



Doktori (Ph.D) értekezés

KOVÁCS-BOKOR ÉVA

Pannon Egyetem

2022



## DOKTORI (Ph.D) ÉRTEKEZÉS

Iszapok nehézfém tartalom mobilizációjának monitorozása,  
a nehézfém tartalom csökkentése kémiai és biológiai  
módszerekkel

DOI:10.18136/PE.2022.818

**Kovács-Bokor Éva**  
okleveles környezettan tanár

Témavezető:  
**Dr. Domokos Endre Gábor**  
egyetemi docens

Pannon Egyetem  
Vegyésmérnöki- és Anyagtudományok Doktori Iskola

2022

**ISZAPOK NEHÉZFÉM TARTALOM MOBILIZÁCIÓJÁNAK MONITOROZÁSA,  
A NEHÉZFÉM TARTALOM CSÖKKENTÉSE KÉMIAI ÉS BIOLÓGIAI  
MÓDSZEREKKEL**

Az értekezés doktori (PhD) fokozat elnyerése érdekében készült a Pannon Egyetem  
Vegyészmérnöki és Anyagtudományok Doktori Iskolája keretében  
bio-, környezet-, és vegyészmérnöki tudományágban

Írta: **Kovács-Bokor Éva**

Témavezető: **Dr. Domokos Endre Gábor**

Elfogadásra javaslom (igen / nem)

.....  
Dr. Domokos Endre Gábor

Az értekezést bírálóként elfogadásra javaslom:

Bíráló neve: ..... igen /nem

.....  
(bíráló)

Bíráló neve: ..... igen /nem

.....  
(bíráló)

A jelölt az értekezés nyilvános vitáján .....%-ot ért el.

Veszprém, 2022. ....

.....  
(a Bíráló Bizottság elnöke)

A doktori (PhD) oklevél minősítése.....

Veszprém, 2022. ....

.....  
(az EDHT elnöke)

# Tartalomjegyzék

KIVONAT.....	7
ABSTRACT.....	9
ZUSAMMENFASSUNG.....	11
BEVEZETÉS ÉS CÉLKITŰZÉS.....	14
ÁBRAJEGYZÉK.....	16
TÁBLÁZATJEGYZÉK.....	18
RÖVIDÍTÉSEK JEGYZÉKE.....	19
I. IRODALMI ÁTTEKINTÉS.....	20
1. A nehézfémek jellemzői és a szennyezések forrásai.....	20
1.1. A nehézfém fogalma.....	20
1.2. A nehézfém szennyezés természetes és mesterséges forrásai.....	22
1.3. A nehézfémek előfordulása a természetben.....	25
1.3.1. Nehézfémek előfordulása a felszíni és felszín alatti vizekben és üledékekben....	26
1.3.2. A nehézfémek előfordulása a talajokban.....	28
1.3.3. Kadmium.....	28
1.3.4. Ólom.....	29
1.3.5. Nikkel.....	30
1.3.6. Króm.....	31
1.3.7. Réz.....	32
1.3.8. Cink.....	33
1.4. Nehézfémek az élő szervezetben.....	34
1.4.1. Kadmium.....	36
1.4.2. Ólom.....	36
1.4.3. Króm.....	37
1.4.4. Nikkel.....	37
1.4.5. Cink.....	38
1.4.6. Réz.....	38
1.5. Nehézfémek a talaj-növény rendszerekben.....	39
1.5.1. Kadmium.....	41
1.5.2. Nikkel.....	41
1.5.3. Ólom.....	42
1.5.4. Króm.....	42
1.5.5. Réz.....	43
1.5.6. Cink.....	43
2. A nehézfémek kivonási módszerei talajokból.....	44
2.1. Az „összes” tartalom meghatározásának módszerei.....	44

2.2.	Ökológiailag meghatározó frakciók .....	45
2.3.	Semleges sóoldatokkal történő kivonás .....	46
2.4.	Szekvenciális extrakciós módszerek (BCR eljárás) .....	46
3.	Szennyezett területek kármentesítése kémiai, fizikai és biológiai módszerekkel .....	47
3.1.	In-situ kárelhárítási módszerek .....	48
3.2.	Ex-situ technológiai módszerek .....	50
3.3.	Bioremediációs módszerek.....	52
4.	Fitoremediációs esettanulmány bemutatása .....	59
5.	Biobányászat/Fitobányászat .....	59
II.	KÍSÉRLETI RÉSZ.....	64
1.	Alkalmazott anyagok és módszerek .....	64
1.1.	Kísérleti helyek bemutatása a Duna mentén .....	64
1.1.1.	A Duna és vízgyűjtőterületének jellemzése .....	64
1.1.2.	A Dunai mintavételi pontok kijelölése.....	65
1.1.3.	A Duna mintavételi szakaszának fontosabb jellemzői .....	66
1.2.	A folyóvízi szinergia kísérletei helyének bemutatása .....	68
1.3.	A veszprémi Békatói-árok mintavételi területeinek bemutatása .....	68
1.3.1.	A Békatói-árok vízgyűjtőterületének és a vizsgált szakaszának jellemzése .....	68
1.3.2.	Mintavételi helyek kijelölése.....	69
1.4.	A folyóvízi üledékek mintavételezési eljárása .....	70
1.5.	A vízparti növényminták mintavételezési eljárása .....	71
1.6.	A Dunai terepi kísérlet növényeinek vetése és mintavételezése .....	72
1.7.	A Dunai szinergia kísérlet iszap és növénymintáinak begyűjtése.....	73
1.8.	A laboratóriumi kísérletekhez felhasznált konverter iszap bemutatása.....	74
1.9.	A konverter iszappal végzett kísérletekhez használt talajtípusok jellemzése.....	74
1.10.	A laboratóriumi szinergia kísérlet bemutatása .....	76
1.11.	Az üledékminták pH értékének meghatározása .....	77
1.12.	Az üledékminták savas extrakciós eljárásának bemutatása.....	77
1.13.	A növényminták savas extrakciós eljárásának bemutatása .....	79
1.14.	Az alkalmazott csíranövény teszt bemutatása .....	81
1.15.	Szennyezés terhelési index kiszámítása .....	82
1.16.	Faktor számítások.....	83
2.	Folyóvízi iszapok nehézfém tartalmának csökkentése fitoextrakcióval.....	84
2.1.	A Duna dunaújvárosi szakaszán végzett kísérletek bemutatása.....	84
2.1.1.	Csíranövény tesztek eredményei .....	84
2.1.2.	A Duna vizének vizsgálati eredményei .....	86
2.1.3.	A dunai iszapok tulajdonságai.....	86
2.1.4.	A dunai iszap- és növényminták toxikus elem tartalma .....	87

2.1.5.	A dunai teszt növények fitoextrakciós potenciáljának faktor számításai .....	93
2.2.	A veszprémi Békatói-árok üledék- és növénymintáinak eredményei .....	94
2.2.1.	Az üledékminták átlagos pH értékei .....	94
2.2.2.	A Békatói-árok vízének nehézfém tartalma .....	94
2.2.3.	Az iszapminták tulajdonságai.....	95
2.2.4.	Csíránövény tesztek eredményei .....	95
2.2.5.	Az iszap és növényminták nehézfém tartalma .....	96
2.2.6.	A Békatói-árok növénymintáinak fitoextrakciós potenciál számítása .....	103
2.3.	Dunai terepi kísérletek eredményei.....	103
2.3.1.	A begyűjtött talaj/üledék minták pH értéke.....	103
2.3.2.	A begyűjtött talaj/üledék tulajdonságai .....	104
2.3.3.	A talaj/üledék- és növényminták toxikus elem tartalma .....	104
2.3.4.	A vizsgált potenciálisan toxikus elemek szennyezettségi terhelési indexe (PLI)....	108
2.3.5.	A terepi kísérletek teszt növényeinek fitoextrakciós potenciál (BAF, TF) számítása	108
2.3.6.	A zöldborsóval és retekkel kapcsolatos egészségügyi kockázati tényezők.....	109
3.	Konverter iszap nehézfém tartalmának csökkentése fitoextrakcióval.....	110
3.1.	Csíránövény teszt eredménye.....	110
3.1.	Konverter iszap és lösz talaj keverékeken végzett kísérletek.....	111
3.2.	Konverter iszap és biohumuszos virágföld keverékeken végzett kísérletek .....	113
3.3.	Bioakkumulációs (BAF) és Transzlokációs (TF) faktor számítások eredményei .....	116
4.	Szinergia kísérletek eredményei.....	116
4.1.	Folyóvízi növényfajták szinergiájának hatása a nehézfém akkumulációra.....	116
4.1.1.	Króm akkumuláció .....	116
4.1.2.	Nikkel akkumuláció .....	117
4.1.3.	Réz akkumuláció .....	117
4.1.4.	Cink akkumuláció .....	118
4.1.5.	Faktorszámítások eredményei .....	118
4.2.	Szinergia kísérletek konverter iszap és lösz talaj keverékek esetén.....	119
4.2.1.	Növényfajták szinergiájának hatása az ólom és cink akkumulációra.....	119
5.	ÖSSZEFOGLALÁS.....	122
	ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK .....	125
	KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS.....	129
	FELHASZNÁLT SZAKIRODALOM JEGYZÉKE.....	130

## KIVONAT

A Duna, mint hazánk legnagyobb felszíni vízfolyása jelentős ipari, logisztikai és turisztikai jelentőséggel bír. Emellett a partja mentén található árterek és holtágak ökológiai folyosóként is működnek. Köztudott, hogy a Duna forrásától kezdve a torkolatáig több ipari létesítmény is elhelyezkedik, amelyek szennyezése az elmúlt évtizedek alatt hatást gyakorolt a víz minőségére is. A kibocsátott szennyezőanyagok közül a legveszélyesebb összetevőket a nehézfémek jelentik, amelyek jelen lehetnek mind a vízben, mind az iszapos üledékben is. Ezek az elemek jelentős egészségügyi kockázattal rendelkeznek, hiszen képesek a táplálékláncon belül felhalmozódni az élő szervezetekben, ahol kifejthetik toxikus, mutagén, teratogén vagy karcinogén hatásukat. Ezen szennyezők között egyes kémiai elemek (pl. réz, cink) nélkülözhetetlen élettani hatásúak, de túlsúlyuk esetén az élőlények számára toxikussá válhatnak. A folyóvízi üledékekben megbújó környezeti kockázat mellett fontos megemlíteni a napjainkban alkalmazott ipari eljárások során keletkező sokféle mellékterméket, iszapokat és salakokat, amelyek ugyancsak fémoxidokat, vagy nehézfémeket tartalmaznak. Ezen fémeken belül míg egyesek (pl. kadmium, higany) rendkívül mérgezőek, mások (pl. ritkaföldfémek, nikkel) a jövőben újra felhasználhatók lennének az ipari eljárásokban.

Dolgozatom egyik célja, a felszíni vizek minőségének javításához hozzájárulva, hogy olyan, elsősorban természetes növényfajt találjak, amely alkalmas a folyóvízi üledékekben található nehézfémeket hatékonyan akkumulálni, a fitoremediáció pozitív hatását bizonyítva a folyóvízi iszapokban felhalmozódott toxikus anyagok koncentrációjának csökkentésére.

Terepi mintavételezésem kiterjedt a Veszprémben található Békatói-árok, mint kisvízfolyás, illetve a Duna, mint nagyvízfolyás dunaujvárosi szakaszának iszap és növénymintáira. A minták fémtartalmának extrakcióját szabvány szerinti módszer szerint végeztem el, majd a fémek pontos mennyiségét AAS, ICP-OES készülékekkel határoztam meg, amelyeket az érvényes együttes rendeletben, illetve a kapcsolódó szakirodalomban szereplő határértékkel hasonlítottam össze. A nehézfémek közül a minták Cd, Ni, Pb, Cr, Cu és Zn tartalmát határoztam meg. Tesztnövényként a területen megtalálható, természetes, élő növényeket választottam ki, úgymint lósóskát (*Rumex patientia L.*), angol perjét (*Lolium perenne L.*), parti sást (*Carex riparia L.*), baracklevelű keserűfűvet (*Persicaria maculosa L.*), vízimentát (*Mentha aquatica L.*), vízi hídört (*Alisma plantago-aquatica L.*), feketéllő farkasfog (*Bidens frondosa L.*), kerek repkényt (*Glechoma hederacea L.*), és vastagerű mohát (*Cratoneuron filicinum L.*). Az eredmények alapján megállapítottam, hogy a különböző növényfajták milyen mértékben és melyik részükben halmozzák fel a nehézfémeket. A kiválasztott növényfajok közül a kadmium és a króm felvételére leginkább a réti lósóska, az ólomra a vízi menta, a nikkelre a baracklevelű keserűfű, a cinkre pedig a feketéllő farkasfog volt a legalkalmasabb. A fémek transzlokációját (TF) kiszámítva elmondható, hogy a növényfajok közül a legjobb „fémáthelyező” képességgel a vízi menta rendelkezett, mivel a legtöbb elem esetén  $TF > 1$ . Elemenként vizsgálva a transzlokációs képességet a kadmium áthelyezésére a farkasfog, a krómra a keserűfű, az ólomra a vízi



menta, a nikkélére a lósóska, a cinkére a vízi menta, a rézére pedig a kerek repkény volt legalkalmasabb.

A folyamatos mintavételezés mellett terepi kísérletet is elvégeztem, amely során a Duna ártéri területén kijelölt négy helyszínen vetettem zöldborsót (*Pisum sativum L. var. Rajnai törpe*), hónapos retket (*Raphanus sativus L. var. Szentesi óriás vaj*), angol perjét (*Lolium perenne L.*) és fehér mustárt (*Sinapis alba L.*). Az eredmények alapján megállapítottam, hogy az üledék fémtartalom csökkenése függ a rajta nevelt növényfajától, a hatásukra az üledék nikkeltartalma átlagosan 50%-kal, réz tartalma 32%-kal, cink tartalma 22%-kal csökkenthető kultúrnövényekkel, amelyek a fémeket főként a gyökérzetükben akkumulálták. Az ehető kultúrnövényekre kiszámított Egészségügyi Kockázati Index (HRI) alapján pedig elmondható, hogy a retek és a zöldborsó gyermekek általi fogyasztása ilyen szennyezettségnél már nem ajánlott.

Kutatásaim másik fő célterülete az ipari iszapok környezeti kockázatának csökkentéséhez és értékes elemeinek kinyeréséhez hozzájárulva olyan nagy fitoextrakciós potenciállal rendelkező növényfaj(ok) kiválasztása, amelyek által a konverter iszap magas ólom és cink koncentrációja mérsékelhető, s amely által az iszap az acélgyártási technológiába visszaforgatható. Mivel a konverter iszap önmagában nem alkalmas növénytermesztésre, ezért négyféle hazai talajtípussal keverve csíranövény tesztekét végeztem, amelyek eredménye szerint a csernozjom és lösz talaj alkalmas a konverter iszap ártalmatlanítására. Tesztnövényként őszi búzát (*Triticum aestivum L.*), angol perjét (*Lolium perenne L.*), bazsalikomot (*Ocimum basilicum L.*), szárnyalt díszdohányt (*Nicotiana glauca L.*) és kisvirágú bársonyvirágot (*Tagetes patula L.*) választottam ki. Az ültetés eredményeként a konverter iszap ólom tartalma növényfajtól függően átlagban 36-58%-kal, a kezdeti magas cink tartalom pedig 31-63%-kal csökkent.

Mivel a növények nem egyedüli faj/fajtaként fejlődnek egy területen, ezért szükségesnek éreztem megvizsgálni a növények szinergiájának, együttélésének hatását a fémakkumulációs képességükre. Folyóvízi környezetben két növényfajt választottam ki erre a célra, a parti sást (*Carex riparia L.*) és a baracklevelű keserűfűvet (*Persicaria maculosa L.*). A növényi részekben felhalmozott fém tartalmuk alapján megállapítottam, hogy együttélés hatására a fémakkumulációs arány a növények gyökérzetből a felsőbb hajtások felé tolódik el, a transzlokációs faktor a keserűfű esetén átlagosan 1,5-szeresére, a sás esetén pedig 2-szeresére nő.

A szinergia kísérleteket laboratóriumban is lefolytattam, konverter iszap és lösz talajkeveréken nevelt őszi búzával (*Triticum aestivum L.*) és angol perjével (*Lolium perenne L.*). Az eredmények szerint szinergiában az átlagos ólom akkumuláció mértéke angol perjénél 80-85%-kal, míg őszi búzábanál 34-48%-kal növekszik. A cink akkumuláció mértéke angol perjénél 48%-kal, őszi búzában 45%-ban nő meg szinergia esetén. E két toxikus elem akkumulációs helye főként a gyökérzet, együttélésnél a megoszlási arány a gyökér és levél között nem változik számottevően.

Kulcsszavak: nehézfém, folyóvízi iszap, konverter iszap, akkumuláció, fitoextrakció, remediáció

## ABSTRACT

The Danube, as the largest river in Hungary, has significant industrial, logistical and tourist significance. Floodplains and backwaters along the coast also have a role as ecological corridors. It is well known that there are several industrial facilities from the source of the Danube to its estuary, the pollution of them has also had an impact on water quality in recent decades. The most dangerous components of the emitted pollutants are heavy metals, which can be present in both water and sludge. These elements mean a significant health risk as they are able to accumulate in the organisms within the food chain where they can exert their toxic, mutagenic, teratogenic or carcinogenic effects. Among these contaminants, some chemical elements (e.g., copper, zinc) have essential physiological effects, but if they are predominant, they can become toxic.

In addition to the environmental risk in river sediments, it is important to mention the wide range of by-products, sludges, and slags from industrial processes, which also contain metal oxides or heavy metals. Within these metals, while some (e.g., cadmium, mercury) are highly toxic, others (e.g., rare earths, nickel) could be reusable as a raw material for industrial processes in the future.

One of the aims of my dissertation, contributing to the improvement of surface water quality, is to find a natural plant species which are able to efficiently accumulate heavy metals in river sediments to proving the positive effect of phytoremediation on reducing the concentration of toxic substances accumulated in river sludge.

My field work was made along the Békatói-dich in Veszprém, as a small surface water, and along the river section of Danube around Dunaújváros where both sediment and plant samples were collected. Parella (*Rumex patientia* L.), perennial ryegrass (*Lolium perenne* L.), sedge (*Carex riparia* L.), bistort (*Persicaria maculosa* L.), water mint (*Mentha aquatica* L.), European water-plantain (*Alisma plantago-aquatica* L.), beggarticks (*Bidens frondosa* L.), creeping ivy (*Glechoma hederacea* L.), Fern-leaved Hook-moss (*Cratoneuron filicinum* L.) were chosen as natural, perennial test plants. I developed a method for the extraction of the metal content of the samples according to the Hungarian standards. Thereafter I determined the concentration of the metals with AAS and ICP-OES devices, which I compared to the limit values of the valid standards and related literature. Among heavy metals, Cd, Ni, Pb, Cr, Cu and Zn contents of the samples were determined. Based on the results, parella was the most suitable for the uptake of cadmium and chromium. Lead could be accumulated to the greatest extent from sediment by water mint. Bistort is the most effective for nickel and beggarticks for zinc. According to the translocation factor (TF) results, water mint has the best “metal transfer” ability of the plant species, as the TF value was higher than 1 for most of the elements. Beggarticks had the highest TF for Cd, bistort has for Cr, water mint had for Pb, parella had for Ni, water mint for Zn and creeping ivy for Cu.

Field experiment was also executed, during which green peas (*Pisum sativum L. var. Rhine dwarf*), radish (*Raphanus sativus L. var. Szentesi giant butter*), perennial ryegrass (*Lolium perenne L.*) and white mustard (*Sinapis alba L.*) were sowed on the floodplain of river Danube. Metal concentration of each sediment samples decreased till the end of the experiment. Ratio of the reduction was highly dependent on the plant species. It was in average 50% for Ni, 32% for Cu and 22 % for the Zn. Metals were accumulated mainly in the roots of the plants. HRI values for children were more than 1 in the case of Cd in radish, and Cu, Zn in green pea. Therefore, the consumption of these green plants grown in the studied sediments might result in some risks for the children.

My further goal was to select plant species with high phytoextraction potential to reduce the environmental risk of industrial sludges and extract their valuable elements, which can reduce the high lead and zinc concentrations of the converter sludge which thereby can be reusable into steelmaking technology. At the beginning of my experiments seedling growth test was made with using four Hungarian soil types. Based on its results, chernozem and loess could compensate the harmful effect of the converter sludge. Wheat (*Triticum aestivum L.*), perennial ryegrass (*Lolium perenne L.*), basil (*Ocimum basilicum L.*), winged tobacco (*Nicotiana glauca L.*) and French marigold (*Tagetes patula L.*) were chosen as test plants. The Pb content of the sludge decreased by 36–58%, the Zn concentration also reduced by 31–63% depend on the plant species.

As plants do not usually develop as a single species in a field, it is necessary to study the effect of plant synergy on their ability to accumulate metals. In the floodplain of river Danube, two plant species were selected, sedge (*Carex riparia L.*) and bistort (*Persicaria maculosa L.*). According to the results, the metal accumulation ratio between plant parts shifted from the roots to the upper shoots due to coexistence, the translocation factor increased on average 1.5 times in the case of bistort and 2 times in the case of sedge. Synergy experiments were also performed in the laboratory with converter sludge and loess soil mixture. Wheat and perennial ryegrass were used as test plants. The results showed that in synergy, the average lead accumulation increases by 80–85% for ryegrass and 34–48% for wheat. The rate of zinc accumulation increased by 48% in ryegrass and 45% in wheat during the coexistence of the test plants. The main accumulation place of these two toxic elements was mainly the root system, and in the case of coexistence the distribution ratio between the root and the leaf did not change significantly.

**Keywords:** heavy metal, river sediment, converter sludge, accumulation, phytoextraction, remediation

## ZUSAMMENFASSUNG

Die Donau, Ungarns größter Fluss spielt hinsichtlich der Industrie, der Logistik und des Fremdenverkehrs eine besonders wichtige Rolle im Leben des Landes. Daneben fungieren die Überschwemmungsgebiete und Altarme entlang des Flussufers als ökologische Korridore. Es ist allgemein bekannt, dass entlang der gesamten Länge der Donau sich mehrere Industrieanlagen befinden, deren Emission in den vergangenen Jahrzehnten die Wasserqualität maßgeblich beeinflusst hat. Unter den verschiedenen Schadstoffen stellen die Schwermetalle die gefährlichste Art der Verschmutzung dar, wobei sie sowohl im Wasser, als auch im schlammigen Sediment des Flussbetts nachweisbar sind. Diese Elemente stellen ein großes gesundheitliches Risiko dar, da sie sich in den Organismen der Nahrungskette kumulieren können, wo sie toxische, mutagenen, teratogene, oder karzinogene Wirkungen entfalten können. Einige dieser chemischen Elemente (z.B. Kupfer, Zink) sind in physiologischer Hinsicht essenziell, ein Überangebot kann jedoch toxisch sein. Ihre Toxizität ist jedoch von der An- oder Abwesenheit sonstiger Elemente in ihrer Nähe abhängig.

