019). Effects of soil amendments on the growth response and phytoextraction capability of a willow variety (*S. viminalis* × *S. schwerinii* × *S. dasyclados*) grown in contaminated soils. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 171, 753–770. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.01.045>
- Jalili Seh-Bardan, B., Othman, R., Ab Wahid, S., Husin, A., & Sadegh-Zadeh, F. (2012). Column bioleaching of arsenic and heavy metals from gold mine tailings by *Aspergillus fumigatus*. *Clean – Soil, Air, Water*, 40(6), 607–614. <https://doi.org/10.1002/clen.201000604>
- Sekara, A., Poniedzialek, M., Ciura, J., & Jedrszczyk, E. (2005). Cadmium and lead accumulation and distribution in the organs of nine crops:

- implications for phytoremediation. *Polish Journal of Environmental Studies*, 14(4), 509-516.
- Seregin, I.V., Kozhevnikova, A.D., Zhukovskaya, N.V., & Schat, H. (2015). Cadmium tolerance and accumulation in *Excluder Thlaspi arvense* and various accessions of hyperaccumulator *Noccaea caerulescens*. *Russian Journal of Plant Physiology*, 62, 837–846. <https://doi.org/10.1134/S1021443715050131>
- Shah, V., & Daverey, A. (2020). Phytoremediation: A multidisciplinary approach to clean up heavy metal contaminated soil. *Environmental Technology & Innovation*, 18, 100774. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.100774>
- Shanker, A. K., Cervantes, C., Loza-Tavera, H., & Avudainayagam, S. (2005). Chromium toxicity in plants. *Environment International*, 31(5), 739–753. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2005.02.003>
- Sharma, N. C., Gardea-Torresdey, J. L., Parsons, J., & Sahi, S. V. (2004). Chemical speciation and cellular deposition of lead in *Sesbania drummondii*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 23(9), 2068–2073. <https://doi.org/10.1897/03-540>
- Sharma, P. D. (2007). Ecology and environment (pp. 501–502). Meerut: Rastogi Publications.
- Sharma, P., & Pandey, S. (2014). Status of phytoremediation in world scenario. *International Journal of Environmental Bioremediation & Biodegradation*, 2(4), 178–191. <https://doi.org/10.12691/ijebb-2-4-5>
- Shojaei, S., Jafarpour, A., Shojaei, S., Gyasi-Agyei, Y., & Rodrigo-Comino, J. (2021). Heavy metal uptake by plants from wastewater of different pulp concentrations and contaminated soils. *Journal of Cleaner Production*, 296(126345), 126345. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126345>
- Simon, E., Baranyai, E., Braun, M., Cserháti, C., Fábíán, I., & Tóthmérész, B. (2014). Elemental concentrations in deposited dust on leaves along an urbanization gradient. *The Science of the Total Environment*, 490, 514–520. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.05.028>
- Simon, E., Braun, M., Vidic, A., Bogyó, D., Fábíán, I., & Tóthmérész, B. (2011). Air pollution assessment based on elemental concentration of leaves tissue and foliage dust along an urbanization gradient in Vienna. *Environmental Pollution*, 159, 1229-1233. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.01.034>