Neben den Schadstoffen in den Sedimenten des Flussbetts seien die Neben- und Abfallprodukte moderner industrieller Technologien, z.B. verschiedene Schlamme und Schlacken vermerkt, die ebenfalls Metalloxide, oder Schwermetalle enthalten. Während einige dieser Metalle besonders stark toxisch sind (z.B. Kadmium, Quecksilber), könnten andere (z.B. seltene Erdmetalle, Nickel) recycelt und in industriellen Technologien wiederverwendet werden.

Der Zweck meiner Arbeit ist, um damit zur Verbesserung der Qualität von Oberflächengewässern beizutragen, einerseits das Finden einer in erster Linie natürlichen Pflanzengattung, die die im Flusssediment vorhandenen Schwermetalle effektiv aufnehmen und akkumulieren kann, andererseits das Beweisen der Wirksamkeit der Phytoremediation in der Verringerung der Konzentration von toxischen Stoffen in den Flusssedimenten.

Die Proben, die ich auf dem Gelände gesammelt habe, stammen aus dem Békató-Becken, einem kleinen Fluss in Veszprém, und aus der Donau bei Dunaújváros, die die großen Flüsse repräsentiert. Es handelt sich um Schlammproben und Pflanzen. Zur Extraktion des Metallinhaltes der Proben habe ich ein standardisiertes Verfahren ausgearbeitet, und die exakte Menge der Metalle mithilfe eines AAS, ICP-OES-Gerätes bestimmt. Die gemessenen Werte wurden dann mit den gesetzlichen und mit den in der Fachliteratur angeführten Grenzwerten verglichen. Von den Schwermetallen habe ich die Werte von Kadmium, Nickel, Blei, Kupfer und Zink bestimmt.

Als Testpflanze habe ich natürliche, an Ort wachsende mehrjährige Pflanzen ausgewählt, wie den Garten-Ampfer (*Rumex patientia L.*), das Deutsche Weidelgras (*Lolium perenne L.*), die Ufer-Segge (*Carex riparia L.*), den Floh-Knöterich (*Persicaria maculosa L.*), die Wasserminze (*Mentha aquatica L.*), den Gewöhnlichen Froschlöffel (*Alisma plantago-aquatica L.*), den Schwarzfrüchtige Zweizahn (*Bidens frondosa L.*), die Gundelrebe (*Glechoma hederacea L.*), und den dickadrig Moos (*Cratoneuron filicinum L.*). Aufgrund der Ergebnisse der Messungen habe ich festgestellt, wie effektiv und in welchen

Pflanzenteilen der einzelnen Pflanzenarten sich die Schwermetalle akkumulieren. Für die Anreicherung von Cadmium und Chrom waren der Garten-Ampfer, die Wasserminze für Blei, der Floh-Knöterich für Nickel und der Schwarzfrüchtige Zweizahn für Zink am besten geeignet. Zweizahn waren am besten für die Cadmiumtranslokation, der Floh-Knöterich für Chrom, die Wasserminze für Blei, der Ampfer für Nickel, die Wasserminze für Zink, die Gundelrebe für Cu.

Neben der kontinuierlichen Sammlung von Proben, habe ich auch Versuche auf dem Gelände ausgeführt, in deren Rahmen ich von vier Punkten des Überschwemmungsgebietes der Donau Proben von Erbsen (*Pisum sativum L. var. Kleine Rheinländerin, ungarisch: Rajnai törpe*), Garten-Rettich (*Raphanus sativus L. var. Szentesi óriás vaj*), Weidelgras (*Lolium perenne L.*), Weißem Senf (*Sinapis alba L.*) gesammelt habe. Aufgrund der Ergebnisse habe ich festgestellt, dass die Verringerung des Schwermetallgehaltes im Flusssediment abhängig von den dort gezüchteten Pflanzenarten variiert, und dass der Gehalt des Sedimentes an Nickel durchschnittlich um 50%, an Kupfer um 32%, an Zink um 22% mithilfe von Kulturpflanzen verringert werden kann, wobei die Pflanzen die Metalle jeweils in den Wurzeln akkumulieren. In Anbetracht des für essbare Kulturpflanzen gültigen Risikofaktor-Indexes (HRI) ist bei solchen Werten der Verzehr von Garten-Rettich und von Erbsen für Kinder nicht mehr empfehlenswert.

Ein anderes wichtiges Gebiet meiner Forschung ist zwecks Minderung der Toxizität und der Umweltrisiken von Industrieschlamm und Rückgewinnung wertvoller Elemente, das Finden von Pflanzengattungen von großem Phytoextraktionspotenzial, anhand dessen der hohe Blei- und Zinkgehalt von Konverterschlamme verringert werden kann, und der Schlamm in Technologien der Stahlproduktion wiederverwertet werden kann. Da der Konverterschlamme selbst für den Anbau von Pflanzen nicht geeignet ist, habe ich zuerst Tests mit Sprossenpflanzen ausgeführt, und anhand der Ergebnisse festgestellt, dass sich die Bodensorten Schwarzerde (Tschernosem) und Löss für die Entsorgung, oder Unschädlichmachung von Konverterschlamme eignen. Als Testpflanze habe ich Weichweizen (*Triticum aestivum L.*), Weidelgras (*Lolium perenne L.*), Basilikum (*Ocimum basilicum L.*), Ziertabak (*Nicotiana glauca L.*) und Tagetes (*Tagetes patula L.*) gewählt. Nach der Bepflanzung des Konverterschlamms verringerte sich dessen Bleigehalt im Falle von Testpflanze um 36-58%. Der anfangs Hohe Zinkgehalt des Schlamms verringerte sich bei Testpflanze um 31-63%.

Da von den Pflanzen meistens nicht eine Gattung/Art ein gewisses Biotop besiedelt, halte ich es für wichtig, die Wirkung der durch das Zusammenleben verschiedener Pflanzen entstehenden Synergie bezüglich ihrer Fähigkeit Metalle zu akkumulieren, zu untersuchen. In der natürlichen Umgebung von Flüssen habe ich zwei Pflanzengattungen für diesen Zweck ausgewählt, die Ufer-Segge (*Carex riparia L.*) und den Floh-Knöterich (*Persicaria maculosa L.*). Aufgrund des Metallgehaltes der einzelnen Pflanzenteile habe ich festgestellt, dass das Akkumulationsverhältnis der einzelnen Pflanzenteile sich durch das Zusammenleben verschiedener Gattungen verändert und sich von den Wurzeln in Richtung der oberen Triebe verlagert. Der Translokationsfaktor nahm beim Floh-Knöterich durchschnittlich um das 1,5-fache, bei der Ufer-Segge um das 2-fache zu.

Die Synergie-Versuche habe ich auch im Labor auf einem Gemisch von Konverterschlämme und Löss mit Weichweizen und Weidelgras durchgeführt. Aufgrund der Ergebnisse nimmt die durchschnittliche Akkumulation von Blei durch die Synergie beim Weidelgras um 80 – 85%, beim Weichweizen um 34 – 48% zu. Durch die Synergie nimmt die Akkumulation von Zink im Weidelgras durchschnittlich um 48%, im Weichweizen durchschnittlich um 45% zu. Der Akkumulationsort dieser beiden toxischen Metalle ist hauptsächlich die Wurzel, welcher sich auch im Falle des Zusammenlebens dieser Pflanzengattungen nicht nennenswert ändert.

Schlüsselwörter: die Schwermetalle, flussartig Schlamm, der Konverterschlämme, Bioakkumulation, Phytoextraktion, Verbesserung

## BEVEZETÉS ÉS CÉLKITŰZÉS

A felszíni vízfolyások és a hozzájuk kapcsolódó árterek kulcsfontosságúak a természeti értékek megőrzésében, hiszen biodiverzitásuk nagy, gazdag növény- és állatvilággal rendelkeznek, ezért több közülük természetvédelmi oltalom alatt is áll. Magyarország vízrajzát tekintve fontos, hogy mivel medencében fekszik, ezért a hazai vízfolyások 96%-ban külföldről érkeznek hozzánk. Folyóvizeink a Duna vízgyűjtő rendszeréhez tartoznak. Jobboldali mellékfolyói az Alpokban, baloldali mellékfolyói a Kárpátokban erednek. A nagyobb vízfolyások mentén, az elmúlt évtizedekben épült ipari nagyvállalatok, vagy szennyvíztisztító telepek kibocsátásai azonban jelentős kockázatot jelentenek a víz megfelelő minőségének fenntartásában. A kisebb vízfolyások pedig általában az elsődleges befogadói az ipari-mezőgazdasági, illetve a lakossági szennyezéseknek.

A felszíni vizek, vagy az ártéri üledékek szennyezőanyagai közül a nehézfémek a legveszélyesebbek. Ezen elemeknek mind természetes, mind antropogén eredete is lehet, de mindenütt jelen lehetnek a környezetben. Természetes forrásaik lehetnek például a kőzetek mállása és a vulkáni tevékenység, míg antropogén emissziót többek között a bányászat, a galvanizálás, a mezőgazdasági tevékenység (pl. műtrágyázás, szennyvíziszap elhelyezés), a szilárd hulladék ártalmatlanítás, a közlekedés, vagy egyéb ipari melléktermékek (pl. ipari iszapok – konverter iszap, galvániszap stb.) okozhatnak. Ezen toxikus elemek veszélye főként az, hogy képesek a táplálékláncon belül felhalmozódni. Egyes elemek az élő szervezetben belül akár képesek a DNS lánc károsítására is, mutagén, illetve karcinogén hatást fejthetnek ki. A nehézfémek között találunk ún. esszenciális elemeket is (pl. Cu, Zn, Ni), amelyek szükségesek az élő szervezetek normális növekedéséhez, működéséhez, de túlsúlyuk esetén már toxikus tüneteket okozhatnak.

A vizes területek, főként azok üledékei a toxikus elemek raktárai lehetnek, így potenciális környezeti veszélyforrást jelentenek. Remediálásukra számos kémiai-fizikai- és biológiai módszer létezik. A biológiai módszerek közül több fitoremediációs eljárás létezik, úgymint fitovolatilizáció, rizofiltráció, fitostabilizáció, fitodegradáció és a fitoextrakció. Ezen eljárások során a növényfajok fém-akkumulációs képességét használjuk arra a célra, hogy elsősorban a talajok vagy a vizek, iszapok szennyeződéseit eltávolítsuk. A fitoremediációs módszerek előnye, hogy kisebb költségeket jelentenek, természetesek, tehát nem járnak környezetkárosítással. Ma már több fém-akkumulátor növényfajt is ismerünk. Ilyenek lehetnek például a *Brassicaceae*, *Alyssum* és *Thlaspi* családba tartozó növényfajok.

A szennyezett területek tisztításán kívül ma már egy másik területen is alkalmazzák ezeket az ún. hiperakkumulátor növényfajokat. Ez a terület a biobányászat, vagy fitobányászat. A biobányászati módszert általában a folyamatos vagy indukált fitoextrakcióval valósítják meg főként bányameddőkön, vagy olyan talajokon, amelyek az alapkőzet mállása miatt eleve nagy fémkoncentrációt tartalmaznak. Ausztráliában, illetve Franciaországban például bio(fito)bányászattal jó eredményeket értek el nikkal visszanyerésére nálunk nem honos két növényfajjal, *Alyssum* és *Berkheya* fajokkal. Az *Alyssum bertolonii* növényfaj esetében tápoldaton nevelve elérhető az akár 1,9–7,7%-os nikkal tartalom felhalmozás a

gyökérzetben, míg talajon nevelt *Berkheya coddii* növények hajtásából akár 0,49%-os nikkeltartalom is kimutatható. Utóbbi növényfaj hajtásait kemencében elégetve, a nikkeltartalom megnövelhető, a hamu ebben az esetben 82%-os Ni-tartalmú kristályos fémeket tartalmazott.

Doktori kutatásom egyrészt a nagy és kis vízfolyások üledékének fémtartalom meghatározására, illetve az ezen gyökerező növényfajok fitoextrakciós potenciáljának felmérése irányul, amely elősegítheti a szennyezett területek költséghatékonyabb biológiai remediálását a jövőben. A fémek növények általi kivonásánál fontos volt azt is megvizsgálni, hogy az elemek melyik növényi részben (gyökérben vagy hajtásban) halmozódnak fel.

Kutatásaim másik fókuszterülete a konverter iszap magas ólom és cinktartalmának csökkentése volt, ugyancsak fitoextrakciós módszert alkalmazva és elősegítve az iszap technológiába való visszaforgatásának lehetőségét, a meglévő meddők remediációját. Ezeknek megfelelően az alábbi célokat határoztam meg:

1. A folyóvízi üledékek toxikus elem tartalmának meghatározása:  
rendszeres mintavételezéssel, szabvány szerint kidolgozott módszer szerinti analitikai vizsgálatok elvégzésével, a kapott koncentrációk értékelésével a jogszabályban meghatározott határértékekhez viszonyítva
2. A vízparton megtalálható, iszapon gyökerező növényfajok (növényi részek) toxikus elem tartalmának meghatározása:  
rendszeres mintavételezéssel, szakirodalomban szereplő módszerek szerinti analitikai vizsgálatok elvégzésével, a kapott koncentrációk és factorszámok értékelésével a kapcsolódó szakirodalomban megtalálható eredményekhez viszonyítva
3. A konverter iszap ólom és cink tartalmának csökkentése:  
az iszap elemtartalmának meghatározásával, fitoextrakciós módszer alkalmazásával, szabvány szerinti analitikai vizsgálat elvégzésével, a keverékeken nevelt teszt növények nehézfém akkumulációjának növényen belüli megoszlásának meghatározásával, valamint a bioakkumulációs és transzlokációs faktorok kiszámításával
4. Szinergia vizsgálatok elvégzése folyóvízi környezetben:  
teszt növények kijelölésével, a növények elemtartalmának szabvány szerinti analitikai meghatározásával, a bioakkumulációs és transzlokációs factorszámok kiszámításával
5. A konverter iszap ólom és cink tartalmának csökkentése növényi szinergiával:  
teszt növények kijelölésével, reprodukálható laboratóriumi kísérlet kidolgozásával, a növények elemtartalmának szabvány szerinti analitikai meghatározásával, a bioakkumulációs és transzlokációs factorszámok kiszámításával



# ÁBRAJEGYZÉK

1. ábra A nehézfémek forrásai.....	23
2. ábra A talaj nehézfém terhelésének forrásai.....	25
3. ábra Fémek és félfémek biogeokémiai körforgalma a környezetben.....	26
4. ábra Az esszenciális nehézfémek hiányos és túladagolós hatása .....	34
5. ábra A nem esszenciális nehézfémek túladagolós hatása .....	35
6. ábra A mérgező anyagok sorsa és hatása a szervezetben .....	35
7. ábra A nehézfémek dinamikája a talaj-növény rendszer fő összetevői között .....	40
8. ábra A szennyezett talajok kárelhárítási módszerei .....	47
9. ábra A fitoremediátor növények főbb jellemzői.....	53
10. ábra A nehézfém ionok megoszlása a növények között.....	54
11. ábra A fitoextrakció fajtái: a. folyamatos fitoextrakció, b. indukált fitoextrakció .....	57
12. ábra A Duna vízgyűjtő területe .....	64
13. ábra A mintavételi helyszínek bemutatása .....	66
14. ábra A mintavételi terület bemutatása .....	68
15. ábra Veszprém felszíni vízfolyásai .....	69
16. ábra Mintavételi pontok elhelyezkedése a Békatői-árokban.....	70
17. ábra Dunai vízparti tesztnövények 1. ....	71
18. ábra Dunai vízparti tesztnövények 2. ....	71
19. ábra A Békatői-árok teszt növényfajai 1. ....	72
20. ábra A Békatői-árok teszt növényfajai 2. ....	72
21. ábra A keserűfű és a sás minták .....	73
22. ábra Az Atterberg-féle és az USDA rendszer szerinti szemcseméret osztályozás.....	76
23. ábra A teszt talajok szemcseméret eloszlása .....	76
24. ábra A búza és fű szinergia kísérlet növénynevelő fénypolccal.....	77
25. ábra Az üledékminták mérési módszere AAS készülékkel.....	78
26. ábra Az üledékminták mérési módszere ICP-OES készülékkel.....	79
27. ábra Növényminták mérési módszere AAS alkalmazása esetén.....	80
28. ábra Növényminták mérési módszere ICP-OES alkalmazása esetén.....	81
29. ábra A csíranövény teszt lépései .....	82
30. ábra A kikelt magok számának aránya az elvetett magok számához viszonyítva.....	85
31. ábra A magok átlagos gyökér és hajtás hosszúságai .....	85
32. ábra A dunai iszapok szemcseméret eloszlása .....	86
33. ábra A dunai üledékminták kadmium tartalma .....	87
34. ábra A dunai növényminták átlagos kadmium tartalma .....	88
35. ábra A dunai üledékminták átlagos ólom tartalma .....	88
36. ábra A dunai növényminták átlagos ólom tartalma.....	89
37. ábra A dunai üledékek átlagos nikkeltartalma .....	89
38. ábra A dunai növényminták átlagos nikkeltartalma.....	90
39. ábra A dunai üledékek átlagos össz-króm tartalma.....	91
40. ábra A dunai növényminták átlagos össz-króm tartalma .....	91
41. ábra A dunai üledék átlagos cink tartalma .....	92
42. ábra A dunai növényminták átlagos cink tartalma .....	92
43. ábra A Békatői-árok üledékének átlagos pH értéke (n=5) .....	94
44. ábra A Békatői-árok üledékmintáján kikelt fehér mustármagok aránya .....	96
45. ábra A Békatői-árok üledékén fejlődött fehér mustármagok gyökér-, és hajtás hosszúsága .....	96

46. ábra A Békatói-árok üledékének átlagos kadmium tartalma.....	97
47. ábra A Békatói-árok teszt növényeinek kadmium tartalma .....	97
48. ábra A Békatói-árok üledékének átlagos ólom tartalma .....	98
49. ábra A Békatói-árok teszt növényeinek ólom tartalma .....	98
50. ábra A Békatói-árok üledékének átlagos nikkel tartalma.....	99
51. ábra A Békatói-árok teszt növényeinek nikkel tartalma .....	99
52. ábra A Békatói-árok üledékének átlagos össz-króm tartalma .....	100
53. ábra A Békatói-árok teszt növényeinek össz-króm tartalma.....	100
54. ábra A Békatói-árok üledékének átlagos réz tartalma.....	101
55. ábra Békatói-árok teszt növényeinek átlagos réz tartalma .....	101
56. ábra A Békatói-árok üledékének átlagos cink tartalma.....	102
57. ábra Békatói-árok teszt növényeinek átlagos cink tartalma .....	102
58. ábra A terepi kísérletek helyszínein mért átlagos pH értékek teszt növények szerint.....	104
59. ábra A talaj/üledék mintákban és a növényfajokban mért átlagos Cd koncentráció .....	105
60. ábra A talaj/üledék mintákban és a növényfajokban mért átlagos Ni koncentráció.....	106
61. ábra A talaj/üledék mintákban és a növényfajokban mért átlagos Cu koncentráció .....	106
62. ábra A talaj/üledék mintákban és a növényfajokban mért átlagos Zn koncentráció .....	107
63. ábra A konverter iszapos (KI) talajkeveréken kicsírázott magok aránya.....	111
64. ábra A talaj-iszapkeverékeken fejlődött gyökér- és hajtáskezdemények nagysága .....	111
65. ábra A konverter iszap (KI) és lösz talaj keverék ólom tartalmának változása.....	112
66. ábra A konverter iszap (KI) és lösz keverék cink tartalmának változása.....	112
67. ábra Az ólom őszi búzán és angol perjén belüli megoszlása.....	113
68. ábra A cink őszi búzán és angol perjén belüli megoszlása.....	113
69. ábra A konverter iszap/virágföld keveréken nevelt kultúr növények ólom akkumulációja .....	114
70. ábra A konverter iszap/virágföld keveréken nevelt kultúr növények cink akkumulációja .....	114
71. ábra Konverter iszap és virágföld keveréken nevelt növények átlagos ólom tartalma.....	115
72. ábra Konverter iszap és virágföld keveréken nevelt növények átlagos cink tartalma.....	115
73. ábra Keserűfű és parti sás króm akkumulációja szinergia esetén.....	117
74. ábra Keserűfű és parti sás nikkel akkumulációja szinergia esetén .....	117
75. ábra Keserűfű és parti sás réz akkumulációja szinergia esetén .....	118
76. ábra Keserűfű és parti sás cink akkumulációja szinergia esetén .....	118
77. ábra Az iszap/talaj keverékek ólom tartalma külön és együtt fejlődés esetén .....	120
78. ábra Az iszap/talaj keverék minták cink tartalma külön és együtt fejlődés esetén.....	120
79. ábra Az őszi búza és az angol perje ólom tartalma egyedül és szinergiában fejlődve .....	121
80. ábra Az őszi búza és az angol perje cink tartalma egyedül és szinergiában fejlődve.....	121

## TÁBLÁZATJEGYZÉK

1. táblázat: A vizsgált nehézfémek toxikus hatása és élettani hasznosulása .....	22
2. táblázat: A nehézfémek előfordulása a talajokban, talajvízben.....	28
3. táblázat A fitoremediációs eljárások és alkalmazhatóságuk .....	55
4. táblázat: A dunai mintavételi helyszínek GPS koordinátái .....	66
5. táblázat: A Duna Dunaújvárosnál mért éves vízállásainak adatai 2016-2019 között.....	67
6. táblázat: Néhány potenciálisan mérgező elem koncentrációja a dunai üledékben.....	67
7. táblázat: Potenciálisan toxikus elemek (PTE) a Duna Dunaföldvári (JDS24) üledékében .....	67
8. táblázat A Békatői-árokban található szennyvízkezelő telephely éves terhelése.....	69
9. táblázat A Békatői-árok mintavételi pontjainak GPS koordinátái .....	70
10. táblázat A tesztalajok fontosabb kémiai, fizikai jellemzői.....	75
11. táblázat: A dunai iszapminták tulajdonságai .....	86
12. táblázat A teszt növények BAF értékei .....	93
13. táblázat A teszt növények TF értékei .....	94
14. táblázat A Békatői-árok üledékének tulajdonságai .....	95
15. táblázat A Békatői-árok teszt növényeinek Bioakkumulációs Faktor értékei.....	103
16. táblázat A Békatői-árok teszt növényeinek Transzlokációs Faktor értékei.....	103
17. táblázat: Az üledékekre számított PLI értékek a kísérlet előtt és után .....	108
18. táblázat: A Dunai üledéken nőtt teszt növények BAF és TF faktor értékei (n=4) .....	109
19. táblázat: Az ehettő teszt növényekre számított DIM és HRI értékek (n=4).....	109
20. táblázat A konverter iszap/bioföld keverékeken nevelt kultúrnövények faktor számításai .....	116
21. táblázat A dunai iszapmeddő üledékének tulajdonságai szinergia esetén .....	116
22. táblázat A baracklevelű keserűfű és a parti sás bioakkumulációs faktorai.....	119
23. táblázat A baracklevelű keserűfű és a parti sás transzlokációs faktor értékei .....	119

## RÖVIDÍTÉSEK JEGYZÉKE

AAS – atom abszorpciós spektrométer

BAF – bioakkumulációs faktor

BCF – biokoncentrációs faktor

DIM - Daily Intake of Metals, Fémek ajánlott napi bevitele

DTPA – dietilén-triamin-penta-ecetsav (Pentetik-sav)

EDTA – Etilén-diamin-tetraecetsav

HRI – Health Risk Index, Egészségügyi Kockázati Index

ICP-OES – indukzív csatolású plazma- optikai emissziós spektrométer

JDS – Joint Danube Survey (Közös Duna Felmérés)

KI – konverter iszap

LOI- Loss of Ignition – Izzítási veszteség

NTA – nitrilotriecetsav

PLI - szennyezési terhelés index – Pollution Load Index (PLI)

PTE - Potenciálisan toxikus elemek

SPM – szuszpendált, lebegő részecskék (Suspended Particle Matter)

TF – transzlokációs faktor

XRF – röntgen refrakciós fotométer

# I. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

## 1. A nehézfémek jellemzői és a szennyezések forrásai

### 1.1. A nehézfém fogalma

A nehézfémek fogalma általánosságban magába foglalja a fémes tulajdonságokkal bíró kémiai elemek pontosan nem definiált csoportját, amelybe bele sorolhatók az átmenetifémek, egyes félfémek, továbbá az aktinoidák és lantanoidák is. A nehézfémek definiálására az elmúlt évtizedekben több meghatározás is született, ezek az elemek sűrűségén, rendszámán, relatív atomtömegén, vagy kémiai tulajdonságaikon, illetve toxikusságukon alapultak. Ezek közül a legelterjedtebb meghatározás a sűrűsége és a toxikusságon alapszik (Szegedi, 2011, 5.o).