- Simon, E., Harangi, S., Baranyai, E., Braun, M., Fábíán, I., Mizser, Sz., Nagy, L. & Tóthmérész, B. (2016a). Distribution of toxic elements between biotic and abiotic components of terrestrial ecosystem along an urbanization gradient: Soil, leaf litter and ground beetles. *Ecological Indicators*, 60, 258–264. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.06.045>
- Simon, E., Harangi, S., Baranyai, E., Fábíán, I., & Tóthmérész, B. (2016b). Influence of past industry and urbanization on elemental concentrations in deposited dust and tree leaf tissue. *Urban Forestry & Urban Greening*, 20, 12-19. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.07.017>
- Simon, E., Kis, O., Jakab, T., Kolozsvári, I., Málnás, K., Harangi, S., Baranyai, E., Miskolczi, M., Tóthmérész, B., & Dévai, G. (2017). Assessment of contamination based on trace element concentrations in *Gomphus flavipes* (Odonata: Insect) larvae of the Upper Tisza Region. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 136, 55–61. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.10.034>
- Simon, E., Molnár, V. É., Tóthmérész, B., & Szabó, S. (2020). Ecological assessment of particulate material (PM₅ and PM₁₀) in urban habitats. *Atmosphere*, 11(6), 559. <https://doi.org/10.3390/atmos11060559>
- Simon, E., Tóthmérész, B., Kis, O., Jakab, T., Éva Szalay, P., Vincze, A., Baranyai, E., Harangi, S., Miskolczi, M., & Dévai, G. (2019). Environmental-friendly contamination assessment of habitats based on the trace element content of dragonfly exuviae. *Water*, 11(11), 2200. <https://doi.org/10.3390/w11112200>
- Simon, E., Vidic, A., Braun, M., Fábíán, I., & Tóthmérész, B. (2013). Trace element concentrations in soils along urbanization gradients in the city of Wien, Austria. *Environmental Science and Pollution Research*, 20, 917–992. <https://doi.org/10.1007/s11356-012-1091-x>
- Singh, S., (2012). Phytoremediation: a sustainable alternative for environmental challenges. *International Journal of Green and Herbal Chemistry*, 1, 133-139.
- Song, P., Xu, D., Yue, J., Ma, Y., Dong, S., & Feng, J. (2022). Recent advances in soil remediation technology for heavy metal contaminated sites: A critical review. *Science of the Total Environment*, 838, 156417. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156417>

- Soto Carrión, C., & Jiménez Mendoza, W. (2019). Potential phytoremediator of native species in soils contaminated by heavy metals in the garbage dump quitasol-imponeda abancay. *Journal of Sustainable Development of Energy Water and Environment Systems*, 7(4), 584–600. <https://doi.org/10.13044/j.sdewes.d7.0261>
- Steffan, J. J., Brevik, E. C., Burgess, L. C., & Cerdà, A. (2018). The effect of soil on human health: an overview. *European Journal of Soil Science*, 69(1), 159–171. <https://doi.org/10.1111/ejss.12451>
- Suman, J., Uhlik, O., Viktorova, J., & Macek, T. (2018). Phytoextraction of heavy metals: A promising tool for clean-up of polluted environment? *Frontiers in Plant Science*, 9, 1476. <https://doi.org/10.3389/fpls.2018.01476>
- Syracuse Research Corporation. (1993). *Toxicological profile for chromium*. Prepared for U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, under Contract No. 205–88–0608.
- Tangahu, B. V., Abdullah, S. R. S., Basri, H., Idris, M., Anuar, N., & Mukhlisin, M. (2011). A review on heavy metals (As, Pb, and Hg) uptake by plants through phytoremediation. *International Journal of Chemical Engineering*, 1–31. <https://doi.org/10.1155/2011/939161>
- Tardif, A., Rodrigue-Morin, M., Gagnon, V., Shipley, B., Roy, S., & Bellenger, J. (2019). The relative importance of abiotic conditions and subsequent land use on the boreal primary succession of acidogenic mine tailings. *Ecological Engineering*, 127, 66–74. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.11.003>
- Tózsér, D., Harangi, S., Baranyai, E., Lakatos, G., Fülöp, Z., Tóthmérész, B., & Simon, E. (2018). Phytoextraction with *Salix viminalis* in a moderately to strongly contaminated area. *Environmental Science and Pollution Research International*, 25(4), 3275–3290. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0699-2>
- Tózsér, D., Horváth, R., Simon, E., & Magura, T. (2023). Heavy metal uptake by plant parts of *Populus* species: a meta-analysis. *Environmental Science and Pollution Research International*, 30(26), 69416–69430. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-27244-2>
- Tózsér, D., Magura, T., & Simon, E. (2017). Heavy metal uptake by plant parts of willow species: A meta-analysis. *Journal of Hazardous Materials*, 336, 101–109. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.03.068>