Kémiai értelemben nehézfémeknek azokat a fémeket nevezzük, amelyeknek a sűrűsége  $3,5 - 7 \text{ g/cm}^3$  közötti érték közé esik (Szegedi, 2011; Bosiacki et al, 2014; Oves et al, 2012). Szakirodalmakban általában az  $5 \text{ g/cm}^3$ -nél nagyobb sűrűségű fémes elemeket sorolják ide, amelyek rendszáma nagyobb 20-nál (Literáthy, 1982; Perei et al, 2012; Szegedi, 2011, 5.o; Tchounwou et al, 2012; Raychaudhuri et al, 2021; Singh et al, 2017; Ying et al, 2022). Ide sorolhatjuk klasszikus értelemben a higanyt (Hg), kadmiumot (Cd), ólmot (Pb), nikkelt (Ni), krómot (Cr), rezet (Cu), cinket (Zn), ónt (Sb), mangánt (Mn), vasat (Fe), volfrámot (W), illetve a nemesfémeket (pl. Au, Ag) is (Literáthy, 1982).

Környezettoxikológiai értelmezés inkább a nehézfémek környezeti ártalmaival függ össze. Eszerint a meghatározás szerint ebbe a csoportba sorolhatjuk pl. a kadmiumot, ólmot, higanyt, arzént. Még olyan elemek is ide sorolhatók, amelyek sűrűségük szerint nem tartoznak a nehézfémek közé. (Szegedi, 2011, 6. o; Tchounwou et al, 2012; Hodgson, 2010)

Napjainkban a nehézfémeket gyakran kapcsoljuk össze a toxikus elem kifejezéssel. Toxikusnak akkor nevezünk egy elemet vagy annak vegyületét, ha káros hatást gyakorol a talajra, vízre, és az élőlényekre, s ezen belül egyaránt az emberre is (Szegedi, 2011; Kádár, 1995). A toxikus elemek végső befogadója általában a földtani közeg, vagy a felszíni vizek és azok üledéke.

A toxikus elemek között vannak ún. esszenciális elemek is (Mn, Fe, Cu, Zn, Cr, B, Mo, Co, Sn), amelyek előnyösek az élettani folyamatokban. Ha kis koncentrációban fordulnak elő a szervezetben, akkor hiánybetegségek alakulnak ki, viszont túlsúly esetén mérgezővé válnak (Puzder et al, 2001; Szegedi 2011; Tchounwou et al, 2012; Singh et al 2017).

Az esszenciális nehézfémek biokémiai és élettani funkciókat látnak el az állatokban és növényekben. Számos kulcsenzim alkotórészei, és fontos szerepük van különböző oxidációs-redukciós reakciókban. A réz például számos oxidatív stresszel kapcsolatos enzim, pl. kataláz, peroxidáz, forroxidáz alapvető kofaktoraként szolgál. A réz alapvető tápanyag a metalloenzimeknél, fontos szerepe van a hemoglobinképzésben, a szénhidrát anyagcserében, a kollagén, hajkeratin térhálósításában. Ezzel szemben viszont, ha a

rézkoncentráció túlzott mértékűvé válik az emberi szervezetben Wilson-kór kialakulásához vezethet. (*Tchounwou et al, 2012*).

Három kritérium létezik annak megállapítására, hogy egy nyomelem nélkülözhetetlen-e a növények és/vagy állatok normális egészséges növekedéséhez (*Alloway, 1990*):

- A növény nem tud megfelelően növekedni vagy teljes mértékben kifejlődni az adott elem hiánya esetén,
- Az adott elem nem teljesen helyettesíthető más elemmel,
- Az adott elem közvetlen hatással van a szervezetre, és részt vesz annak anyagcsere folyamataiban.

Számos olyan fémes elem létezik, amely nem játszik jelentős szerepet az életfolyamatokban, ezért a nem-esszenciális fémek csoportjába tartoznak. Ilyen elemek például alumínium (Al), antimon (Sb), arzén (As), bárium (Ba), berillium (Be), bizmut (Bi), kadmium (Cd), gallium (Ga), germánium (Ge), arany (Au), indium (In), ólom (Pb), lítium (Li), higany (Hg), nikkell (Ni), platina (Pt), ezüst (Ag), stroncium (Sr), tellúr (Te), tallium (Tl), ón (Sn), titán (Ti), vanádium (V) és urán (U) (*Tchounwou et al, 2012*).

Nehézfémet besorolása, élettani hatásuk alapján (*Tchounwou et al, 2012*):

- *mérgező anyagok*: zavarják, megakadályozzák az anyagcsere folyamatokat, az enzimek blokkolása, vagy a biológiai membránok megtámadása révén. A mérgező nehézfémet, pl. As, Hg, Cd, Pb, Cu, Zn, Sn, Cr kedvezőtlen hatást gyakorolnak az emberi egészségre és a növények produktivására (*Singh et al, 2017*)
- *teratogén anyagok*: az embrionális fejlődést károsítják, az utódoknál fejlődési rendellenességek lépnek fel (*Singh et al, 2017*).
- *mutagén anyagok*: az öröklődési információkat irreverzibilisen megváltoztatják, a fémionok kölcsönhatásba lépnek a sejt-komponensekkel, például a DNS-sel és a nukleáris fehérjékkel, DNS-károsodást és konformációs változásokat okozva, amelyek sejt-ciklus-modulációhoz vezetnek (*Tchounwou et al, 2012*)
- *rákkeltő anyagok*: a genetikai rendszer megváltoztatása következtében, rákos megbetegedések lépnek fel. pl. As, Cd, Cr, Pb, Hg.

Tekintettel a mérgező anyagok hatalmas számára, nehéz besorolni őket akár kémiaiilag, akár funkciójuk, akár hatásmechanizmusuk szerint, mivel sok közülük több csoportba is sorolható. Néhányuk természetes, mások pedig szintetikus, szerves, vegyi anyagok, míg egyesek az ipari folyamatok és a hulladékártalmatlanítás melléktermékei. Ennek tudatában a várható expozíciós útvonalak vagy a felhasználásuk szerint is lehet ezeket az elemeket kategorizálni:

- A. *Expozíciós osztályok*: Ide tartoznak az élelmiszerben, levegőben, vízben és talajban lévő mérgező anyagok, valamint a háztartási és munkahelyi környezetre jellemző mérgező anyagok.
- B. *Használati osztályok*: Ezen anyagok közé tartoznak a visszaélést okozó szerek, a terápiás gyógyszerek, a mezőgazdasági vegyszerek, élelmiszer-adalékanyagok és

szennyeződések, fémek, oldószerek, égéstermékek, kozmetikumok és toxinok. (Hodgson, 2010)

A károsság általában az anyag, a terhelés és a koncentráció mértékétől függ, de a károsság nagyságát erősen befolyásolhatják a környezetben megtalálható más elemek megléte, vagy azok hiánya. A toxikus hatás a kitettségtől, azaz az expozíciós időtől is függhet. Ez kétféle lehet: folyamatos, kis adagú és egyszeri, nagy dózisu. A kis adagú, folyamatos terhelés esetén az akkumuláció nehezebben észlelhető, mint az egyszeri, nagy dózissal, amikor akut megbetegedéseket figyelhetünk meg, továbbá letális dózis az egyed halálához is vezethet. Mindezekon túl az is fontos tényező, hogy a toxikus elem milyen formában található meg. Ha könnyen oldható, akkor könnyebben felvehető az élőlények számára. Ugyanígy lényeges az ionos állapot és az oxidációs fok is, pl. a  $Cr^{3+}$  nem mérgező, ezzel szemben a  $Cr^{6+}$  erősen mérgező (1. táblázat) (Szegedi, 2011; Kádár, 1995).

1. táblázat: A vizsgált nehézfémek toxikus hatása és élettani hasznosulása (Szegedi, 2011; Adriano, 1986)

Elem vegyjele	Élettani szükségessége		Toxikussága		Élettani hatása
	növényekben	állatokban	növényeknél	állatoknál	
Cd	-	-	+	+	Rákkeltő
Cr	-	+	+		Rákkeltő, erős mérgező (Cr (VI))
Cu	+	+	+		Nem mozgékony
Pb	-	-	+	+	Mérgező
Zn	+	+			Hiánya gyakori az élelmiszerekben

## 1.2. A nehézfém szennyezés természetes és mesterséges forrásai

A Föld kérgében, a talajban és a vizekben található nehézfémeknek számos természetes és antropogén forrása van (Singh et al, 2017; Szegedi, 2011).

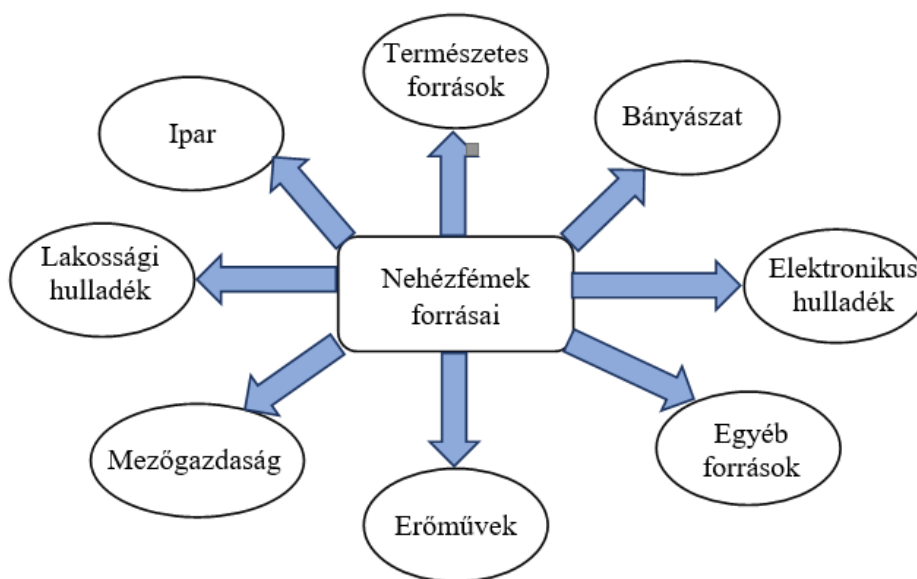
A kőzetek és a talajok a nehézfémek fő természetes forrásai. A kőzetek és ásványok az elsődleges kőzetek kihűlésekor a magmából kristályosodnak ki, amely különféle kémiai elemeket tartalmaz. A nehézfémek nyomelemként épülnek be az elsődleges ásványok kristályrácsába a magma lehűlése közben. Ezt a folyamatot, azaz amikor a nehézfémek a kristályosodás során más atomokat helyettesítenek, izomorf szubsztitúciónak nevezzük (Bradl, 2005).

A nehézfémek természetes bekerülési formái elsődlegesen így a természetföldrajzi jelenségekhez (pl. vulkánkitörések) köthetők. Ezek alkalmával a felszínre kerülő kőzetekből és ásványokból a toxikus elemek kimosódva bekerülhetnek a folyókba, tavakba és óceánokba, illetve a légkörbe is (Das et al, 2021; Bradl, 2005; Tchounwou et al, 2012).

Másik bekerülési forma a kőzetek mállásához köthető. Ilyenkor a kőzetek kisebb részecskékre bomlanak, majd üledékként egy üledékgyűjtő medencében rakódnak le. Itt a laza részecskék a pórusvíz kémiai megváltozása által összekapcsolódnak, majd lassú

folyamatban szilárd kőzetté alakulnak át. Ez egy nagyon lassú folyamat, több geológiai időszakon keresztül megy végbe (Bradl, 2005).

A toxikus elemek, félfémek és azok vegyületeinek (Ag, As, B, Be, Cd, Co, Cr, Cr<sup>6+</sup>, Cu, Fe, Hg, Mn, Mo, Ni, Sn, Pb, Zn) mesterséges forrásai lehetnek az ércbányászat, a kohászat (öntödék, kohók) és fémfeldolgozás (pl. galvanizálás), a közlekedési kibocsátások, valamint az akkumulátor- és szárazelem gyártás (1. ábra). Ezen kívül további forrásaik lehetnek a mezőgazdasági folyamatokból (2. ábra) kikerülő növényvédőszerke, műtrágyák, a szennyvíziszapok, csávázó szerek, valamint az illegális és legális hulladéklerakók (Das et al, 2021; Tchounwou et al, 2012; Singh et al, 2017; Szegedi, 2011, Bradl, 2005).



1. ábra A nehézfémek forrásai (szerk: Kovács-Bokor Éva, forrás: Das et al, 2021)

A bányászati tevékenység többféle módon szennyezi el az ökológiai rendszereket nehézfémekkel. Ilyenek például a felszíni kőfejtések, robbantások során a légkörbe kerülő, majd onnan kiülepedő porok, amelyek nehézfémeket tartalmazhatnak. További forrásokat jelentenek az ásványfeldolgozás során bekövetkező balesetek, amelyek sokszor a nem szakképzett személyzet gyakorlatlansága miatt következnek be. A bányászat által főként az alábbi nehézfémek kerülhetnek be a környezeti elemekbe: Fe, Mn, Cu, Zn, Pb, Co, As, Ni, Cd (Das et al, 2021). A bányászati kőfejtések során sok hulladék kőzet is keletkezik, amelyek még nyomokban ugyanúgy tartalmazhatnak nehézfémeket. Ezeket a hulladék kőzeteket általában a bánya meddőhányóin vagy zagytározóiban helyezik el. A zagytározóban az ásványi anyagok egy oxidatív környezetben fognak mállásnak indulni, ami savas csurgalékvizet hoz létre. A savas környezetben a nehézfémek könnyebben kioldódnak a meddő kőzeteiből elszennyezve a talajt és a felszín alatti vizeket (Bradl, 2005).

Nhézfémek a főként illegálisan elhelyezett elektronikai hulladékokból is bekerülhetnek a környezetünkbe. Az elektronikai hulladékok mennyisége az elmúlt évtizedekben folyamatosan növekedett, mivel a készülékek élettartama rövidült, az információs

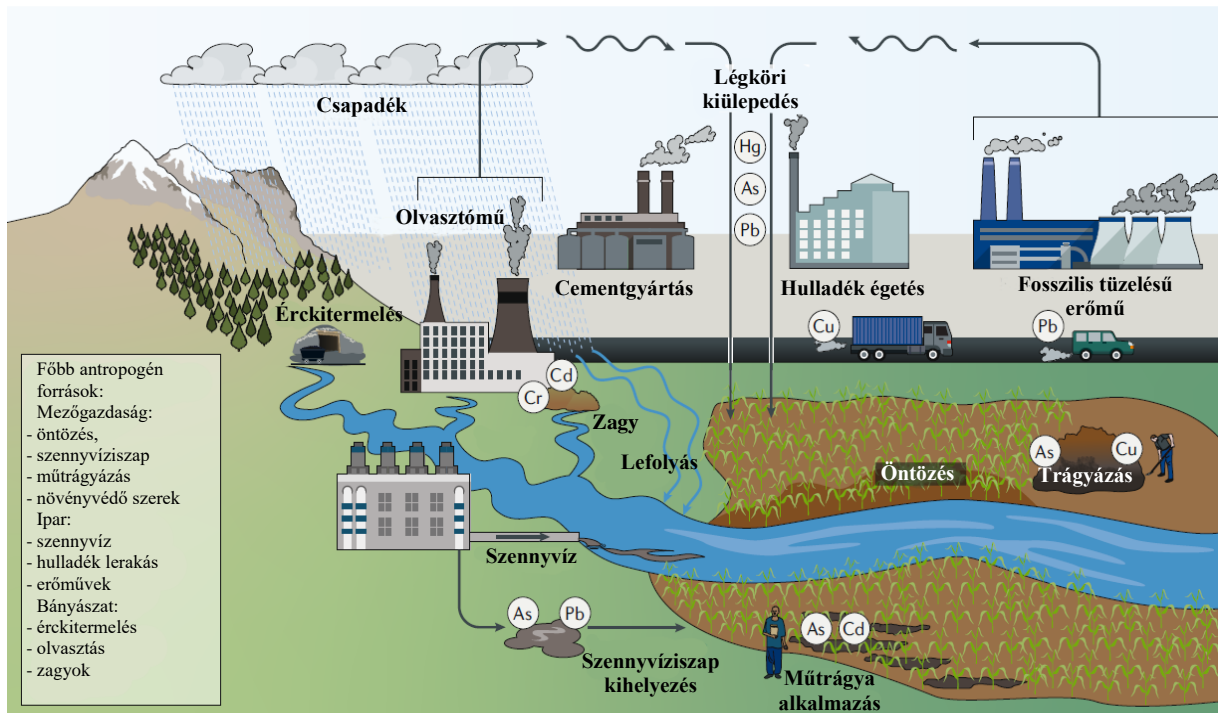


technológiák pedig rohamosan fejlődtek. Az ilyen hulladékokban azonban gyakran olyan mérgező elemek találhatók, mint a Cd, Cu, Zn, Au, Ag, Pb, Sn, W, Cr, Se, Ir, In, Ga, Ge, Se, Co, Mo, Hg, Sb, As. Ezek az elemek főként a készülékek vezetékeiben, kábeleiben, nyomtatott áramköri lapjaiban, csatlakozókban, chipjeikben találhatók meg. A helyzetet súlyosbítja, hogy ezen hulladékok újrahasznosítása még nem mindenhol megoldott, illetve sok helyen szabályozatlanul, néha illegálisan működik. Előfordul, hogy az elektronikai hulladékokat szabad téren elégetik, amely jelentős levegőszennyezést eredményez (Bradl, 2005). Jelentős környezetszennyezést okoz az is, ha ezek a hulladékok a talajjal érintkeznek. Az emberi szervezetbe kerülve ezek a toxikus elemek bőrbetegségeket, rákot, szív és érrendszeri betegségeket, légúti és neurológiai problémákat okozhatnak. (Das et al, 2021; Szegedi, 2011).

A szénerőművek működése a nehézfémek további forrása lehet, mivel a szén elégetése során nagymennyiségű hamu és szálló por, pernye keletkezik. A keletkező nehézfémek mennyisége függ az égetésnél alapanyagként felhasznált szén minőségétől, az égetés körülményétől, a füstgáz leválasztásnál használt szűrőberendezések hatékonyságától, a melléktermékek kezelésétől és tárolási módjától, valamint az éghajlattól is (Bradl, 2005). A hamuban és a porban más-más elemek találhatók. A hamuban az alábbi elemek gyakoribbak: Mo, As, Cr, Mn, Cu, Ni, Co, Pb, Zn. Míg a szálló porban főként Cu, Cr, Mn, Pb, Ni, Zn jelenik meg nagyobb mennyiségben. A nehézfémek a pernyeszemcsék felületén kondenzálódva jelennek meg, vagy a füstgázban aeroszolrészecskékhez tapadhatnak. Az energiaiparban a szénerőművek mellett atomerőműveket is működnek, amelyek főként rezet, cinket és krómot bocsátanak ki. Ezek az elemek az atomerőművek szennyvizében vannak jelen, és egyaránt kockázatot jelentenek a talajra és a vízi ökoszisztémákra (Das et al, 2021; Szegedi, 2011).

A növények növekedésének fokozásához a mezőgazdaságban sokféle szerves és szervetlen műtrágyát alkalmaznak, amelyek fő alkotóelemei nehézfémek. Egy-egy esőzés idején ezekből a műtrágyákból a toxikus elemek a talajba, illetve a felszín alatti vizekbe mosódhatnak be (Bradl, 2005). A műtrágyákból az alábbi elemek kerülhetnek be a környezetbe: Cd, Cr, Zn, Pb, Mn, Cu, Ni, V, Mo. A foszforműtrágyák jelentős mennyiségben tartalmaznak kadmiumot (Bradl, 2005; Anton et al, 1999). További nehézfém forrást jelent az állati eredetű, szerves trágya, amelyből további toxikus fém, úgymint Mn, Zn, Cu, Co, As kerülhet be a talajba. A mezőgazdaság ezeken kívül még peszticideket is használ, amelyekben Pb, As, Cd, Mn, Cu, Zn és Hg is megtalálható, mint alkotó elem (Das et al, 2021; Szegedi, 2011).

Az ipari tevékenységek közül még az alábbi iparágak okozhatnak nehézfém terhelést a környezetre: vegyipar, ötvözőipar, festékipar, üvegyártás, papírgyártás, textilgyártás, olajfinomítás, bőrcserzés. Ezek az iparágak főként a nehézfémekkel dúsult szennyvizeikkel okoznak szennyezést elsősorban a vízi ökoszisztémában. Az általuk kibocsátott toxikus elemek: As, Cd, Cu, Cr, Pd, Hg, Ag, Ni, Zn. A szennyezettség mértéke mindig nagyobb a kibocsátáshoz közeli területeken, és a szennyezettséget általában geokémiai indexszel szokták meghatározni (Das et al, 2021).



2. ábra A talaj nehézfém terhelésének forrásai (szerk: Kovács-Bokor Éva, forrás: Hou et al, 2020)

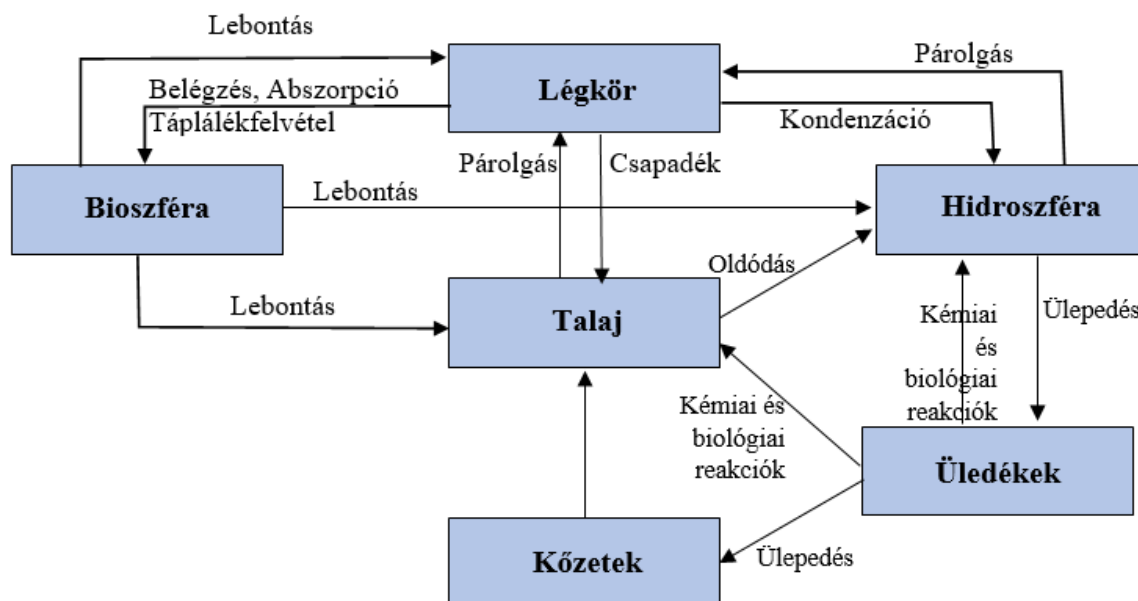
A lakossági hulladékok ugyancsak tartalmazhatnak toxikus elemeket. Ez egyaránt jelenti a lakossági szennyvizeket és a lakossági szilárd hulladékokat is. A háztartási hulladékok közül leginkább a mosószerek jelentenek jelentős nehézfém szennyezést. A kezeletlen szennyvizeken keresztül Mn, Cr, Co, Zn és Sr juthat be a környezetbe (Das et al, 2021).

Az egyéb források közé tartozik többek között a szabadtéri égetés, amely során Cr, Cd, Hg, Mn, Ni, Cu, Pb és Zn juthat be az ökoszisztémákba. Az olaj és a használt gumi égetése Pb, Ni, Zn és Fe szennyezést okozhat. A közlekedésből főként Cd, Pb, Zn, Ni és Cu juthat be az utak melletti talajokba és növényekbe, régen jelentősebb volt az Pb szennyezés, amely mára már lecsökkent az ólommentes üzemanyagok bevezetése miatt. Ezen kívül jelentős többletterhelést okozhatnak a lakossági vegyes hulladékból kimosódó nehézfémek, amelyek a hulladéklerakókból mosódhatnak be a talajba, illetve a vizekbe (Das et al, 2021; Bradl, 2005).

### 1.3. A nehézfémek előfordulása a természetben

A nehézfémek és vegyületeik a biológiai folyamatokra szignifikáns hatást gyakorolnak, legtöbbször az abiotikus (levegő-talaj, víz-üledék) rendszerek határfelületén halmozódnak fel és egyes fizikai (pl. hőmérséklet), vagy kémiai tényező (pl. pH érték) megváltozása esetén képesek mobilizálódni. A nehézfémek a talajban, üledékben, ásványokban legtöbbször kötött formában vannak jelen, nem mozgékonyak, így az ökoszisztéma számára sem felvehetőek. A nehézfémek mobilizációjához az ipari tevékenység (pl. nyersanyag kitermelés, bányászat, energiaipar) nagymértékben hozzájárul. Ezért a nehézfémek

bekerülése a biogeokémiai körforgalomba (3. ábra) főként antropogén, és nem természetes okokra vezethető vissza (Szegedi, 2011).



3. ábra Fémek és félfémek biogeokémiai körforgalma a környezetben (szerk: Kovács-Bokor Éva, forrás: Simon, 2014)

A toxikus elemek környezeti elemek közötti migrációjában fontos tényező a nehézfém gyakorisága, a fázisok közötti eloszlása, de meghatározó szerepet játszanak a kémiai tulajdonságok (pl. komplexképző tulajdonság, oldhatóság, adszorpció-deszorpció) és a kémiai reakciótípusok (sav-bázis reakciók, redoxireakciók) is (Szegedi, 2011).

### 1.3.1. Nehézfémek előfordulása a felszíni és felszín alatti vizekben és üledékekben

A nehézfémek bekerülése a vizekbe oldott vagy szilárd állapotban történik. A vizes közegben inkább a szilárd állapot válik dominánssá, mivel a vizek átlagos pH értéke 7 körüli. A felszíni vizek lebegőanyag tartalma általában kis mértékű (20-50 mg/l), de a nehézfémek vonatkozásában mégis nagy, mivel a fémes szennyező elemek nagyobb részben a lebegő anyagban található meg és nem az oldott fázisban. Az oldott és lebegőanyag mennyiség folyók esetében függ a vízhozamtól. Ha a vízhozam növekszik, a lebegőanyag tartalom is növekedni fog, míg az oldott anyag mennyisége csökken (Literáthy, 1982)

Az oldott állapotú nehézfémek a szilárd fázisba kicsapódás, koprecipitációval, adszorpcióval, ioncserével vagy kemisorpcióval kerülhetnek át. A szilárd anyagok, amelyek egyaránt lehetnek szervesek és szervetlenek. A szilárd állapotú nehézfém részecskék további transzportfolyamataiban fontos, hogy kolloidformában, vagy aggregátumokban vannak-e jelen. A szilárd fázisú részecskékben keletkező vegyületeknél általában a hidroxidatom-csoportok a jellemzők. Ezek a nehézfém-hidroxidok lúgos tartományban (pH: 9-12) kevésbé oldékonyak. A szilárd frakcióban jelen lévő nehézfémek újra oldódása a vizes környezetben többféle jellemzőtől függ (Literáthy, 1982):

- A vizek sótartalmától: a vízben oldott sók, kationok mennyisége konkurenciát jelent a szilárd fázisban levő nehézfém kationokkal szemben, ezért, ha a sótartalom növekszik, ez gátolni fogja a fémionok újraoldódását. Ezért is kevesebb a tengervizekben a nehézfém koncentráció.
- A vizek pH-értéke: ha a vizek pH értéke csökken, ez elsősorban a hidroxid- és karbonátvegyületben levő fémek oldékonyságát növeli meg.
- Redoxipotenciál: Ha a redoxipotenciál csökken, akkor az anaerob, redukációs folyamatok dominálnak, amely elősegíti a fémionok, főként a vas-, és mangán-oxid-hidroxidok oldékonyságát, s az ezekhez kötődött nehézfémek is átmehetnek az oldott fázisba. A felszíni vizeknél ez a folyamat főként a mederüledékben fontos, mert az iszap szerves anyagokkal telítettebb.
- Komplexképző anyagok: Ha a vizekben természetes (pl. huminanyagok) és mesterséges (EDTA, NTA stb.) komplexképzők találhatóak, ezek a vegyületek a szilárd formában lévő nehézfémeket ismét oldatba vihetik.

A felszíni vizek üledéke külső, antropogén szennyezés nélkül is tartalmaz nehézfémeket, hiszen a víztestet körülvevő kőzetek mállástermékeiből áll. A természetes eredetű szennyezettség mértéke erősen függ a terület földrajzi adottságától, a hőmérsékleti viszonyoktól (*Literáthy, 1982*).

A vizes környezetben a nehézfémek általában vízben oldódó anyagként, kolloidként, szuszpendált formában és üledékes fázisokként találhatóak meg. A szerves szennyező anyagokkal ellentétben a természetes bomlási folyamatok nem távolítják el a nehézfémeket a vizekből. Emiatt a nehézfémek nagy része, sokszor 99%-a az üledékben dúsul fel. A nehézfémek azonban nem kötődnek meg az üledékben örökké. A víz fizikai-kémiai jellemzőinek változásával ezen kötött fémek egy része visszaoldódhat a vízbe, és ily módon újra elérhetővé válnak az élő szervezetek számára (*Peng et al., 2009; Arain et al, 2008*).

A fémek az üledékben különféle kompartmentekhez kötve találhatóak meg, mint például amorf anyagokba zárva, agyag vagy vas/mangán-hidroxidok felületén adszorbeálva, másodlagos ásványok (karbonátok, szulfátok vagy oxidok) rácsszerkezetében, szerves anyagokkal együtt képzett komplex vegyületekben, továbbá elsődleges ásványok (szilikátok) rácsszerkezetében (*Peng et al, 2009*). A kisebb részecskék nehézfém tartalma általában nagyobb, mint a nagyobb részecskéké. Ezek a kisebb részecskék főként agyagásványok, amelyek nagy fajlagos felülettel rendelkeznek, ezért több nehézfémet képesek megkötni (*Literáthy, 1982*).

Mivel az újabb szennyezések nagyrészt a meglévő, régi üledék felszínére ülepedik le, a nehézfémek koncentrációja leginkább az üledék felső néhány cm-es rétegében nagyobb. A nehézfém-koncentráció az alábbi tényezőktől függ (*Literáthy, 1982; Peng et al, 2009*):

- Ha nagyobb mennyiségű lebegőanyag ülepszik ki, a nehézfém koncentráció megnövekedhet az üledékben.

- Szintén koncentráció növekedést okoz, ha a felső anaerob rétegekben olyan fémionok csapódnak ki, amelyek a mélyebb, anaerob rétegekben jutottak be az oldatba, és a pórusvízzel felfelé áramlanak.
- Koncentráció csökkenést okoznak az időszakos árvizek, hiszen ilyenkor a víztest elhordja az iszapos üledék felső rétegét.
- Ha a pH érték csökken, a kötött állapotban lévő nehézfémek mobilizálódnak, visszaoldódhatnak a vízbe.
- A szerves anyagok vízdékonysága: ha a fémionok oldhatatlan szerves vegyületekkel alkotnak komplexeket, ezek csökkentik a fémek mobilitását.
- Ha az üledék redukciós-oxidációs potenciálja növekszik, a fém-szulfidok oxidációs képessége is növekedni fog, ezáltal az adszorbeált/komplex vegyületben lévő fémek felszabadulása is növekedhet.
- Emellett a víz hőmérséklete, sótartalma, a fém tulajdonsága is befolyásolhatja a fémek üledék fázisban maradását.

### 1.3.2. A nehézfémek előfordulása a talajokban

A nehézfémek mennyiségét a földkéregben, a Földi és hazai talajokban és talajvízben a 2. táblázat összesíti.

2. táblázat: A nehézfémek előfordulása a talajokban, talajvízben

Elem	Mennyiség a földkéregben (mg/kg)	Mennyiség a felszíni talajokban (mg/kg)	Átlag (mg/kg)	Hazai talajokban (mg/kg)	Jogsab.+ határérték (mg/kg)	Mennyiség a talajvízben (mg/dm <sup>3</sup> )	Forrás
Cd	0,18	0,2-1,1	0,41-0,53	0,1-0,7	1	0,01-180	Alloway, 1990; Adriano, 1986; Kádár, 1991; Simon, 2014; Anton et al, 1999
Pb	15	3-189	32	10-30	100	0,01-5,6	
Cr	200	5-1000	54	2-50	75	0,06-2,740	
Ni	80	0,2-450	22	<5-50	40	0,05-0,5	
Cu	50-55	2-250	20-30	1-50	75	0,01-2,8	
Zn	52-80	10-300	50-70	5-150	200	0,1-240	

Megjegyzés: +Jogsabály: 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet

### 1.3.3. Kadmium

A kadmium kékesfehér színű, lágy fém, könnyen megolvasható és elgőzölögtethető (Berecz et al, 1995). Atomtömege: 112,41; sűrűsége: 8,65 g/cm<sup>3</sup> (www.rsc.org). A kadmiumot Friedrich Stromeyer fedezte fel elsőként 1817-ben Göttingenben (Godt et al, 2006). A környezetben szulfidos ércként a greenockitban (CdS) található meg (Berecz et al, 1995).

A kadmium a periódusos rendszer II.B. oszlopának eleme, ezért fizikai és kémiai jellemzői hasonlítanak a cinkhez, amely szintén ebben az oszlopban található. A hasonló atomszerkezete teszi lehetővé, hogy a cinket helyettesítse a szervezetek enzim rendszereiben. A kőzetekben is gyakran a cinkkel együtt található meg (Kádár, 1995).

A kadmiumot széles körben használják fel az ipari folyamatok során, pl.: korróziógátló szerként, ötvözetekben, stabilizátorként PVC termékekben, színpigmentként (narancs színű), neutronabszorber atomerőművekben, valamint a nikkel-kadmium akkumulátorok alkotóelemeiként. A foszfát műtrágyákban is megtalálható, használatuk megnöveli a talajok kadmiumterhelését (*Godt et al, 2006; Sager, 2020; Kádár, 1995; Berecz et al, 1995; Dudka et al, 1997*).

A kadmium vízi környezetben  $\text{Cd}^{2+}$  oxidációs állapotában stabil. Az édesvízben oldott kadmium általában szabad  $\text{Cd}^{2+}$  ion formájában van jelen (*Simon, 2014*). Szilárd fázisában szulfidként, karbonátként, szerves anyaghoz kötött formában, vagy mangán-oxidokkal együtt fordul elő. Vízi környezetben, legtöbb esetben kadmium-karbonátként található meg, a redukált üledékben inkább szulfid formában, nagyon rosszul oldódó vegyületet képez. Nehezen hozzáférhető, mivel az ásványi részecskék, agyagásványok, valamint a szilikátok kristályrácsába épül be. Nagyobb redoxipotenciálon azonban a kadmium-szulfid átalakul könnyebben hozzáférhető karbonátvegyületté (*Literáthy, 1982*).

Ez az elem a talajban is főként két vegyértékű,  $\text{Cd}^{2+}$  alakjában van jelen. A kadmium talajból történő mobilizációját, felvehetőségét a kémiai alakja határozza meg. Kötődhet szerves és szervetlen talajkolloidokhoz, megtalálható talajásványokba zárva vagy oldhatatlan csapadékként is. A talaj szerves anyagai, a vas, alumínium és mangán oxi-hidroxidjai és az agyagásványok a fő Cd-adszorbensek a talajokban. A kadmium a talajokba a foszfát műtrágyákból, szarvasmarha trágyából, lakossági szennyvíz iszap kihelyezéssel kerülhet be (*Simon, 2014; Szegedi, 2011*).

#### 1.3.4. Ólom

Az ólom sötétszürke, frissen vágott felületén fehéren csillogó, lágy fém. Könnyen alakítható, hengerelhető emiatt. Felületén a levegőn oxidréteg alakul ki, szénsavas közegbe kerülve pedig oldhatatlan ólom-karbonát réteg képződik rajta (*Berecz et al, 1995*). Atomtömege: 207,2; sűrűsége: 11,34 g/cm<sup>3</sup>. Elnevezése latin eredetű, plumbum = ólom ([www.rsc.org](http://www.rsc.org)).

A por alakú elemi ólom, valamint az oldható vegyületei rendkívül mérgezőek, a szervezetből nehezen ürülnek ki. Legismertebb érce a galenit (PbS), cerusszit (PbCO<sub>3</sub>), a vörös ólomérc (PbCrO<sub>4</sub>), és az anglezit (PbSO<sub>4</sub>), de egyaránt előfordulhat urán- és tóriumtartalmú, radioaktív kőzetekben, hiszen a radioaktív bomlási sorozat végső, stabilis végterméke az ólom (*Berecz et al, 1995; Szegedi, 2011*).

Alkalmazási területei: elektromos akkumulátorokban, kábelek burkolásánál, építőiparban, vízvezetékcsövekben (egyre ritkábban), ólomüveg gyártásban, atomerőművekben radioaktív sugárzás elleni védőlemezekben, de megtalálható rovarölő szerekben (ólom-arsenátként) is, festékekben, horgászfelszerelésekben, valamint régen az üzemanyagokban is alkalmazták ([www.rsc.org](http://www.rsc.org); *Kádár, 1995; Berecz et al, 1995; Simon, 2014; Sager, 2020*).

A környezetben az ólom főként +2 oxidációs állapotban található meg (Simon, 2014; Papp, 2002). Az édesvizekben 6-8 közötti pH-n az oldott ólomformák közül a  $\text{Pb}(\text{CO}_2)_2^{2-}$  alakban fordul elő. A felszíni vizekben az oldott ólom koncentrációt jellemzően az agyagásványok, hidratált fém-oxidok adszorpciós mechanizmusa szabályozza (Literáthy, 1982). A vízben lévő kloridionokkal oldhatatlan fehér ólom(II)-kloridot ( $\text{PbCl}_2$ ) alkot, valamint a szulfationokkal képes ugyancsak oldhatatlan fehér ólom(II)-szulfátot ( $\text{PbSO}_4$ ) képezni (Berecz et al, 1995). Savas pH értéknél az oldhatatlan ólom oldhatóvá alakul át (Kádár, 1995).

Az ólom az eltérő ionméret ellenére képes arra, hogy izomorf helyettesítéssel kicserélje a kalciumot az apatitban, kalcitban, és az argonit kristályokban. Anaerob üledékekben az ólom többnyire ólom-szulfidként ( $\text{PbS}$ ) válik ki, amely nagyon rosszul oldódik, így az üledékből az ólom rendszerint nehezen mobilizálódik (Literáthy, 1982).

Az ólom főként a talajok felső rétegében halmozódik fel, a mélyebb talajrétegek felé haladva koncentrációja csökken. Elsősorban a talajkolloidokhoz és a talajban található szerves anyagokhoz kötődik, és általában oldhatatlan csapadék formájában található meg. Oldhatósága nagyrészt a talaj pH értékétől, a huminsavak koncentrációjától, a kolloidok mennyiségétől és minőségétől függ. Ha a talaj pH értéke 5–7 közé esik, akkor az ólom mobilizációja kismértékű, de ha a pH érték lecsökken 4 alá, akkor az oldható ólom mennyisége növekedni fog, így ebben a formában a növények is fel tudják venni (Simon, 2014; Szegedi, 2011).

#### 1.3.5. Nikkel

A nikkelt relatív atomtömege 58,71, sűrűsége pedig  $8,908 \text{ g/cm}^3$  (www.rsc.org), fizikai tulajdonságaiban hasonlít a vashoz, kémiai reakcióképessége közepesen erős. Ezüstös színű fém (Barceloux, 1999b; Alloway, 1990), levegőn kevésbé változik, mert a felületén lévő oxidréteg megvédi a további oxidációtól még magas hőmérsékleten is. Legfontosabb ionja a  $\text{Ni}^{2+}$  vegyületekben zöld színt eredményez.

A természetben főként szulfidos és arzéntartalmú ércekben található meg (Berecz et al, 1995). A legtöbb nikkelt a vasmeteoritokban (szideritokban) található. Főként vas/nikkel-szulfidos ásványokból vonják ki, mint például a pentlandit ( $\text{Fe}^{2+}, \text{Ni})_9\text{S}_8$ ), a nikkelin ( $\text{NiS}$ ) és a garnierit (www.rsc.org).

Mivel a nikkelt ellenáll a korrózióknak, ezért más fémek bevonására használják. Ötvöző anyagként a rozsdamentes acélgyártás egyik alapanyaga. A nikróm, amely a nikkelt és króm ötvözetek kis mennyiségű szilíciummal, mangánnal és vassal, még nagyon magas hőmérsékleten is ellenáll a korrózióknak, ezért kenyérpírtókban és elektromos sütőkben alkalmazzák. Ezen kívül még az alábbi területeken használják fel: a réz-nikkelt ötvözetben a sótalánító üzemekben, az akkumulátor gyártásban, katalizátorként a növényi olajok hidrogénezésénél, valamint a zöld üveg gyártásánál (www.rsc.org; Bradl, 2005; Sager, 2020; Alloway, 1990).

Néhány állatfajban esszenciális elem, hiánybetegségként a szaporodási ráta csökkenése, vagy a növekedési folyamat lelassulása figyelhető meg náluk. A táplálékláncban való felhalmozódása kismértékű (*Barceloux, 1999b*).

A nikkelsók (kloridok, nitrátok és szulfátok) jól oldódnak a vízben, míg a fémes nikkelt, a nikkelt-szulfidokat és oxidokat kevésbé oldékonyak. Vizes környezetben a nikkelt +2 oxidációs állapotban található meg. A tiszta édesvizek és a tengervíz átlagos nikkelt tartalma 0,3 µg/l. A talajvízbe általában a kőzetek mállásából és kimosódásából, illetve a légköri ülepedés útján kerülhet be (*Barceloux, 1999b*).

A talajokba általában a bányászati- és kohászati tevékenységek által, illetve az olajszármazékok elégetésével kerülhet be. A közlekedésben használt gázolaj elégetése során felszabaduló nikkelt elszennyezheti az utak menti talajokat, az ólomhoz, rézhez és cinkhez hasonlóan. A mezőgazdasági talajokba főként a kihelyezett szennyvíziszapokkal kerülhet be. A szennyvíziszapokban a nikkelt tartalom elérheti a 13–410 mg/kg értéket is, a hazai szabályozás szerint a szennyvíziszappal kezelt talajok nikkelt tartalma nem haladhatja meg az 50 mg/kg-os határértéket. A nikkelt a talajokban erősen mobilis, a növények által könnyen felvehető (*Anton et al, 1999*). Mobilitása függ a talaj pH értékétől, a savanyúbb talajokban megnövekszik (*Barceloux, 1999b*).

#### 1.3.6. Króm

A króm a természetben az alábbi ásványokban, ásványércekben található meg: kromit ( $\text{FeO} \cdot \text{Cr}_2\text{O}_3$ ), krokoit ( $\text{PbCrO}_4$ ) és a krómokker ( $\text{Cr}_2\text{O}_3$ ) (*Berecz et al, 1995; Papp, 2002; Szegedi, 2011; Barceloux, 1999d; Alloway, 1990*).

Jellemzően két oxidációs állapotban van jelen a természetben,  $\text{Cr}^{3+}$  és  $\text{Cr}^{6+}$  formában. A kettő közötti különbség, hogy a  $\text{Cr}^{6+}$  kevésbé stabil, jóval toxikusabb és nehezebben felvehető az élőlények számára, mint a  $\text{Cr}^{3+}$ . A  $\text{Cr}^{3+}$ -ionok a talajban vagy hidroxidként kicsapódnak, vagy talajkolloidokhoz kötődnek. A króm oldhatósága jellemzően savanyú (pH 5,5) talajokban nagyobb, mint a semleges vagy gyengén savas talajoknál (*Szegedi, 2011; Barceloux, 1999d; Alloway, 1990*).

A krómvegyületeket a bőrparban cserzésnél, vagy felületi fém bevonatokhoz használják fel a korrózióvédelemben (*Berecz et al, 1995; Papp, 2002; Sager, 2020; Barceloux, 1999d*).