- Tózsér, D., Magura, T., Simon, E., Mizser, S., Papp, D., & Tóthmérész, B. (2019a). Pollution intensity-dependent metal accumulation in ground beetles: a meta-analysis. *Environmental Science and Pollution Research International*, 26(31), 32092–32102. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06294-5>
- Tózsér, D., Tóthmérész, B., Harangi, S., Baranyai, E., Lakatos, G., Fülöp, Z., & Simon, E. (2019b). Remediation potential of early successional pioneer species *Chenopodium album* and *Tripleurospermum inodorum*. *Nature Conservation*, 36, 47–69. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.36.32503>
- UdDin, I., Bano, A., & Masood, S. (2015). Chromium toxicity tolerance of *Solanum nigrum* L. and *Parthenium hysterophorus* L. plants with reference to ion pattern, antioxidation activity and root exudation. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 113, 271–278. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.12.014>
- Ugwu, E. I., Othmani, A., & Nnaji, C. C. (2021). A review on zeolites as cost-effective adsorbents for removal of heavy metals from aqueous environment. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 19(8), 8061–8084. <https://doi.org/10.1007/s13762-021-03560-3>
- Ullah, S., Khan, J., Hayat, K., Abdelfattah Elateeq, A., Salam, U., Yu, B., Ma, Y., Wang, H., & Tang, Z.-H. (2020). Comparative study of growth, cadmium accumulation and tolerance of three chickpea (*Cicer arietinum* L.) cultivars. *Plants*, 9(3), 310. <https://doi.org/10.3390/plants9030310>
- Ur Rehman, Z., Khan, S., Tahir Shah, M., Brusseau, M. L., Akbar Khan, S., & Mainhagu, J. (2018). Transfer of heavy metals from soils to vegetables and associated human health risks at selected sites in Pakistan. *Pedosphere*, 28(4), 666–679. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(17\)60440-5](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(17)60440-5)
- Valkó, O., Tóthmérész, B., Kelemen, A., Simon, E., Miglécz, T., Lukács, A.B., & Török, P. (2013). Environmental factors driving seed bank diversity in alkali grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 182, 80–87. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.06.012>
- Van Nevel, L., Mertens, J., Staelens, J., De Schrijver, A., Tack, F. M. G., De Neve, S., Meers, E., & Verheyen, K. (2011). Elevated Cd and Zn uptake by aspen limits the phytostabilization potential compared to five other

- tree species. *Ecological Engineering*, 37(7), 1072–1080. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.07.010>
- Vandenhove, H., Van Hees, M., & Van Winckel, S. (2001). Feasibility of phytoextraction to clean up low-level uranium-contaminated soil. *International Journal of Phytoremediation*, 3(3), 301–320. <https://doi.org/10.1080/15226510108500061>
- Vangronsveld, J., Herzig, R., Weyens, N., Boulet, J., Adriaensen, K., Ruttens, A., Thewys, T., Vassilev, A., Meers, E., Nehnevajova, E., van der Lelie, D., & Mench, M. (2009). Phytoremediation of contaminated soils and groundwater: lessons from the field. *Environmental Science and Pollution Research International*, 16(7), 765–794. <https://doi.org/10.1007/s11356-009-0213-6>
- Vidali, M. (2001). Bioremediation. An overview. *Pure and Applied Chemistry*, 73(7), 1163–1172. <https://doi.org/10.1351/pac200173071163>
- Vishnoi, S.R., & Srivastava, P. (2008). Phytoremediation - Green for Environmental Clean. *The 12th World Lake Conference*, pp. 1016–1021
- Wang, Q.-R., Cui, Y.-S., Liu, X.-M., Dong, Y.-T., & Christie, P. (2003). Soil contamination and plant uptake of heavy metals at polluted sites in China. *Journal of Environmental Science and Health. Part A, Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering*, 38(5), 823–838. <https://doi.org/10.1081/ese-120018594>
- Wani, B. A., Khan, A. & Bodha, R. H. (2011). *Salix*: A viable option for phytoremediation. *African Journal of Environmental Science and Technology*, 5, 567–571.
- Watanabe, T., Murata, Y., & Osaki, M. (2009). *Amaranthus tricolor* has the potential for phytoremediation of cadmium-contaminated soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 40(19–20), 3158–3169. <https://doi.org/10.1080/00103620903261676>
- Wei, B., Yu, J., Cao, Z., Meng, M., Yang, L., & Chen, Q. (2020). The availability and accumulation of heavy metals in greenhouse soils associated with intensive fertilizer application. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(15), 5359. <https://doi.org/10.3390/ijerph17155359>
- Xu, D., Shen, Z., Dou, C., Dou, Z., Li, Y., Gao, Y., & Sun, Q. (2022). Effects of soil properties on heavy metal bioavailability and accumulation in crop grains under different farmland use patterns. *Scientific Reports*, 12(1), 9211. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-13140-1>