A felszíni vizekben jellemzően a hidroxo-krómvegyületek dominálnak. A tengervízben a közepes króm tartalom eléri a 200 µg/m<sup>3</sup>-ot. A vizes fázisból az oldott krómvegyületek nagyrészt agyagrézecskeken és kolloidális oxidokon kötődik meg, kisebb mértékben a vízi ökoszisztémába épül be. A felszíni vizek üledékének króm koncentrációja 50-100 µg/kg közé esik. A természetes (mállás) és antropogén forrásokból évente 510 kt króm kerül a légkörbe, a levegő átlagos krómtartalma <1 µg/kg, de ipari területeken ez az érték akár 15 µg/kg értékre is növekedhet. (*Papp, 2002*)



### 1.3.7. Réz

A réz a latin cuprum-ról kapta a nevét. A periódusos rendszer I.B. oszlopának eleme. Relatív atomtömege 63,56, sűrűsége 8,96 g/cm<sup>3</sup>. Színét tekintve vöröses színű, meglehetősen lágy, jól nyújtható és hengerelhető, viszont nem önthető, mert megolvasztott fázisában sok oxigént old fel, amely a dermedési szakaszban eltávozik a közegből, így a dermedő réz felületén hólyagok alakulnak ki. Jó hő- és elektromos vezető, de felületét levegőn hagyva zöld színű patinaréteg (réz-karbonát) vonja be. A réz elsősorban +1-es és +2-es oxidációs számmal fordul elő, a Cu<sup>2+</sup> vegyületek többnyire kékes színnel jelennek meg a természetben (*Berecz et al, 1995; Barceloux, 1999c*).

A természetben elemi állapotban is megtalálható, de főként szulfidok formájában van jelen. Ezen kívül oxidos, arzenides, kloridos és karbonátos ércekben is megtalálható (*Berecz et al, 1995; Papp, 2002; Simon, 2014*), sőt elemi állapotban, természetként is fellelhető. Legfontosabb ásványa a kalkopirit (CuFeS<sub>2</sub>), de emellett a kalkozit (Cu<sub>2</sub>S), a kuprit (Cu<sub>2</sub>O), malachit (CuCO<sub>3</sub>·Cu(OH)<sub>2</sub>) alkotóeleme is (*Papp, 2002; Szegedi, 2011; Dudka et al, 1997; Barceloux, 1999c*).

A rezet, mint jó elektromos vezető, széles körben használják fel az elektrotechnikai iparban. Mivel jó a hővezető képessége is, ezért fűtőcsövek, kazánok, edények készítésére is alkalmazzák, továbbá ötvözőanyagként is hasznosítják (*Berecz et al, 1995; Simon, 2014; Sager, 2020; Barceloux, 1999c*). A mezőgazdaságban növényvédőszerekben (gombaölő-, és algairtó szerekben) található meg (*Anton et al, 1999; Dudka et al, 1997; Simon, 2014*).

A hidroszférában, oxigén jelenlétében inkább a Cu<sup>2+</sup> vegyületek a dominánsabbak. A Cu<sup>+</sup> elsősorban a kloridionokkal képez stabil komplexet, ezért a tengervízben inkább ez a meghatározóbb forma, míg a Cu<sup>2+</sup> hidroxiddal, karbonáttal, foszfáttal és ammóniával alkot stabil vegyületeket. A vizekben a réz egyaránt jól adszorbeálódik mind a szervesetlen, mind a szerves szilárd részecskéken, de a felületeken történő adszorpció többnyire csak szerves ligandumokon keresztül alakul ki. Ezért az üledékekben jellemzően réz-szerves szilárd részecskék találhatók vagy réz-szervesetlen részecskén megkötött szerves anyag kölcsönhatás jön létre (*Papp, 2002*).

A réz viselkedését a vizekben a jelentős komplexképző képessége és változó oxidációs állapota szabja meg. A réz formák közül a Cu<sup>3+</sup>-komplex vegyületek a vizekben nem jellemzőek, mivel ezek a vegyületek instabilak vizes környezetben. A Cu<sup>2+</sup> formák gyakran sókat alkotnak, amelyek a vízben könnyen oldódnak. Szennyvízben, üledék pórúsvízben, ahol nagyobb ammónia koncentráció is előfordulhat, a Cu<sup>2+</sup> stabilis Cu(NH<sub>3</sub>)<sub>3</sub>OH<sup>+</sup> vegyes komplexet hoz létre. Édesvízben viszont inkább szerves vegyületekkel és huminanyagokkal történik a rézkomplexek képzése. Redukáló környezetben, szulfid jelenléte mellett a réz oldhatósága kisebb lesz. Ilyen esetben a réz többnyire CuS stabilis formában található meg (*Literáthy, 1982*).

A réz talajban történő mozgékonyasága, illetve ionos formája pH függő, leggyakrabban Cu(H<sub>2</sub>O)<sub>6</sub><sup>2+</sup> ionként az agyagásványokon vagy más ásványi és szerves talajösszetevőkön

adszorbalódik (Simon, 2014). Leginkább a talaj felső rétegében található meg, a mélyebb rétegek kisebb koncentrációban tartalmazzák (Szegeci, 2011).

### 1.3.8. Cink

A cink atomtömege: 65,37; sűrűsége: 7,14 g/cm<sup>3</sup>. A vegyületeiben gyakorlatilag mindig +2 oxidációs számú. Kékesfehér színű, lágy fém, bár ennek ellenére rideg. Könnyen meg lehet olvasztani, és elgőzölgtethető (Berecz et al, 1995; Barceloux, 1999a).

A természetben általában a higannyal együtt fordul elő. A kalkofil elemek közé tartozik, azaz a földkéreg megszilárdulásakor jellemző redukáló légkörben a szulfidos fázisban különült el, ezért főbb ásványai, ércei is szulfidosak. Később, a kőzetek mállása során a cink főként karbonát-, szilikát-, vagy foszfátvegyületként vált ki (Papp, 2002).

Leggyakoribb ásványa a szfalerit (ZnS), valamint a hasonló összetételű, de hatszöges wurtzit; ezen kívül megtalálható még a cinkpátban (ZnCO<sub>3</sub>), a cinkitben (ZnO), willemitben (Zn<sub>2</sub>SiO<sub>4</sub>) (Szegeci, 2011; Berecz et al, 1995; Barceloux, 1999a).

A cinket több területen hasznosítják, a hulladékégetésnél, foszfátműtrágyák előállításában játszik szerepet (Papp, 2002). További felhasználási módjai: csatornák, párkányok, galvánelemek gyártásában, papírgyártásban, kozmetikai iparban, gyógyszergyártásban, gumigyártásban, festékekben, öntődékben, ötvözőanyagokban pl. sárgarézben (réz + cink) és bronzban. Horganyzott lemezek előállításánál is alkalmazzák jó korrózióállósága miatt (Simon, 2014; Dudka et al, 1997; Barceloux, 1999a). Ezen kívül megtalálható még a gyárak pernyéjében, iszapjaiban és egyéb hulladékaiban (Sager, 2020).

A cink átlagos mennyisége a tengervízben 1–27 µg/l közötti, a szennyezetlen édesvizekben mérhető koncentrációja általában <10 µg/l. A kifolyó bányavizekben a cink mennyisége ennél nagyobb, gyakran eléri a 20 mg/l-t. A vezetékes vízben található cink mennyisége függ a cső anyagától és a víz agresszivitásától, akár 10 mg/l-ig is feldúsulhat. Átlagosan 0,01 – 0,1 mg/l között változik (Barceloux, 1999a). Ha a vízben a cink tartalom nagyobb, akkor előfordul, hogy a víz kellemetlen ízűvé válik, ún. opaleszcenciát okoz. Ivóvízben a cink megengedett mennyisége: 0,2 mg/l (megfelelő), 1,0 mg/l (tűrhető) (lrg.elte.hu).

A természetes vizekben a cink stabilis komplexeket alkot kloriddal (Zn(H<sub>2</sub>O)Cl<sup>+</sup>), ciszteinnel, fluvinsavakkal, és szulfiddal (ZnS). A cink adszorpciója szerves vagy szervetlen kolloidokon erősen függ a víz pH értékétől. Ha a vizes környezet lúgosabb lesz, azaz pH értéke 7 fölé növekszik, akkor a cink képessé válik vas(III)-hidroxidon, szilícium-dioxidon, mangán-dioxidon, valamint huminanyagokon és agyagásványokon adszorbeálódni (Literáthy, 1982).

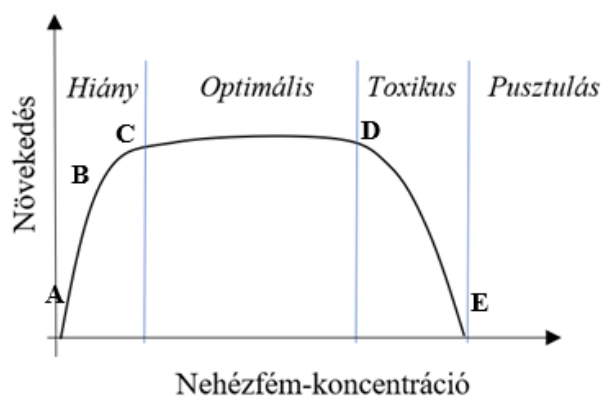
A talajban is csak Zn<sup>2+</sup> ionos formában található meg, főként agyagásványok kristályrácsaiba épül be, továbbá alumínium-, és vas-oxidokhoz kötődik. A cink a talajoldatba kevésbé kerül be, valamint mozgékonyasága csekély, pH függő. A talajokban cinksók is jelen vannak, amelyek oldhatósága különböző. A cink-foszfát a sok foszfátot

tartalmazó talajokban lelhető fel (Szegedi, 2011). A talajoldatban különféle ionformákban figyelhető meg, kationjai:  $Zn^{2+}$ ,  $ZnCl^+$ ,  $ZnOH^+$ ,  $Zn(HCO_3)^+$ , anionjai:  $ZnO_2^{2-}$ ,  $Zn(OH)_3^-$ ,  $ZnCl_3^-$  (Simon, 2014).

#### 1.4. Nehézfémek az élő szervezetben

Közismert, hogy egyes nehézfémekre szükségünk van a megfelelő életfolyamatok működéséhez, ezek hiánya az élő szervezetben hiánybetegségek kialakulásához vezethet. Emellett megtalálhatók azok a nehézfémek is, amelyek nem szükségesek az életfolyamatokban, ezek túlzott jelenléte betegségeket hoz létre az élő szervezetben. Az esszenciális (4. ábra) és nem esszenciális (5. ábra) fémek hatásáról megállapítható, hogy a fémek túladagolása mindkét esetben az egyed pusztulásához vezet (Literáthy, 1982).

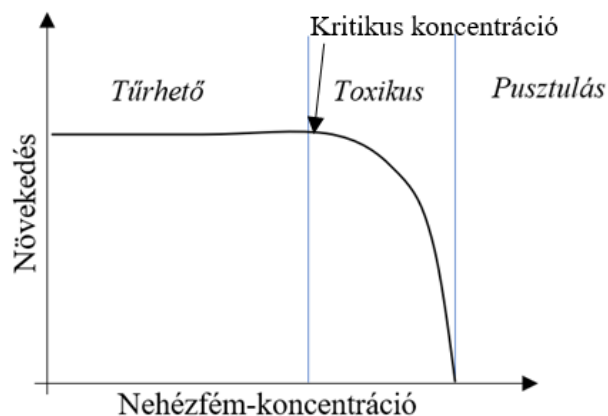
Az esszenciális nyomelemeket gyakran mikrotápanyagoknak nevezik. A 4. ábra alapján látható, hogy ha a növény mikrotápanyag-ellátása nem megfelelő, a növekedés és a termés jelentősen csökken, és hiánytünetek jelentkeznek. A mikrotápanyag-ellátás növekedésével a termés csökkenés fokozatosan csökken, és a tünetek kevésbé markánsak. Mivel a mikrotápanyag-ellátottság az alsó kritikus koncentráción túl növekszik, kialakul a luxusfogyasztás zónája, amely nincs hatással a hozamra. A felső kritikus koncentráció a toxicitás miatti termés csökkenés megindulását jelzi, amely a halálos dózis eléréséig súlyosbodik (Alloway, 1990).



4. ábra Az esszenciális nehézfémek hiányos és túladagolásos hatása (szerk: Kovács-Bokor Éva, forrás: Literáthy, 1982; Alloway, 1990)

A 4. ábrán látható görbe az alábbi szakaszokra bontható fel (Alloway, 1990):

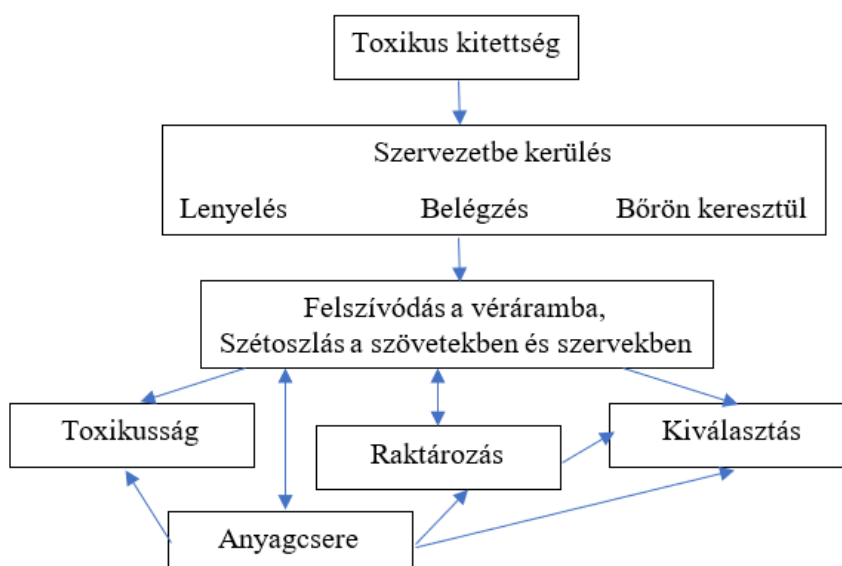
- A – B: súlyos elemhiány, nyilvánvaló hiánytünetek
- B – C: enyhe hiánytünetek
- C – D: luxusfogyasztás zónája
- D - E: toxicitási tünetek



5. ábra A nem esszenciális nehézfémek túladagolásos hatása (szerk: Kovács-Bokor Éva, forrás: Literáthy, 1982; Alloway, 1990)

Az 5. ábra görbéje azt mutatja, hogy alacsony elemkoncentráció esetén nincs hiányhatás, a hozamot a felső koncentrációs határ eléréséig nem befolyásolja a nehézfém jelenléte. Utána a toxicitás ugyanúgy jelentkezik (Alloway, 1990).

A nehézfémek által kiváltott toxikus hatás az expozícióval kezdődik a szervezetekben, majd az anyagcserén keresztül folytatódik, végül a sejtés makromolekulákkal (DNS vagy protein) történő interakcióval fejeződik be a toxikus végpontban (6. ábra). Az emberekbe és más élőlényekbe a mérgező anyagok többféle módon kerülhetnek be pl. lenyeléssel, belégzéssel, munkahelyi baleset által, vagy környezeti szennyezés útján. A szennyezés a szervezetbe többféle útvonalon juthat be, pl. belégzéssel a tüdőn keresztül, bőrön felszívódva vagy a tápcsatornán át lenyelés útján (Hodgson, 2010; Literáthy, 1982).



6. ábra A mérgező anyagok sorsa és hatása a szervezetben (szerk: Kovács-Bokor Éva, forrás: Hodgson, 2010)

A toxikusság egy mennyiségi fogalom, szinte minden anyag lehet káros egy bizonyos dózisban (letális), ugyanakkor kisebb dózis esetén ugyanezen elemek nem fejtenek ki káros

hatásokat. A két határ között számos lehetséges hatás létezik, a hosszú távú hatásoktól kezdve az azonnali halálozásig (*Hodgson, 2010*).

#### 1.4.1. *Kadmium*

Különböző forrásokból átlagosan egy ember napi kadmium felvétele 40 - 190 µg közé tehető. Ha naponta több, mint 1 mg kadmium felvétel történik, ez akut toxicitást eredményez, amely főként a vesében mutatható ki. Japánban az itai-itai betegségnél már krónikus hatás jelentkezett, itt napi 600 µg kadmiumterhelés érte az embereket. A betegség tüneteként főként az emberek csontrendszer gyengült meg, mert a kadmium hatására a csontok elvesztették ásványianyag tartalmukat, szerkezetük emiatt átalakult, lágy szövetszerű, flexibilis lett, emiatt pl. a csigolyák összeroppantak. A csontrendszeri panaszok mellett a betegek idegnyomást kísérő, szörnű fájdalmakat éltek át. A kadmium toxikus hatása nagymértékben függ azonban a szervezetben jelen lévő kadmium/cink aránytól, mivel a cink jelenléte csökkenti a kadmium toxikusságát. Emellett a kadmium rákkeltő, karcinogén is lehet (*Literáthy, 1982; Tchounwou et al, 2012; Simon, 2014; Anton et al, 1999*).

A kadmium felszívódása többféle lehet egy szervezetben. A tápcsatornán bejutott kadmium kb 6%-a, a légzésen keresztül felvett kadmium kb 30%-a kötődik meg és juthat el a belső szervekhez. A fő felhalmozódási helye a testben a vese és a máj (*Literáthy, 1982*).

A kadmiumnak bőrön való felszívódása ritka. A kadmiumban gazdag élelmiszerek (pl. máj, a gomba, a kagyló, a kakaópor és a szárított hínár) fogyasztása, valamint a dohányzás nagymértékben növelhetik a kadmium koncentrációját az emberi szervezetben (*Tchounwou et al, 2012; Godt et al, 2006*).

#### 1.4.2. *Ólom*

Az ólom nem esszenciális elem, tehát nincs szerepe az élettani működésekben. Akut toxicitás ritkán alakul ki, de toxikus hatása jelentős lehet már napi 1 mg alatti felvételnél is. Az ólom bevitel nagyrészt az ólommal szennyezett porrészecskék vagy aeroszolok belélegzése, valamint ólommal szennyezett élelmiszerek, víz és festékek lenyelése révén következhet be. Az ólom expozíció elérheti a napi 100-300 mg-ot is. A régi ólomtartalmú vízvezetékekből kikerülő vizek, illetve a nagyobb nehézipari városok levegője jelentik az elsődleges beviteli forrásokat. A szervezetbe került ólom mintegy 10 %-a kötődik meg. Az ólom a vízi ökoszisztémában is káros, de toxikus hatása függ a víz keménységétől (*Literáthy, 1982*). Az emberi szervezetben az ólom legnagyobb százaléka a vesében halmozódik fel, ezt követi a máj és a többi lágy szövet, például a szív és az agy, azonban a csontvázban lévő ólom akkumulációja sem elhanyagolható. Az idegrendszer az ólommérgezés legsérülékenyebb célpontja. Az ólom központi idegrendszerre gyakorolt hatásának korai tünetei: fejfájás, gyenge koncentrációs képesség, ingerlékenység, memóriavesztés és tompaság (*Tchounwou et al, 2012; Simon, 2014*). Az állati és emberi szervezetben felhalmozódott ólom rákkeltő, és genetikai anomáliákat is okozhat, valamint jelentős hatást gyakorol kisgyermekes intellektuális fejlődésére is (*Simon, 2014*). Emellett káros hatással van a vérképzésre, a hormonális szabályozásra, a szív- és érrendszerre (*Anton et al, 1999*).

### 1.4.3. Króm

A szervezetben kis mennyiségű, néhány mikrogrammnyi krómra ( $\text{Cr}^{3+}$ ) szükség van a glükóz-lebontási folyamatban, hiánya ugyanis csökkenti az inzulin aktivitását. Mint esszenciális elem szükség van rá a zsír-, és fehérje anyagcserében is (*Tchounwou et al, 2012; Alloway, 1990*). A  $\text{Cr}^{3+}$  mérgezés ritka, mégis nagymértékű króm-szulfát fogyasztása esetén előfordulhat vérzéses gyomorbelhurut, vagy hasnyálmirigy gyulladás (*Barceloux, 1999d*). A króm másik változata, a hat vegyértékű krómvegyületek azonban erősen mérgezőek. Szerencsére a vizes környezetben a hat vegyértékű krómvegyületek csak korlátozott mennyiségben állnak rendelkezésre. Toxikusságáról elmondható, hogy függ a víz pH értékétől (lúgosságától), keménységétől. Halakra viszont mind a három, mind a hat vegyértékű krómvegyületek egyformán károsan hatnak (*Literáthy, 1982*).

A króm a szervezetbe általában belégzéssel, táplálkozással és vízfogyasztás útján kerül be. Az élelmiszerek króm tartalma rendkívül változó,  $<10 \mu\text{g}/\text{kg}$  és  $1300 \mu\text{g}/\text{kg}$  között van. A  $\text{Cr}^{6+}$  magas koncentrációja belégzés esetén az ornyálkahártya irritációját és orrfekélyeket okozhat. A  $\text{Cr}^{6+}$ -vegyületek lenyelése után az állatoknál tapasztalt fő egészségügyi problémák a gyomor és a vékonybél irritációja és fekélyei, vérszegénység, valamint főként a hím egyedekben a reprodukív rendszer károsodása voltak. Egyes egyének rendkívül érzékenyek a  $\text{Cr}^{6+}$  vagy  $\text{Cr}^{3+}$  ionokra. Náluk allergiás reakciókat figyeltek meg, amelyek súlyos bőrpírból és duzzanatból álltak (*Barceloux, 1999d*). Az ivóvíz magas  $\text{Cr}^{6+}$  tartalma esetében az embereknél és állatoknál a gyomordaganatok számának növekedését figyelték meg. Rendkívül nagy dóziszú  $\text{Cr}^{6+}$ -vegyületek az embereknél súlyos légzőszervi, szív- és érrendszeri, gyomor-bélrendszeri, hematológiai, máj-, vese- és neurológiai hatásokat okozott. Bár a króm rákkeltő hatásának bizonyítéka embereknél és szárazföldi emlősökben erősnek tűnik, a rákot okozó mechanizmus ma még nem teljesen ismert (*Tchounwou et al, 2012; Simon, 2014; Anton et al, 1999*).

### 1.4.4. Nikkel

A nikkelt az emberi egészséget nem veszélyezteti közvetlenül. A napi bevitel itt is főként az élelmiszer-, és ivóvíz fogyasztáson át történik. Az élelmiszerekből átlagosan  $300\text{--}600 \text{ mg}$ ; míg az ivóvízből  $10\text{--}200 \mu\text{g}$  nikkelt juthat be a szervezetbe. A vízben élő szervezetekre kifejtett hatása főként a víz pH értékétől és keménységétől, és a szinergikus hatásoktól függ. Már  $1 \text{ mg}/\text{l}$  alatti nikkelt koncentráció azonban hatást gyakorol a halak szaporodására (*Literáthy, 1982*).

A nikkelt részlegesen esszenciális elemnek tekinthető, jelenléte kis mennyiségben számos, főként kérődző állat számára létfontosságú. A szervezetben bizonyos enzimek alkotóeleme, főként a szénhidrát és fehérje anyagcsere szabályozásában vesz részt. Állatoknál a nikkelt mérgezés tünete lehet a testtömeg csökkenés és étvágytalanság, valamint a vérszegénység (*Anton et al, 1999*).

Korábban voltak olyan orvosi kezelések (hasmenés és epilepszia ellen), amelyekre nikkelt-szulfátot alkalmaztak  $65\text{--}195 \text{ mg}$  mennyiségben, ugyanakkor  $325 \text{ mg}$  nikkelt-szulfát (amely  $73 \text{ mg}$  elemi nikkelt tartalmazott) bevétele pulzusszám csökkenéshez, szédüléshez és

émelygést váltott ki a kezelt embereknél. Ha az ivóvízzel lenyelt nikkel-szulfát és nikkel-klorid mennyisége 0,5–2,5 g közötti, ez a mennyiség már hányingert, hányást, haspuffadást, hasmenést, szédülést, levertséget, fejfájást, köhögést és nehézlégzést eredményezhet. Nikkelre érzékeny betegeknél 0,5–5,6 mg nikkel dózis már bőrelváltozásokat, allergiás bőrreakciókat okozhat. A nikkel vegyületek közül a nikkel-karbonil egy illékony folyadék, amely halálos lehet már 30 mg/kg mennyiségben is (*Barceloux, 1999b*).

#### 1.4.5. Cink

A cink az esszenciális elemek közé sorolható, ezért kis toxicitású. A felnőtt ember napi minimális beviteli mennyisége 10-15 mg közé tehető. Krónikus hatást kevésbé okoz, hiánya azonban betegségek kialakulását segíti.

Vizes környezetben a cink toxikussága összefügg a víz pH értékével, hőmérsékletével és oldott oxigén tartalmával (*Literáthy, 1982*).

A cink nélkülözhetetlen nyomelem az ember és az állatok számára, amely a megfelelő növekedéshez, fejlődéshez és életfunkciókhoz járul hozzá. Az emberben a cink létfontosságú a megfelelő enzimműködéshez, a DNS stabilizálásához és a gének expressziójához, továbbá az idegi jelek átviteléhez is hozzájárul (*Simon, 2014*). Emellett olyan enzimek alkotóeleme, amelyek szabályozzák a normális növekedést, agyfejlődést, szaporodást, magzati fejlődést, csontképződést, sebgyógyulást (*Barceloux, 1999a*), valamint hozzájárul a megfelelő szőr-, toll-, és bőrképződéshez is (*Anton et al, 1999*).

Az emberi szervezet átlagosan 2-3 g cinket tartalmaz, amely a szervezetben mindenhol megtalálható. Legnagyobb mennyiségben az izmokban, májban, vesékben, csontokban és a prosztatában figyelhetők meg. A világ népességének körülbelül 30%-a cinkhiányos étrendet fogyaszt. A cinkhiány az emberben befolyásolja a fizikai növekedést, az immunrendszer működését, és az egészséges reprodukivitást (*Simon, 2014*), valamint anorexiához, késleltetett szexuális éréshez, vashiányhoz, vérszegénységhez, ízérzékelés változáshoz vezethet. A cink túlzott orális expozíciójának káros hatásai közé tartozik a hányinger, a hányás, a hasi fájdalom, a vérszegénység, és esetenként a hasnyálmirigy-gyulladás. Az ún. fémfüst-láz olyan embereknél fordul elő, akik nagy koncentrációban lélegeztek be cink-oxidot (*Barceloux, 1999a*).

#### 1.4.6. Réz

A réz, mint esszenciális elem, a növények, állatok és az ember számára is fontos alkotóelem, többféle fiziológiás funkciót ellátó enzimekben megtalálható. Az átlagos napi bevétel 2-2,5 mg. Ennek forrása az élelmiszerek és az ivóvíz (*Literáthy, 1982*). Nagyobb mennyiségben felhalmozódva a szervezetben azonban toxikus lehet. Réz toxicitás azonban nagyon ritkán alakul ki. A halálos dózis a kezeletlen felnőtteknél 10-20 g (*Barceloux, 1999c*).

A réz kis mennyiségben megtalálható a különféle sejtekben és szövetekben, de leginkább a májban. A réz főként olyan enzimek és proteinek alkotóeleme, amelyek pl. a megfelelő fejlődésért, növekedésért, peroxid-lebontásért és aminosav-oxidációért is felelnek. A rézformák közül főként a  $\text{Cu}^{2+}$  ion a domináns, a bevitt réz 30-50%-át jelenti és főként a

vékonybélben szívódik fel, kisebb mennyiségben a gyomorban. Emellett a normál felnőtt máj 18-45 mg Cu/g-ot tartalmaz, míg a vér 6 mg-ot. A réz kiürülése a szervezetből főként az epeutakon keresztül történhet. Ha a réz nagyobb mennyiségben halmozódik fel, akkor elsősorban a májban okoz toxicitási tüneteket. A tünetek főként májelhalás, kóma, a keringés összeomlása és halál lehetnek (Gaetke, 2003; Anton et al, 1999).

A genetikailag öröklődő betegségek és a nagymértékű réz expozíció elősegítik az olyan betegségek kialakulását, mint a (Menkes-)Wilson szindróma, az indiai gyerekkori cirrhosis, vagy az idiopátiás réz toxikózis. Az indiai réz cirrhosis esetén a csecsemőkbe a rézedényben forralt tej által került be a réz, napi bevitele 900 mg/Cu/kg/nap volt. (Gaetke, 2003; Barceloux, 1999c).

### **1.5. Nehézfémek a talaj-növény rendszerekben**

A talajban lévő teljes fém koncentrációja három frakcióra osztható (Robinson, 1997):

- 1.) elérhető: az a fém, amely bármikor elérhető egy szervezet számára
- 2.) potenciálisan elérhető: az a fém, amely az elérhető frakció eltávolítása után válik elérhetővé
- 3.) nem elérhető: az olyan fém, amely kémiaiilag kapcsolódik szerves vagy szilikát mátrixhoz, vagy oldhatatlan sóként van jelen

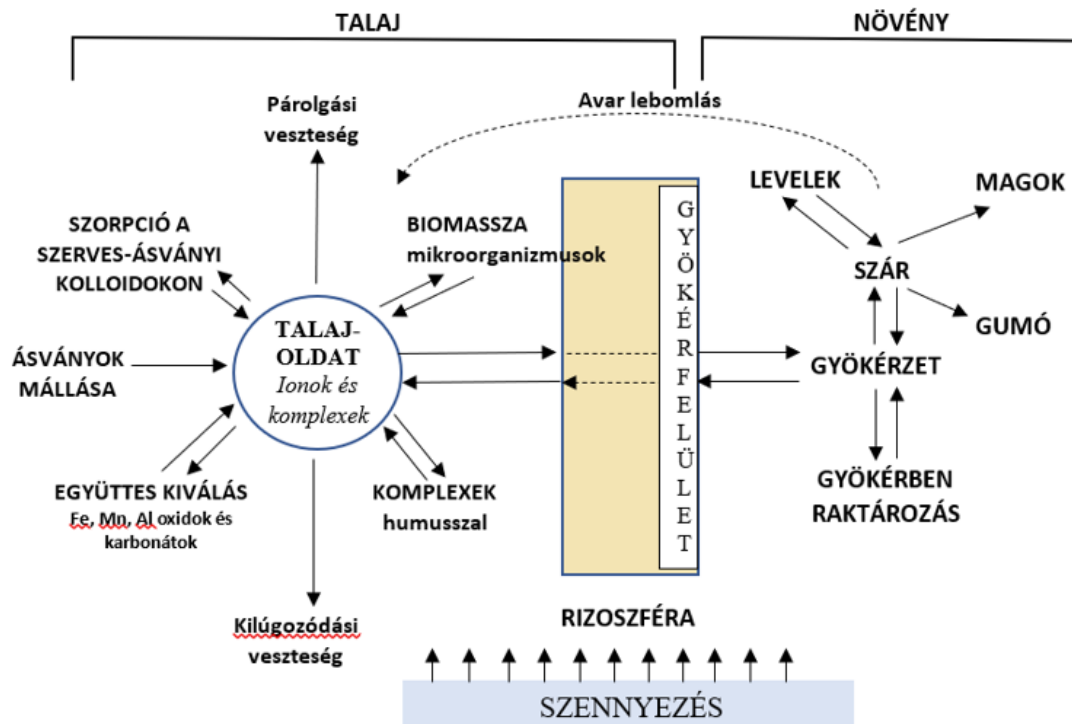
A talajba került fémszennyezők nagyrészt a talaj felső rétegében halmozódnak fel, a talaj mélyebb rétege felé történő mozgékonyosságuk kicsi. A fémek oldékonyságukat lassan, főként irreverzibilis folyamatokkal veszíthetik el, ilyen esetben a talaj szilárd részébe épülnek be. Egy meghatározott nagyságú területen található talaj pufferkapacitása a talajbani kritikus szinttel (kg/ha) definiálható. A kritikus szint feletti pufferkapacitás esetén a növényekben, és az adott területre jellemző táplálékláncban már negatív változások indulhatnak be. Ezért, ha az akkumuláció eléri a kritikus szintet, a további fémszennyezés bekerülését meg kell akadályozni, mert ekkor a talaj használhatatlanná válik. A kritikus szintek talajtípusonként változnak, ezért ezek értékét általában tápoldat-, tenyészedény-, szabadföldi növénykísérletekkel szokták meghatározni (Szegedi, 2011; Alloway, 1990).

A talaj-növény rendszer egy nyitott rendszer (7. ábra), amelynek bemenetei a szennyeződések, műtrágyák, peszticidek, valamint a kimenetei a kilúgozódás, erózió, párolgás, valamint a fémek eltávolítása növényekkel (Alloway, 1990).

A növényekben akkumulálódott fémek mennyiségét az alábbi tényezők befolyásolhatják (Alloway, 1990):

- a fém szennyeződés mennyisége a talajoldatban,
- a fém mozgékonyága a talajból a gyökér felületéig,
- a transzport folyamat a gyökér felszínétől a gyökér belseje felé,
- a transzport folyamat a gyökértől a hajtások felé.





7. ábra A nehézfémek dinamikája a talaj-növény rendszer fő összetevői között (szerk: Kovács-Bokor Éva, forrás: Alloway, 1990)

A fémionok abszorpciós mechanizmusa a növényben eltérő lehet, azok a fémionok, amelyek ugyanazon mechanizmussal kötődnek meg a gyökérzetben, versenyezhetnek is egymással. Pl. a cink felszívódását a réz és a  $H^+$  ion jelenléte gátolhatja, míg a Fe és a Mn jelenléte nem. Emellett a réz felszívódását ugyanúgy gátolja a Zn,  $NH_4^+$ , Ca és K jelenléte. A rizoszféra a növény gyökere és az azt körülvevő talaj közötti 1-2 mm széles zónát jelenti. Ez a szféra nagy mennyiségű szerves anyagot kap a gyökereken keresztül, amelyek intenzív mikrobiológiai és biokémiai aktivitást váltanak ki a rizoszférában. Ez lehetővé teszi, hogy a gyökerek mobilizálják a talajban erősen adszorbeált fémionokat, pl. savanyítással, redox változásokkal vagy szerves komplexek képzésével (Alloway, 1990).

A növények nemcsak a gyökereken keresztül, hanem a leveleiken át is képesek jelentős mennyiségű fémiont felvenni. Az oldott anyagok levélből történő felszívódása függ a növény fajtájától, a kutikula vastagságtól, a levél korától, a sztómavédő sejtek jelenlététől, a levél felületének páratartalmától. Pl. magasabb rendű növényeknél a légkörből kiülepedő Pb-részecskék nem kerülnek be a növény kutikula rétegébe, hanem inkább megtapadnak a levél felületén. Míg mohák esetében a Pb-részecskék felszívódhatnak a kutikulán keresztül (Alloway, 1990).

Miután a fémionok felszívódtak az adott növény gyökérzetén vagy levélzetén keresztül, a xilém edényekbe kerülnek, amelyeken át lehetőségük van az egész növényen belüli mobilizációra. A növényen belüli mozgásuk sebessége és mértéke az érintett fémiontól, a növényi szervtől, és a növény korától függ. A Mn, Zn, Cd, Mo, B, Se azok a fémek, amelyek könnyebben transzlokálódnak a gyökerekből a növény felső részei felé, míg a Ni, Co, Cu

inkább a növény közepéig jut, a Cr, Pb, Hg pedig a legkevésbé jelenik meg a felsőbb részekben (Alloway, 1990).

#### 1.5.1. Kadmium

A kadmium felvehetősége függ a talajban felvett kémiai alakjától. Nem mindegy, hogy a talajoldatban oldott formában, szervetlen vagy szerves talajkolloidhoz kötötten, vagy a talajásványokba zárva oldhatatlan csapadék formájában található meg (Anton et al, 1999).

A kadmium leginkább a talajok felső rétegében található, mozgékonyasága, főként a lúgos talajokban elhanyagolható. A növények számára könnyen felvehető elem, jól szállítódik a gyökérszétől a felsőbb részek felé és sokszor jelentős toxikus tünet nélkül halmozódik fel nagyobb mennyiségben a növényi részekben. A táplálékláncba kerülve veszélyes, hiszen az egyik legtoxikusabb nehézfém (Perei et al, 2012; Szegedi, 2011). A növények kadmium akkumulációját azonban több tényező is befolyásolhatja. Ilyen például a talaj pH értéke, kationcserélő képessége, szervesanyag-tartalma, klorid- vagy cinkion-tartalma. Ha a talaj savas kémhatású, vagy magas a szervesanyag-tartalma, akkor a növények több kadmiumot tudnak belőle felhalmozni (Anton et al, 1999).

A nem szennyezett talajokban átlagos mennyisége: 0,3-0,5 mg/kg, vagy ennél kevesebb. Ha mennyisége eléri az 5-20 mg/kg-ot, toxicitási tüneteket okoz, azaz gátolja a növények növekedését, gyökérvárosodást idéz elő, a levelek sárgás-fehéres elszíneződését, ún. klorotikusságát válthatja ki, valamint a levélszélek és erek vörösesbarnává válnak és elhalnak. Az élettani folyamatokban a kadmium gátolja az esszenciális elemek (Fe, Zn, Cu) akkumulációját és szállítását, továbbá a fotoszintézist és a transzspirációt (Perei et al, 2012; Szegedi, 2011; Anton et al, 1999; Simon, 2014). Ezen kívül befolyásolja a légzést, a nitrogén anyagcserét és az ásványi-anyag felvételt, és az oxidatív stresszt. A kadmium által kiváltott stressz ellen a növények különféle stratégiákat alkalmaznak, mint pl. az immobilizáció, kizárás, fitokelatinok szintézise, részekre bontás, stresszfehérjék szintézise, stressz-etilén termelése (Alatawi et al, 2022).

A kadmium növényi felvétele függ a növényfajtól/fajától is. Megfigyelték, hogy a levélzöldség-, és káposzta-félékben általában nagyobb a kadmium tartalom, mint a gabonafélék magjaiban (Anton et al, 1999; Simon, 2014). Mivel a kadmium a 20 legmérgezőbb nehézfém között a 7. helyen áll, ezért a gabonanövények terményében megengedhető határértéke 0,013-0,22 mg/kg közötti, a takarmánynövényekben 0,07-0,27 mg/kg, a hüvelyes növényekben pedig 0,08-0,28 mg/kg (Alatawi et al, 2022).

A cink a kadmium kémiai analógja. A talaj cinktartalmának növelése köztudottan csökkenti a kadmium hozzáférhetőségét a növények számára, mivel a cink gátolja a kadmium felvételét és a kadmium transzlokációját a növények gyökereiből a hajtásokba. Ebből következik, hogy a cinkhiány növeli a növények Cd-felvételét (Simon, 2014).

#### 1.5.2. Nikkel

A növények általi felvehetősége és a talajban való mozgékonyasága fordítottan arányos a talaj pH értékével. A nikkel felvételét legkönnyebben ezért a talaj meszesítésével, szerves anyag, foszfor és magnézium kijuttatásával gátolhatjuk meg (Anton et al, 1999).

A nikkell a talajban mobilis elem, ezért a növények könnyen akkumulálják, és a növényen belüli szállítása sem nehézkes (Alloway, 1990). A nikkell a növényeken belül az ureáz enzim alkotóeleme, ezért főként a hüvelyes növényeknél a nitrogén anyagcsere egyik fontos eleme (Anton et al, 1999). A szennyezetlen talajon fejlődő növények átlagos nikkell tartalma 0,1-5 mg/kg, de szerpentin talajokon ez az érték nagyobb lehet, 20-100 mg/kg között van (Alloway, 1990).

A növények 10-100 mg/kg nikkell koncentráció esetén mutatnak toxicitási tüneteket. Ilyenkor a növény növekedése, gyökérfejlődése gátolt, a levelek elszíneződnek, ezért a növény fotoszintézise, transzspirációja, légzése, nitrogénmegkötése és vasfelvétele sérül (Anton et al, 1999).

### 1.5.3. Ólom

Az ólom az egyik legtoxikusabb hatású, nem esszenciális nehézfém. A talajba kerülve leginkább a talajkolloidokhoz és a szerves anyagokhoz adszorbalódik, oldhatatlan csapadék formájában főként a felső talajrétegben akkumulálódik, ezért lefele haladva koncentrációja csökken (Perei et al, 2012; Szegedi, 2011; Anton et al, 1999). A talaj pH értékének csökkenése esetén azonban az ólom mobilitása fokozódik, biológiai hozzáférhetősége növekszik (Simon, 2014).

A szennyezetlen talajon növekvő növényekből 0,1 – 10 mg/kg ólom mutatható ki, az átlagos ólom tartalom 2 mg/kg. Mivel az ólom nem túl mobilis, ezért a növények gyökerében nagyobb koncentrációban van jelen. Mérsékelten toxikus, kis mennyiségben stimuláló is lehet. Toxicitási tüneteket a növényeknél 30-300 mg/kg-os mennyiségben figyelhetünk meg. Ilyenkor lassul a növények és a gyökérzet növekedése, akadályozza az élettani folyamatokat, mint a fotoszintézist, a sejtosztódást és a vízfelvételt, továbbá a levelek elszíneződnek, sötétzölddé válnak (Perei et al, 2012; Szegedi, 2011; Simon, 2014).

A növények ólomfelvételét csökkenteni főként a talaj meszezésével, továbbá foszfátok, szulfátok, mangán-oxid és szerves anyag talajba juttatásával lehetséges. A növényfajták közül leginkább a levélzöltségek (pl. saláta), legkevésbé a gyümölcsök halmozzák fel (Anton et al, 1999; Simon, 2014).

### 1.5.4. Króm

A talajban a króm kétféle formában  $\text{Cr}^{3+}$  és  $\text{Cr}^{6+}$  található meg. A  $\text{Cr}^{6+}$ , amely mérgezőbb hatású, instabil ebben a közegben, gyorsan redukálódik  $\text{Cr}^{3+}$  ionná. A  $\text{Cr}^{3+}$  ion viszont kevésbé toxikus és nehezebben felvehető a növények számára, mint a  $\text{Cr}^{6+}$ . A króm nem esszenciális elem a növények számára, felhalmozása ezért kisebb mértékű és leginkább a gyökérzetben figyelhető meg. Mégis kisebb mennyiségben a króm stimuláló hatást gyakorol a növényekre. Ha a talaj krómtartalma nagyobb, mint 100 mg/kg, vagy a növényben mért krómtartalom 1-10 mg/kg közötti, akkor a növényeknél már a toxikus tünetek megjelenését okozhatja. Toxicitási tünetek lehetnek a hajtáselhalás, a gátolt gyökérnövekedés, a klorotikus levelek megjelenése. A króm gátolja a mikro-, és makrotápanyagok (N, P, Ca, Mg, Fe, Mn) felvételét, a csírázást. Oxidatív stresszt hoz létre a növényben és befolyásolja az antioxidáns enzimek aktivitását is. A növények krómfelvétele csökkenthető, ha a talajt

meszezzük, foszfor és szervesanyag mennyiségét növeljük. A Cr<sup>6+</sup> ion redukálása Cr<sup>3+</sup> ionná főként kén- és levélkomposzt alkalmazásával elérhető (Perei et al, 2012; Anton et al, 1999; Szegedi, 2011; Simon, 2014; Alloway, 1990).

#### 1.5.5. Réz

A réz a többi elemhez hasonlóan leginkább a talaj felső rétegében halmozódik fel, és mind a szerves, mind a szervesetlen alkotórészekkel kölcsönhatásba lép. Ha a talajban 150-400 mg/kg a réz mennyisége, akkor ez a koncentráció már fitotoxikus. Ha a talaj pH értéke növekedni kezd, a réz mozgékonyasága is nagyobb lesz. A szennyezetlen talajon fejlődő növények átlagosan 5-20 mg/kg rézet halmoznak fel. Toxicitási tünet akkor jelentkezik, ha a növényben, főként a hajtásban található réz mennyisége 20-30 mg/kg közötti. Ebben az esetben a levelek elszíneződnek, a gyökérzet károsodik, továbbá gátolja az esszenciális elemek felvételét. Viszont, ha a növényben a réz mennyisége 2-5 mg/kg, hiánytünet alakul ki (Perei et al, 2012; Szegedi, 2011; Anton et al, 1999). A rézhiány jellemző tünetei először a fiatal levelek csúcsán figyelhetők meg, majd ezt követően jelentkeznek a levélszélek mentén. A levelek megcsavarodnak, klorózis vagy akár nekrozis is kialakulhat (Simon, 2014).

Mivel esszenciális elem, a növények könnyen felveszik a talajból. Részt vesz az élettani folyamataikban (fotoszintézis, légzés, nitrogén- és szénhidrát anyagcsere), valamint több enzim alkotóeleme. A növényen belül a réz kismértékben mozgékony, ezért a gyökérzet réztartalma általában nagyobb, mint a hajtásoké, termésé (Perei et al, 2012; Szegedi, 2011; Anton et al, 1999; Simon, 2014).

#### 1.5.6. Cink

A növények, mint a legtöbb élőlény számára is a cink esszenciális mikroelem: számos enzim alkotórészét képezi, szabályozó hatással bír a szénhidrátok átalakulásában, a pollenképződésben, az oxidációs folyamatokban, valamint az indolecetsav (auxin) szintézist is elősegíti. A növényekben a normális mértékű cink tartalom 25–150 mg/kg közötti. 400 mg/kg feletti cinktartalom azonban már toxicitási tüneteket okoz, ilyenkor főként a növény elhalása, illetve hozamcsökkenés tapasztalható. 10 – 20 mg/kg közötti cinktartalom azonban hiánybetegségek megjelenését okozza. Ilyen hiánybetegségek lehetnek az „ecetágúság”, ízközők rövidülése és a levelek deformációja, valamint a zöld hajtások klorofill tartalmának csökkenése. A cinkhiány legtöbb esetben inkább a kilúgozott, lúgos kémhatású vagy magas foszfortartalmú talajokon alakul ki. A cink főleg a növények hajtásában halmozódik fel levegőből való szennyezés esetén, azonban, ha a cink a talajszennyezésből kerül át a növénybe, akkor jellemzően a gyökérben akkumulálódik. A cink a talajban nagyrészt az alumínium- és vas-oxidhoz, illetve az agyagásványokhoz kötődik. A növények a cinket főként vízzel oldható és könnyen kicserélhető formáját képesek akkumulálni. A cink növények által történő felvehetősége a talaj kémhatásától és foszfortartalmától függ. Ez a rész a savanyú talajokban általában nagyobb, míg a semleges vagy lúgos talajokban kisebb hányadot jelent (Perei et al, 2012; Anton et al., 1999; Szegedi, 2011; Simon, 2014).