- Xu, Y., Seshadri, B., Sarkar, B., Wang, H., Rumpel, C., Sparks, D., Farrell, M., Hall, T., Yang, X., & Bolan, N. (2018). Biochar modulates heavy metal toxicity and improves microbial carbon use efficiency in soil. *The Science of the Total Environment*, 621, 148–159. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.214>
- Yadav, R., Arora, P., Kumar, S., & Chaudhury, A. (2010). Perspectives for genetic engineering of poplars for enhanced phytoremediation abilities. *Ecotoxicology*, 19(8), 1574–1588. <https://doi.org/10.1007/s10646-010-0543-7>
- Yan, A., Wang, Y., Tan, S. N., Yusof, M. L. M., Ghosh, S., & Chen, Z. (2020). Phytoremediation: A promising approach for revegetation of heavy metal-polluted land. *Frontiers in Plant Science*, 11. <https://doi.org/10.3389/fpls.2020.00359>
- Yan, X., Wang, J., Song, H., Peng, Y., Zuo, S., Gao, T., Duan, X., Qin, D., & Dong, J. (2020). Evaluation of the phytoremediation potential of dominant plant species growing in a chromium salt-producing factory wasteland, China. *Environmental Science and Pollution Research International*, 27(7), 7657–7671. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-07262-9>
- Yang, W., Wang, Y., Liu, D., Hussain, B., Ding, Z., Zhao, F., & Yang, X. (2020). Interactions between cadmium and zinc in uptake, accumulation and bioavailability for *Salix integra* with respect to phytoremediation. *International Journal of Phytoremediation*, 22(6), 628–637. <https://doi.org/10.1080/15226514.2019.1701981>
- Yao, Z., Li, J., Xie, H., & Yu, C. (2012). Review on remediation technologies of soil contaminated by heavy metals. *Procedia Environmental Sciences*, 16, 722–729. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2012.10.099>
- Yap, C. K., Yaacob, A., Tan, W. S., Al-Mutairi, K. A., Cheng, W. H., Wong, K. W., Berandah Edward, F., Ismail, M. S., You, C.-F., Chew, W., Nulit, R., Ibrahim, M. H., Amin, B., & Sharifinia, M. (2022). Potentially toxic metals in the high-biomass non-hyperaccumulating plant *Amaranthus viridis*: Human health risks and phytoremediation potentials. *Biology*, 11(3), 389. <https://doi.org/10.3390/biology11030389>
- Yoon, J., Cao, X., Zhou, Q., & Ma, L. Q. (2006). Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. *The Science of the Total Environment*, 368(2–3), 456–464. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.01.016>

- Yruela, I. (2009). Copper in plants: acquisition, transport and interactions. *Functional Plant Biology: FPB*, 36(5), 409. <https://doi.org/10.1071/fp08288>
- Yruela, I. (2013). Transition metals in plant photosynthesis. *Metallomics: Integrated Biometal Science*, 5(9), 1090–1109. <https://doi.org/10.1039/c3mt00086a>
- Zacchini, M., Pietrini, F., Mugnozza, G. S., Iori, V., Pietrosanti, L., & Massacci, A. (2008). Metal tolerance, accumulation and translocation in poplar and willow clones treated with cadmium in hydroponics. *Water Air & Soil Pollution*, 197(1–4), 23–34. <https://doi.org/10.1007/s11270-008-9788-7>
- Zarinkamar, F., Saderi, Z., & Soleimanpour, S. (2013). Excluder strategies in response to Pb toxicity in *Matricaria chamomilla*, *Environment and Ecology Research*, 1(1), 1-11. <https://doi.org/10.13189/eer.2013.010101>
- Zayed, A. M., & Terry, N. (2003). Chromium in the environment: factors affecting biological remediation. *Plant and Soil*, 249(1), 139–156.
- Zeng, P., Guo, Z., Cao, X., Xiao, X., Liu, Y., & Shi, L. (2018). Phytostabilization potential of ornamental plants grown in soil contaminated with cadmium. *International Journal of Phytoremediation*, 20(4), 311–320. <https://doi.org/10.1080/15226514.2017.1381939>
- Zhu, Y., Reid, B. J., Meharg, A. A., Banwart, S. A., & Fu, B. (2017). Optimizing Peri-URban Ecosystems (PURE) to re-couple urban-rural symbiosis. *Science of the Total Environment*, 586, 1085–1090. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.094>
- Zorrig, W., Rabhi, M., Ferchichi, S., Smaoui, A., & Abdelly, C. (2012). Phytodesalination: a solution for salt-affected soils in arid and semi-arid regions. *Journal of Arid Land*, 22(1), 299–302. Retrieved from https://www.researchgate.net/profile/Walid_Zorrig/publication/233385985_Phytodesalination_a_solution_for_salt-affected_soils_in_arid_and_semi-arid_regions/links/00b49521ddec53c5f4000000.pdf
- Zou, J., Wang, M., Jiang, W., & Liu, D. (2006). Chromium accumulation and its effects on other mineral elements in *Amaranthus viridis* L. *Acta Biologica Cracoviensia s. Botanica*, 48(1), 7–12.
- Zulfiqar, U., Farooq, M., Hussain, S., Maqsood, M., Hussain, M., Ishfaq, M., Ahmad, M., & Anjum, M. Z. (2019). Lead toxicity in plants: Impacts