## 2. A nehézfémek kivonási módszerei talajokból

A nehézfém tartalom elemzésének általában két célja van: egyrészt a szennyezőanyag mennyiségének, környezeti terhelésének meghatározása, másrészt pedig a szennyezésből eredő veszély (vízbe, talajba, légkörbe, táplálékláncba jutási lehetőségének) felmérése. Az elemzéshez felhasználhatók mind roncsolásos (pl. savas feltárások) és roncsolás mentes (XRF, azaz röntgenfluoreszcencia) módszerek. Mivel a nehézfémek nagyrészt a talajban kötött formában vannak jelen, ezért a szennyező elem tartalmának meghatározásához kivonószerek alkalmazása szükséges. Elmondható az is, hogy a nehézfémtől és a talaj tulajdonságaitól függően egy kivonószert más mennyiséget és másfajta frakciót vonhat ki (*Kádár, 1998*).

Kivonásra általában olyan vegyszereket alkalmazunk, amelyek az alábbi követelményeknek felelnek meg (*Kádár, 1998*):

- a kioldás módszere szabványosított,
- a kioldási módszer rutinvizsgálatra alkalmas,
- különféle szennyezőanyagoknál és szennyező terhelésnél is alkalmazható.

Fontos, hogy a rutincélú elemzés feltételezi, hogy a mintaelőkészítés kevés műveleti lépésben, szennyezésmentesen módon történik, a kivitelezés gyors és nem drága, olyan vegyszereket alkalmazunk, amelyek felhasználása vagy elhasználódása nem jelent többletterhelést a környezet számára és nem veszélyezteti a személyzet egészségét (*Kádár, 1998*).

### 2.1. Az „összes” tartalom meghatározásának módszerei

#### A) Feltárás magasabb nyomáson és hőmérsékleten

Ennél a módszernél tömény HCl, HF, HNO<sub>3</sub>, HClO<sub>4</sub> keverékeket alkalmaznak nyomás és hőhatás mellett. Ezzel az eljárással a teljes szerves anyag mennyisége feltárható, azonban a szulfidok, szulfátok, nehézfémoxidok néha nem teljesen határozhatók meg ezen a módon, mivel ezek savakban nehezen oldódnak. A feltárást általában autoklávban, vagy teflonbombákban hajtjuk végre, így a roncsolás egy zárt edényben nyomás alatt történik meg. Ennek előnye, hogy kevesebb savat kell felhasználnunk, kisebb a veszteség mennyisége és a szennyeződés lehetősége. Másik előnye pedig, hogy az ilyen módszerek szabványosítottak, így nemzetközi referenciaminták elemzésénél is alkalmazhatók (*Kádár, 1998; MSZ 21470-50:2006*).

#### B) Királyvizes kivonás

Ennél a módszernél tömény HCl:HNO<sub>3</sub> keverék 3:1 arányú keverékét, azaz királyvizet alkalmaznak a fémek kioldására. A királyvízzel csaknem 100%-ban kioldható pl. Cd, Cu, Ni, Pb vagy Zn. A módszer hátrányai közé tartozik, hogy elég drága, az eljárás nehézkes és nagy a savigénye, valamint nagyon korrozív és a személyzetre vonatkoztatva egészségkárosító gőzök is felszabadulhatnak a roncsolás során. Előnye, hogy ez a módszer is szabványosított (*Kádár, 1998; Rauret, 1998; MSZ 21470-50:2006*).

### C) *tömény salétromsavas - hidrogén-peroxidos kioldás*

Ez a fajta roncsolás nagyrészt autoklávban nagy nyomás és hő mellett jön létre, a kioldott fémtartalom mennyisége pedig nagyon hasonló a királyvizes kioldás során megkapható fémmennyiséghez. Előnye az előző módszerhez képest, hogy olcsóbb, és az eljáráshoz kevesebb savat kell felhasználni, továbbá nincs korrózió gáztermelődés, és rutin eljárásként is alkalmazható (Kádár, 1998; Rauret, 1998; MSZ 21470-50:2006).

## 2.2. Ökológiailag meghatározó frakciók

Ezeknél a módszereknél az alábbi kivonószereket alkalmazzák leggyakrabban (Kádár, 1998):

- Híg, különféle molaritású ásványi savak (pl. HCl, HNO<sub>3</sub>). Ezeket a mállás során felszabaduló, és lassan feltáródó nehézfémek meghatározásához használjuk fel.
- Szerves komplexképzők (EDTA, DTPA). Ezek a vegyszerek a lassan vagy középtávon feltáródó elemek becslésére alkalmasak.
- Ca, Mg, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> híg sóoldatai, NH<sub>4</sub>-acetát, valamint talajvíz kivonatok. Ilyen oldatok és kivonatok a nagyobb mozgékonyágú, növények által könnyen felvehető elemek kimutatásánál alkalmazhatók,
- vagy ezek keverékei.

### A) Híg ásványi savak

Ezen eljárás során gyakran 0,1 - 2,0 M HCl és HNO<sub>3</sub> oldatait alkalmazzák. Az ennél töményebb, 1-2 M kioldás már nagyon megközelíti az "összes" készlet által kapott eredményeket. A módszer hátránya, hogy ha a talajok semlegesek és meszesek, akkor a fémek kioldása függ a karbonátok mennyiségétől. Másrészt pedig ez a módszer kevésbé szabványosított (Kádár, 1998; Rauret, 1998; MSZ EN 16173:2012).

### B) Komplexképzőkkel kivont frakciók

- *EDTA kioldás*

Az etilén-diamin-tetra-acetátot (EDTA) alkalmazva főként a réz és az ólom oldható ki könnyen a talajból, mert ezek az elemek jobban kötődnek a talaj szerves részeihez. A módszer hátránya, hogy hatékonysága pH függő. Ha a talaj pH értéke 4 alatti, akkor a komplexképző képesség csökken, a fémek kioldhatósága is eszerint változik. Az eljárás során többféle EDTA oldat használható fel, ilyenek: (Kádár, 1998; Rauret, 1998; MSZ 21470-50:2006).

1. Na<sub>2</sub>-EDTA eltérő molaritással és talaj/oldószer aránnyal
2. Na<sub>2</sub>-EDTA együtt alkalmazva NH<sub>4</sub>-karbonáttal
3. EDTE együtt alkalmazva NH<sub>4</sub>- acetáttal és ecetsavval (Lakanen-Erviö talajkivonat)

A módszer másik nehézsége, hogy a feltárás végén visszamaradó hulladék EDTA oldat nem környezetbarát, ha a szennyvízbe kerül, akkor mobilizáló hatással van az üledékre akkumulálódott nehézfémekre (Kádár, 1998; MSZ 20135:1999).

- *DTPA kioldás*

A mérsékelt mobilis nehézfémek kioldására használható fel a dietilén-triamin-penta-acetát (DTPA), a  $\text{CaCl}_2$  és a triklóramin vagy trietanolamin keverékével. Ha a két komplexképző vegyületet összehasonlítjuk, akkor elmondható, hogy a DTPA gyengébb kivonószer, mint az EDTA. Az eljárás hátrányai megegyeznek az EDTA-s módszerével (Kádár, 1998; Rauret, 1998).

### 2.3. Semleges sóoldatokkal történő kivonás

#### A) $\text{NH}_4$ -acetát kioldás

Ennél a kioldásnál a feltárási oldat pH-ja többféle lehet, pl. 4,3; 4,8; és 7,0. Emiatt a kioldott rész is eltérő. Ha a kivonó oldat pH értéke 7,0, akkor ezzel számottevően a növények számára könnyen felvehető, mobilisabb nehézfémeket lehet feltárni. Ha viszont az oldat pH-ja savasabb, ezzel főként karbonátokhoz és szerves anyagokhoz kötött, illetve a felületen kicsapott fém frakciókat lehet kivonni. A módszer előnye, hogy az oldatok kis koncentrációban is már jól mérhetőek. Hátránya viszont, hogy nem eléggé szabványosított eljárás, valamint a feltárási során másfajta molaritású oldatokat, különféle talaj/oldószer arányokat és rázási időtartamokat kell alkalmazni (Kádár, 1998; Rauret, 1998; MSZ 20135:1999).

#### B) $\text{CaCl}_2$ kioldás

Ez a módszer főként a könnyen kioldható frakció meghatározásának eszköze. A talajban lévő összes tartalom csak kis részét vonjuk ki ily módon. Hátránya, hogy ICP méréseknél az oldat kloridionjai zavarhatják a mérést, az oldatok előkészítése nem könnyű, a minták szennyeződés veszélye nagyobb, kevésbé reprodukálható méréseket ad. Általában a 0,1 M  $\text{CaCl}_2$  oldatot 1:2,5 talaj/oldószer arányban alkalmazzák 2 órás rázatási idő mellett. Az eljárás nincs szabványosítva (Kádár, 1998; Rauret, 1998; Vona et al, 2020).

#### C) $\text{NH}_4\text{NO}_3$ kioldás

A módszerben használt ammónium-nitrát-oldat (1 M) a mobilisabb, könnyebben kicserélhető nehézfémek meghatározásához alkalmazzák. A növények fém akkumulációja jól mérhető, becsülhető ezzel az eljárással. Ez az oldat kisebb mennyiségeket tár fel a mintákból, mint a  $\text{CaCl}_2$ -os oldat, de kevesebb a mérés technikai probléma is. A feltárási végén keletkező hulladék oldatok sem annyira környezetterhelők (Kádár, 1998; Rauret, 1998).

### 2.4. Szekvenciális extrakciós módszerek (BCR eljárás)

Jóllehet a változatos kémiai formákban megjelenő nehézfémek szétválasztása nagyon bonyolult, a szekvenciális extrakciós módszerek jó közelítést nyújtanak a megoldásra. A napjainkban széleskörben alkalmazott szekvenciális extrakciós módszert a *Community Bureau of Reference (BCR)* fejlesztette ki azért, hogy a különféle extrakciós módszereket megpróbálják egymással harmonizálni. Az új módszer hátránya, hogy rendkívül időigényes folyamat, és kevésbé használható rutinelemzésekre. A módszer gyorsaságát azóta sikerült

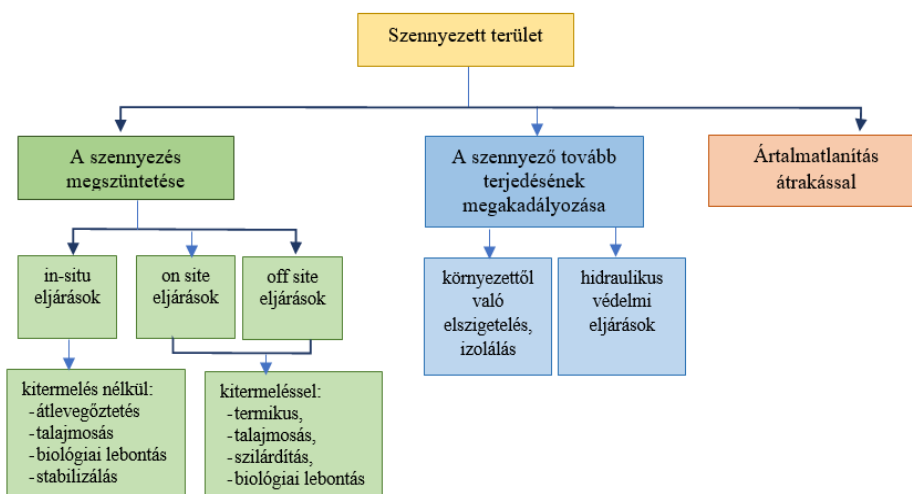
növelni főként az ultrahangos roncsolásos módszereknek és az időzíthető és fűthető rázógépeknek köszönhetően (Arain et al, 2008).

Az első BCR eljárást eredetileg talajok fémtartalmára fejlesztették ki, később kiterjesztették a szennyvíziszapokra, tengeri üledékre, ipari iszapokra, hamura és komposztokra is (Mossop et al, 2003).

Az eredeti 4 lépéses BCR módszert később egyszerűsítették, Mossop és Davidson módosította egy 3 lépéses eljárásra. Az első lépésben (BCR1) 1,0 g légszáraz talajt extrahálnak 50 ml-es boroszilikát centrifuga csőben megfelelő extraháló oldattal. Extrahálószerként 40 ml 0,11 M ecetsavat használnak. Az elegyet 24 órán keresztül rázatják, majd a végén az elegyet centrifugával szétválasztják szűrletre és maradékra. A második extrakciós lépésnél (BCR2), a redukálható elemek nyerhetők ki az első lépés maradékából. Ehhez 40 ml 0,1 M hidroxil-ammonia-kloridot használnak pH=2,0 mellett. A savas, pH=2 értéket salétromsav hozzáadásával állítják be. Végül a harmadik extrakciós lépésben (BCR3) megkapható az oxidálható frakció is a 2. lépés maradványából két kezelés után. Ebben a fázisban elsőként 8,8 mol hidrogén-peroxiddal kezelik a maradékot, majd elpárologtatják, ezután pedig még 50 ml 1 M ammónium-acetátot (pH 2) adnak hozzá. Az összes mintát szobahőmérsékleten, rázógéppel keverik az eljárás során. A 3 lépés után kapott maradékot ezután 20 ml királyvízzel tárják fel mikrohullámú roncsolóban (Fernandez-Ondono et al, 2017; Mossop et al, 2003).

### 3. Szennyezett területek kármentesítése kémiai, fizikai és biológiai módszerekkel

Egy területen a szennyező anyagok csökkentése a környezet további megóvása érdekében létfontosságú. A szennyező anyagok csökkentését kémiai, fizikai és biológiai módszerekkel érhetjük el. Azonban az, hogy milyen technológiát alkalmazunk egy területen, nagymértékben függ a helyi körülményektől, a nehézfémek vagy más szennyezők mennyiségétől, fajtájától, a szennyezett terület nagyságától. A talajkezelést végezhetjük in-situ és ex-situ módon, azaz a helyszínen, vagy a helyszíntől távol (Kádár, 1998; Perei et al, 2012). A talajszennyezők kárrelhárító módszereit a 8. ábra mutatja be (Papp, 1997).



8. ábra A szennyezett talajok kárrelhárítási módszerei (szerk: Kovács-Bokor Éva, forrás: Papp, 1997)



A kármentesítés során az adott módszereket akár kombinálni is lehet. Azért, hogy a ráfordított költségeket csökkenthessük, célszerű a későbbiekben a kivont szennyezőt (fémeket vagy nehézfémeket) visszanyerni (*Kádár, 1998*).

### 3.1. In-situ kárelhárítási módszerek

A helyszíni, in-situ kezelési módszerek előnyei (*Papp, 1997.; Perei et al, 2012*):

- kevésbé költséges, mint az ex-situ módszer, és ily módon kizárható az esetleges szállításból, kitermelésből származó további szennyezés, egészségkárosodás,
- A tisztított talaj az eredeti helyén marad,
- a szennyezés mentesítéshez nincs szükségünk másik területre, nincs szükség külön tárolótér kialakítására.

Alkalmazási feltételek:

- A szennyező anyagoknak biológiailag lebomlónak vagy a talajból mobilizálhatónak kell lenniük,
- fontos tudni a szennyezett terület pontos határait, földtani felépítését, hidrogeológiai viszonyait
- a szennyező anyag homogén eloszlását.

Az ilyen kezelések hátrányai (*Papp, 1997; Perei et al, 2012*):

- az ilyen típusú módszerek általában hosszabb időt vesznek igénybe,
- a megkötött szennyezők idővel kioldódhatnak, ha valamely környezeti körülmény megváltozik (pl. talaj pH értéke, redoxipotenciál),
- a szennyező anyagok a helyszínen maradhatnak, és így nem szűnik meg a fenyegetettség,
- további veszélyt jelenthetnek a kezeléssel kimaradt szennyeződések,
- a tisztítandó területtel szemben támasztott nagyobb követelmények,
- a tápoldatok, és közbelső termékek újabb szennyezést jelenthetnek (pl. eutrofizáció).

A fontosabb talaj kitermeléssel nem járó, in-situ talajkezelési módszerek fontosabb jellemzői (*Papp, 1997; Puzder et al, 2001; Anton et al, 1999; Liu et al, 2018; www.enfo.hu*):

- a. pneumatikus fellazítás: egy előkezelési eljárás, amely során nagynyomású levegőt juttatnak a talaj alsóbb rétegeibe, a rosszul áteresztő üledékes talajrétegekbe.
- b. átlevégtetés: a könnyen illó oldószerek (pl. kloroform) és alifás szénhidrogének eltávolításánál alkalmazzák ezt a módszert. Az illékony szennyezőket a talajrétegen átszívott vagy átnyomott, megfelelő hőmérsékletű, sebességű és nedvességtartalmú légáram segítségével távolítják el. A levegőből leválasztják a szennyezőanyagokat (pl. aktív szénrel), a tisztított légáramot pedig visszaforgatják a talajba.
- c. talajmosás: a szennyezett talajt ilyenkor átmosják felületaktív és/vagy oldószert tartalmazó oldattal. Az oldat bejuttatása felszínközeli szennyezésnél inkább beszívárogtatással, azonban, ha a szennyezés mélyebb rétegeket érint, inkább injektálással (kút) történik. A mosófolyadékot megtisztítás után szintén visszavezetik a talajba.

- d. biológiai lebontás: Ebben az esetben a talajban élő, vagy oda bejuttatott mikroorganizmusokat használják fel arra, hogy a szennyező anyagokat lebontsák. Ilyenkor a biológiai lebontás fokozására szükséges lehet tápoldat és oxigén bejuttatása.
- e. bioventilláció: a biodegradációhoz szükséges oxigént a talajlevegő gyakori cseréjével biztosítják. Az eljárás végén az elszívott talajlevegőt, gázt összegyűjtés után kezelni, tisztítani szükséges.
- f. stabilizáció: Ez a módszer a szennyezés szétterülését, oldhatóságát, mozgékonyágát akadályozza. A stabilizáció, vagy fixálás lényege, hogy a szennyezőket átalakítsa kevésbé vízoldható vegyületté. A szilárdítás pedig a talajtömb áteresztőképességét csökkenti. A kötőanyagok lehetnek: cementtej, mésztej, vízüveg.
- g. hőkezelés: A vizes mosás és a biológiai lebontás eredményességét növelhetjük úgy, hogy forró levegőt vagy gőzt fúvatunk vagy injektálunk be a talajba. Ilyenkor az illó szennyező anyagok könnyebben tudnak távozni a talajrétegekből.
- h. vitrifikáció: Ennél a módszernél elektródákat helyeznek a talajba, és a talaj szilikátjait ily módon elektromos árammal olvasztják meg. Az olvadékba zárt nehézfémek ebben az esetben immobilizálhatók.

A talaj kitermelése nélkül végzett technológiai módszereken kívül ismert még a hidraulikus védelmi módszerek csoportja. Ezeket az eljárásokat általában más módszerekkel együtt alkalmazzák, fő céljuk inkább a szennyező anyagok tovább terjedésének hidraulikus gátlása. Két fajtája van, az aktív és a passzív hidraulikus védelem (*Papp, 1997*).

Az aktív hidraulikai védelmet akkor alkalmazzák, ha a szennyezett talajtömb a talajvízszint felett helyezkedik el. Ez a módszer akkor lehet hatékony, ha a szennyezést a talajvízbe viszik át, és a szennyezés ezzel együtt mozog. A szennyező anyag tulajdonsága szerint a szennyezés a víztest felületén úszik (ha sűrűsége kisebb, mint a vízé), vagy a szennyező anyag a víztartó fekéjéig ülepedik le, mert sűrűsége nagyobb, mint a vízé. Amennyiben a szennyezőt a vízzel keveredve termelik ki a talajból, annak szétválasztása is szükséges (*Papp, 1997*).

A passzív hidraulikai védelmet általában ideiglenesen alkalmazzák más módszerekkel együtt. Ennek a módszernek a lényege az, hogy kedvezőbb áramlási irányt alakítsanak ki a további szennyezett terület terelése érdekében, vagy a szennyezést megakadályozzák góccok (pl. védőkút) kialakításával (*Papp, 1997*).

Az in-situ módszerekhez sorolható még a szennyezett terület elszigetelése is, amely során mesterséges vízzáró falat hoznak létre a szennyezés továbbterjedésének megakadályozására. A mesterséges vízzáró falakat többféle módon alakíthatják ki, pl. szádfalak építésével, injektált falakkal, injektált függönyfalakkal, résfalakkal.

További technológia a kárelhárítás átrakással. Ennek során a szennyezett talajt kitermelés után biztonságos lerakóba helyezik. A lerakót folyamatosan monitorozzák. A kitermelés és átrakás, szállítás során fokozott figyelmet kell fordítani a további szennyezések megakadályozására (*Papp, 1997*).

### 3.2. Ex-situ technológiai módszerek

Az ex-situ eljárások során a szennyezett talajt kitermelik, és eltávolítás után a szennyezés területéhez közel (on site) vagy talajkezelő telepre (off site) szállítva kezelik. Az ex-situ eljárásokat főként akkor használjuk, ha a szennyezés kis területet érint, de a vízbázist veszélyezteti (Perei et al, 2012; Anton et al, 1999).

Az ex situ módszerek előnyei (Perei et al, 2012; Kuppusamy et al, 2016):

- lehetőség van a talaj homogenizálására és fellazítására, ezért ezek a módszerek kevésbé függenek a helyi talajszerkezeti és hidrogeológiai adottságoktól;
- viszonylag kicsi az energiaigény a kezelés során (pl. a levegőztetés megoldható a talaj átforgatásával oxigén besajtolása helyett);
- rövidebb kezelési idő szükséges.

Az ex situ módszerek hátrányai (Perei et al, 2012; Kuppusamy et al, 2016):

- nagy a feldolgozási időigény (kitermelés, előkészítés stb.);
- viszonylag kis szennyező anyag koncentrációk mellett használhatóak (egyéb ex situ módszerekhez képest);
- nagy kezelőterületet igényelnek;
- nagy térfogat növekedéssel járhat a talaj adalékolása (ez a talaj szerkezete vagy a szennyeződés minősége miatt lehet szükséges) (Ensley, 2000).