and remediation. *Journal of Environmental Management*, 250(109557),
109557. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109557>

Függelék

1. függelék. Az ANOVA F- és p-értékei a szőrös disznóparéj gyökérminták elemösszetételére.

| Elem | F | p |
|------|--------|-------------------|
| Al | 1,725 | 0,180 |
| Ba | 3,550 | 0,024 |
| Cr | 20,978 | < 0,001 |
| Cu | 8,089 | < 0,001 |
| Fe | 2,150 | 0,112 |
| Mn | 0,202 | 0,894 |
| Ni | 1,622 | 0,202 |
| Pb | 3,665 | 0,021 |
| Sr | 5,814 | 0,002 |
| Zn | 2,129 | 0,114 |

Megjegyzés: A vastagon szedett p-értékek szignifikáns különbséget jelentenek ($p < 0,05$).

2. függelék. Az ANOVA F- és p-értékei a szőrös disznóparéj szárminták elemösszetételére.

| Elem | F | p |
|------|--------|-------------------|
| Al | 12,351 | < 0,001 |
| Ba | 3,262 | 0,032 |
| Cu | 14,820 | < 0,001 |
| Fe | 15,258 | < 0,001 |
| Mn | 10,652 | < 0,001 |
| Sr | 14,144 | < 0,001 |
| Pb | 2,771 | 0,056 |
| Zn | 7,877 | 0,001 |

Megjegyzés: A vastagon szedett p-értékek szignifikáns különbséget jelentenek ($p < 0,05$).

3. függelék. Az ANOVA F- és p-értékei a szőrös disznóparéj levélminták elemösszetételére.

| Elem | F | p |
|------|--------|----------------|
| Al | 7,248 | < 0,001 |
| Ba | 13,574 | < 0,001 |
| Cr | 20,919 | < 0,001 |
| Cu | 5,942 | 0,002 |
| Fe | 5,765 | 0,003 |
| Mn | 18,599 | < 0,001 |
| Ni | 5,918 | 0,002 |
| Pb | 1,231 | 0,313 |
| Sr | 7,999 | < 0,001 |
| Zn | 55,083 | < 0,001 |

Megjegyzés: A vastagon szedett p-értékek szignifikáns különbséget jelentenek ($p < 0,05$).

4. függelék. Az ANOVA F- és p-értékei a talajminták elemösszetételére.

| Elem | F | p |
|------|---------|----------------|
| Al | 3,629 | 0,036 |
| Ba | 172,844 | < 0,001 |
| Cd | 3,152 | 0,054 |
| Co | 10,491 | < 0,001 |
| Cr | 393,921 | < 0,001 |
| Cu | 0,988 | 0,423 |
| Fe | 9,647 | 0,001 |
| Mn | 4,944 | 0,013 |
| Ni | 39,887 | < 0,001 |
| Pb | 59,288 | < 0,001 |
| Sr | 51,993 | < 0,001 |
| Zn | 2,084 | 0,143 |

Megjegyzés: A vastagon szedett p-értékek szignifikáns különbséget jelentenek ($p < 0,05$).