Ex-situ fizikai-kémiai eljárások (Kuppusamy et al, 2016; Liu et al, 2018; Puzder et al, 2001; Anton et al, 1999):

- a. talaj frakcionálás, azaz szemcseméret szerinti elkülönítés: Ennek során a szennyezett talajt sűrűség és szemcseméret alapján választják szét. A módszer azon alapszik, hogy a szennyezők nagy része a finom frakciókban ( $> 63 \mu\text{m}$ ) koncentrációdik. Ezért elsőként a durvább kődarabokat és törmelékeket szitálással eltávolítják. Ezt követően sűrű szuszpenzióvá alakítják a talajt, ami ezután egy mosó rendszerbe kerül.
- b. talajmosás, vizes mosatás: A szuszpenziót szétválasztják tiszta talajrészecskékre és a szennyezőkkel teli mosóvízre. A mosóvizet tisztítani kell. A mosás történhet erős vízszugárral.
- c. savas mosatás: ennek során a szennyezett talajt és az oldószert egy keverős reaktorban (extraktorban) keverik össze. Másik módszer, ha a szennyezett talajt egy oszlopreaktorba töltik, és az oldószert a talajon keresztül engedik át. A szennyeződés kioldódik a talajból. Az oldatot ezután szeparálják, az oldószert regenerálják és újra felhasználják.
- d. savas extrakció: Leginkább fémextrakciós eljárásoknál használják ezt a módszert, amely során szerves vagy szervetlen savas mosást alkalmaznak, vagy szerves felületaktív anyagok segítségével oldják ki a fémeket a talajrészecskéktől. A fémek kinyerésére meszes kicsapást, műgyantás, ioncserés vagy elektrokémiai módszereket alkalmaznak.

- e. stabilizáció: A cél az, hogy a szennyező anyagot immobilissá tegyék egy stabilizáló anyag segítségével. A leggyakoribb stabilizáló anyag a mész, a gipsz, a cement, de bitumen vagy polimerek is alkalmazhatók erre a célra.
- f. kémiai oxidáció vagy redukció: ebben az esetben is a szennyeződés mobilitását csökkentik. Ehhez oxidációt vagy redukciót hoznak létre ózon, hidrogén-peroxid, hipoklorit vagy klór-dioxid alkalmazásával.
- g. dehalogénezés: főként halogénezett vegyületek eltávolítására használható módszer. Dehalogénezésre leginkább alkáli-poliétilén-glikátot (pl. kálium-poliétilén-glikátot) kevernek össze egy szakaszosan működő, fűtött reaktorban. Ekkor a PCB-k, peszticidek halogén atomja kicserélődik a poliétilén-glikáttal és ily módon a vegyület toxicitása csökkenthető.
- h. gázelszívás: Illó szennyezők eltávolítására használják ezt a módszert. Ilyenkor a talajt alácsövezik, majd a szennyezést vákuummal elszívják. A talajból kiszívott gázt ezután utókezelik, azaz valamely adszorberen keresztül vezetik, vagy égetéssel, bioszűrőkkel szeparálják a gázból a szennyezőket.
- i. elektrokémiai eljárások: ezen belül három módszert alkalmaznak az elektroforézist, elektroozmózist és az elektrolízist. A nehézfémek és más szennyezők ezáltal eltávolíthatók a talajból és a talajvízből. A talajba vezetett elektródák között elektromos erőteret hoznak létre, amely hatására a fémek a megfelelő elektródon választódnak le.
- j. alacsony hőmérsékletű deszorpció: ebben az esetben a víz és az illó szennyezők elpárologtatása történik meg 100-300 °C-on. Az elszívott gőzöket ezután kezelik. Az illó szennyezők leválasztására adszorbereket alkalmaznak. Másik lehetőség, ha elégetik, de akár biológiailag is bonthatják a szennyeződést.
- k. magas hőmérsékletű deszorpció: A víz és a magasabb hőfokon illó szennyezések leválasztása történik ezzel a módszerrel. A folyamat során alkalmazott hőmérsékleti tartomány magasabb, 300-540 °C. Az elszívott gőzöket, gázokat ebben az esetben is utókezelik.

Ex-situ termikus eljárások (*Puzder et al, 2001; Kuppusamy et al, 2016*):

- a. égetés: A talajban lévő szerves szennyezések elpárologtatása, égetése általában 870-1200 °C-on történik meg. A füstgáz kezeléséről ebben az esetben is gondoskodni kell.
- b. pirolízis: Ebben az esetben is szerves szennyezők eltávolítása történik, csak oxigénmentes környezetben, magas hőfokon. A szerves anyagok a kezelés hatására szilárd anyagokra és gázokra bomlanak szét.
- c. vitrifikáció, amely során a szennyezett talajt magas hőmérsékleten megolvasztják, így egy üvegszerű amorf vagy kristályos szilárd anyagot hoznak létre. A vitrifikáció fő célja, hogy a toxikus elemek teljesen immobilisakká váljanak. Az üvegszerű, kristályos anyag később építőanyagként (kerámia, díszkavics, stb) is felhasználható.

Ex-situ biológiai eljárások:

Az ilyen jellegű talajkezelési módszerek a következők lehetnek (*Puzder et al, 2001; Anton et al, 1999; Liu et al, 2018*):

- agrotechnikai módszerek: Az ex-situ biológiai módszer során a szennyezett talajt kitermelik, majd bizonyos arányban egy alkalmas területre viszik, ahol a talajba forgatják, szántják, boronálják. Ez akkor megengedett, ha a talajban van egy természetes vízzáró réteg, mint egy izolációs szint, ami megakadályozza a szennyező talajvízbe mosódását.
- bioágyas, prizmás kezelés: Ennél a technológiánál fontos, hogy a nedvességtartalmat, pH-t, hőmérsékletet, tápanyagellátást és az oxigénellátást kontrollálni kell a mikroorganizmusok optimális, aerob működésének biztosítása érdekében. A homogenitást a rendszeres átfogatások, az oxigénellátást a kialakított szellőztető rendszer biztosítja.
- iszapfázisú kezelés reaktorban: A talajt vízzel és adalékkal keverik, a mikroorganizmusok számára a tápanyagot, oxigént, pH-t, stb. a bioreaktor biztosítja. A reaktor lehet egyszerű földmedence vagy számítógép vezérelt automatizált acélreaktor. A biológiai bontás után a fázisokat szétválasztják, a kezelt talajt víztelenítik és elhelyezik. A vizet újra felhasználják a szennyezett talaj szuszpendálására.

### 3.3. Bioremediációs módszerek

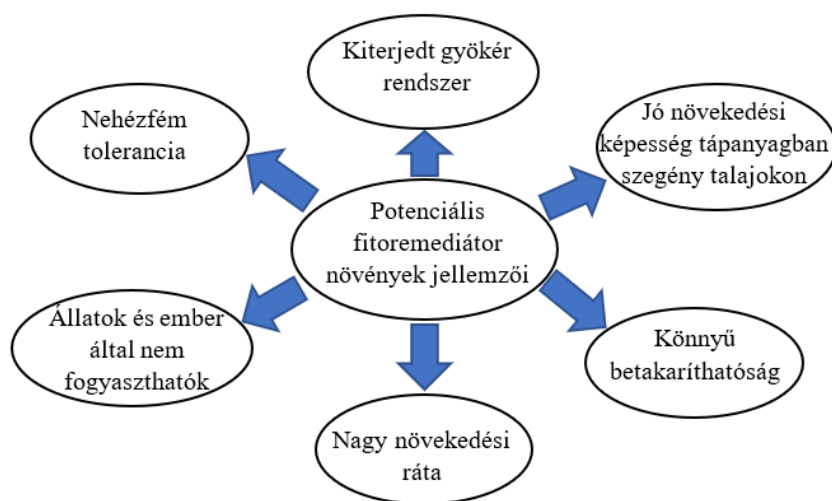
A folyóvízi iszapok, vagy talajok szennyezettségének csökkentésére napjainkban többféle (bio)remediációs módszer ismert. A *remediálás* egy terület megjavítását, meggyógyítását, jelenti, a latin *remedium* = gyógyszer, orvosság, orvoslás kifejezés alapján. A remediáció az a tevékenység, amikor a talajt vagy az iszapokban található szennyező anyagok mennyiségét határérték alá csökkentjük. Egy terület remediálását végezhetjük a helyszínen in-situ, és a helyszíntől eltérő helyen ex-situ módon (*Perei et al, 2012*).

A kémiai és fizikai módszerek nagy előnye, hogy gyorsak és hatékonyak, hátrányuk viszont, hogy többnyire nagyon költségesek. Főként a pontszerű vagy tudatos, ipari eredetű szennyeződések eltávolítására alkalmazzuk őket (*Erdei, 2015; Arthur et al, 2005*). A legfontosabb kémiai-fizikai módszerek közé tartozik például a talajlevegőztetés, a talajmosás (extrakció), a stabilizálási/szilárdítási módszerek, az elszigetelés. Ezek kombinálhatók a termikus eljárásokkal (*Papp, 1997; www.enfo.hu*)

Ha a szennyezés diffúz, vagy nagyobb kiterjedésű, akkor inkább a bioremediációt alkalmazzák. A bioremediációnak két fajtája ismert. Az egyik, amikor a talajban lévő, vagy oda bejuttatott mikroorganizmusokat alkalmazzák a szennyezők megkötésére, eltávolítására. A másikonál a nagy, hatékony potenciállal rendelkező növényfajok/fajták fitoremediációs képességét használják fel (*Erdei, 2015; Perei et al, 2012*).

A fitoremediáció in-situ biológiai kezelési technológia. Ilyenkor a szerves vagy szervetlen szennyező anyagok, de akár a radioaktív elemek eltávolítása, átalakítása vagy megkötése a talajból, talajvízből vagy ipari hulladékokból a növények és a rizoszférájukban található mikrobák segítségével történik (*Erdei, 2015; Perei et al, 2012; Anton et al, 1999; Singh et*

al, 2017; Arthur et al, 2005; Salt et al, 1998). A fitoremediációt eredményesen lehet alkalmazni elszennyezett katonai, mezőgazdasági, ipari területeken, bányameddőkön is (Hooda, 2007).



9. ábra A fitoremediátor növények főbb jellemzői (szerk: Kovács-Bokor Éva, forrás: Singh et al, 2017)

A fitoremediátor növényeknek azonban van néhány kritériuma, amelyeket a 9. ábra összegez. Megállapítható, hogy a növények kora, a környezeti és a mikrobiális tényezők, a fémek mérete és a különböző növényi részekbe történő transzlokáció azok a döntő tényezők, amelyek befolyásolják a növények nehézfém felvételét (Singh et al, 2017; Punshon et al, 1997).

A fitoremediáció végén a betakarított növényeket ellenőrzött körülmények között tovább kezelik. A fémekkel szennyezett biomassza tömeget komposztálással lehet csökkenteni, ilyenkor a szennyezett biomasszát visszajuttatják mikroelemekben szegény talajokba. Másik megoldás, hogy a biomasszát elégetik. A keletkezett hamut vagy veszélyes hulladék lerakókban deponálják, vagy, ha az egyes összetevő koncentrációja elég nagy (10-20 %), akkor ez a hamuból kohósítással visszanyerhető (Erdei, 2015; Perei et al, 2012; Simon, 2004; Anton et al, 1999; Salt et al, 1998; Hooda, 2007; [www.enfo.hu](http://www.enfo.hu)).

A fitoremediációs módszerek előnyei: környezetbarát, nagy területen alkalmazható, a talaj biológiai aktivitása, termékenysége fennmarad, nem terheljük a környezetet veszélyes anyagokkal (pl. oldószerek), kisebb költségeket jelent más remediálási módszerekhez képest, továbbá az eljárás végén a növényi anyag elégetése után visszamaradt hamuból egyes szennyező anyagok (pl. nikkel) visszanyerhetők, valamint energiahatékony. Hátrányai, hogy időigényes folyamat, továbbá a növények nem vesznek fel, vagy nem bontanak le egyes összetevőket, valamint az eljárás során a növényeket gondozni kell (tápanyagokkal, vízzel el kell őket látni) (Erdei, 2015; Perei et al, 2012; Simon, 2004; Anton et al, 1999; Singh et al, 2017; Hooda, 2007; [www.enfo.hu](http://www.enfo.hu)).

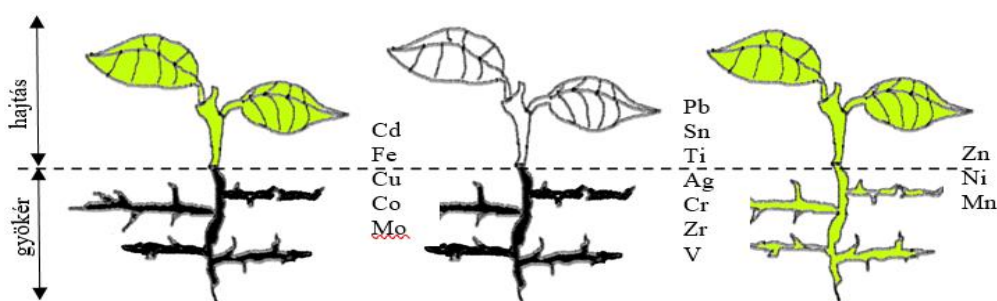
Habár a fitoremediációs módszerek nagyrészt roncsolásmentes és napenergiával hajtott módszerek, ezeknek is vannak korlátai (Singh et al, 2017; Anton et al, 1999):

- sok hiperakkumulátor faj növekedése, fejlődése lassú folyamat,
- kevés biomasszát termelnek, és leveleik a földhöz közel helyezkednek el, ezért a betakarításuk nehézkes,
- a biotikus tényezők és a betegségek veszélyeztethetik a növények fém akkumulációs képességeit,
- az éghajlati és időjárási viszonyok befolyásolhatják a növények fém akkumulációs teljesítményét,
- csak alacsony és közepes nagyságú szennyezettség esetén hatékony,
- limitált biológiai hasznosulás a talajból nehezen mobilizálható, erősen kötött fémion frakciók esetében,
- helytelen kezelés esetén a táplálékláncba kerülés veszélye fennállhat.

A fitoremediáció sikere sokszor attól függ, hogy a növény milyen mértékben képes a fémiont felvenni a talajból, üledékből és milyen arányban képes a gyökérből a hajtások felé transzportálni őket (10. ábra). Egyes növényfajok hajlamosak a felvett fémionokat inkább a gyökérükben felhalmozni, vagy fel sem venni (kizáró típusú növényfajok), míg másfajta növények a fémionokat a hajtásaikba transzportálják és ott akkumulálják (indikátor vagy hiperakkumulátor fajok) (Erdei, 2015).

A talaj-növény rendszerben a fémfelvételnek négy szakaszát különböztethetjük meg (Erdei, 2015; Singh et al, 2017; Salt et al, 1998):

1. Az első szakasz a fémion mobilizációja a talajban. Ezt elő is tudjuk segíteni pl. kelátképzéssel vagy deszorpcióval.
2. A második szakaszban a fémion a gyökérsejteken keresztül a citoplazmába jut, ahonnan vagy a vakuólumba kerül, vagy
3. a harmadik szakaszban a vízáramba kerül és transzlokálódik a hajtások felé. A hosszútávú transzport során végül a fémion bejut a levél mezofillum sejtjeibe és a levélsejtek, valamint a növény többi része között megosztódik.
4. A magba vagy termésbe való bejutása ismét egy membrántranszport mechanizmuson keresztül történik. Magba és termésbe viszont csak kisebb mértékben szoktak a fémionok felhalmozódni. Ez a végső, negyedik szakasz, amelyet megosztásnak (partitioning) nevezünk.



10. ábra A nehézfém ionok megoszlása a növények között (szerk: Kovács-Bokor Éva, forrás: Erdei, 2015.)

a) főleg a gyökérben-kevésbé a hajtásban; b) csak a gyökérben; c) egyenletesen az egész növényben

Asszerint, hogy az egyes nehézfémek a növény melyik részében akkumulálódnak, három növénytypust különböztethetünk meg: főleg a gyökérben - kevésbé a hajtásban; csak a gyökérben; egyenletesen az egész növényben akkumulálnak (Erdei, 2015).

A fitoremediáció a szennyezőanyag és az elérendő cél szempontjából lehet: fitostabilizáció, fitodegradáció, fitoextrakció, rizofiltráció (fitofiltráció), fitovolatilizáció (3. táblázat) (Anton et al, 1999; Bosiacki et al, 2014; Singh et al, 2017; Hooda, 2007; Chaney et al, 1997; Arthur et al, 2005).

3. táblázat A fitoremediációs eljárások és alkalmazhatóságuk (Erdei, 2015)

Alkalmazás	Közeg	Szennyezők	Tipikus növények
Fitoextrakció	Talaj, üledék	nehézfémek (ólom, kadmium, cink, nikkel, réz)	Keresztesvirágúak (indiai mustár, repce, komló, napraforgó)
Fitostabilizáció	Talaj, üledék	nehézfémek, szerves szennyezők	Intenzíven transzpiráló mélyen gyökerező fák, erős gyökérzetű fűfélék, sűrű gyökérzetű fajok
Fitodegradáció	Talaj, talajvíz, szeméttelp, kifolyások, szennyvíz alkalmazásakor	herbicidek, aromás vegyületek (benzol, toluol), klórozott vegyületek, robbanó vegyületek (TNT)	Mélyen gyökerező fák (nyár, fűz), fűfélék, cirok, pillangósok (lucerna, vízínövények)
Fitovolatilizáció	Talaj, üledék, szennyvíz	higany, szelén, arzén	Keresztesvirágúak, Astragalus (csüdfű) transzgenikus növények
Rizoszféra vioremediáció	Talaj, hulladék, szennyvizek	szerves szennyezők, nitrát, foszfát	Sűrű, erős gyökérzetű növények aktív rizoszférával (baktériumok, gombák)
Rizofiltráció	Talajvíz, szennyvíz	nehézfémek, radioaktív ionok (cézium, stroncium, urán), olajos szennyezők	Vízi növények (gyékény, nád)
Élőgépek	Talajvíz, eutrofizált vizek, szennyvíz	szerves és szervesetlen szennyezők	Változatos fajú vízínövény közösség

Fitodegradáció során a növény vagy gyökerének mikrofórája enzimikus folyamatok



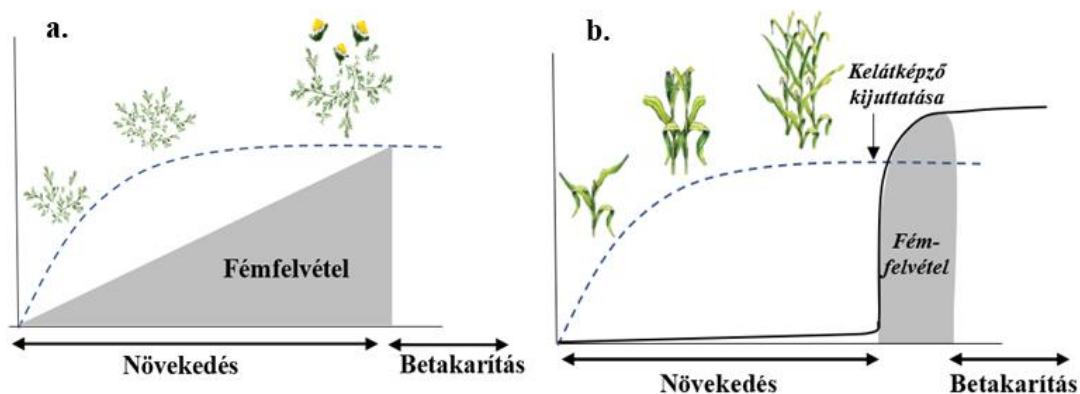
során teljesen elbontja (vízzé, szén-dioxiddá alakítja), mineralizálja, mobilizálja (illékonyá teszi, pl. higany) vagy csökkent kockázatú anyaggá alakítja a biodegradálható, toxikus vegyi anyagokat. Szennyezett talaj vagy szennyezett víz (élőgép) kezelésére alkalmazható. A triklór-etilén bontására jól alkalmazható például a nyárfa, míg a nitroglicerinnel bontására a cukorrépat alkalmazták (Anton et al, 1999; Bosiacki et al, 2014; Singh et al, 2017; Arthur et al, 2005).

*Fitoextrakció.* A fitoextrakciót fitoakkumulációnak is nevezik, amely során a talajban és a vízben található szennyeződések a gyökereken keresztül szívódnak fel, majd a hajtásba és a levelekbe szállítódnak (Anton et al, 1999; Singh et al, 2017; Arthur et al, 2005; Hooda, 2007). Általában magasabb rendű növényeket (pl. gyorsan növekvő, nagy biomasszát adó fajok, pl. nyárfa, fűzfa) alkalmaznak a toxikus elemek akkumulációjához (Simon, 2004). Ebben az esetben speciális, a fémek hiperakkumulációjára képes növényekkel vonják ki a nehézfémeket a talajból. Hiperakkumulációról akkor beszélhetünk, ha a fémkoncentráció mértéke a növény adott szervében meghaladja az 1000 mg/kg szárazanyag értéket (Simon, 2004; Anton et al, 1999). A hiperakkumulációs növények akár 50-500-szor nagyobb mennyiségben szívják fel a nehézfémeket, mint a nem hiperakkumuláló növények anélkül, hogy bármilyen káros hatással lenne a növekedésre és fejlődésre. Ezek a növények általában kis méretűek, lassan növekszenek, gyakran ritka fajokról van szó, amelyeknek korlátozott a populációmérete és az elterjedése az ökoszisztémában (Singh et al, 2017). A hiperakkumulátor növényeknél a hajtás/gyökér fémkoncentrációjának aránya (transzlokációs faktor, TF) általában >1 (Simon, 2004).

Jelenleg 45 családból több mint 450 növényfajt azonosítottak hiperakkumulátorként, ami az összes zárvatermő növény kevesebb mint 0,2%-át teszi ki. Ezek a növények főként a *Brassicaceae*, *Asteraceae*, *Fabaceae*, *Lamiaceae*, *Poaceae*, *Euphorbiaceae*, *Caryophyllaceae* és *Violaceae*, *Alyssum* növénycsaládba tartoznak. A normál növényekkel ellentétben a vadon élő hiperakkumulátor fajok kiterjedt gyökérzetet növesztenek magas fémmellátottságú területeken. Zn hiperakkumulátorként jól hasznosíthatók a tarsóka fajok (*Thlaspi caerulescens*) és a lúdfű (*Arabidopsis halleri* L.) fajok, amelyek a cinken kívül a kadmiumot, kobaltot, mangánt és a nikkelt is nagyarányban képesek felvenni. A *Brassicaceae* családban több faj is jó hiperakkumulátor. Ilyen fajok például: szareptai mustár (*Brassica juncea* L.), repce (*Brassica napus* L.). Nikkel akkumulátorként a Közép-Afrikából származó *Berkheya coddii* L. és a sziklai ternye (*Alyssum bertolonii* L.) ismert, amely akár 3,7 %-ban halmozza fel és transzlokálja a nikkelt a hajtásaiba, és főleg a leveleibe. A kadmium nagyobb mértékű akkumulációjára az *Arabidopsis* fajok alkalmasak. Egyes fajok, mint például a *Populus* és a *Salix* fajok, széles körben felhasználhatók a cinkkel és kadmiummal szennyezett talajok remediálására (Baker et al, 1994; Singh et al, 2017; Simon, 2004; Chaney et al, 1997; Salt et al, 1998; Hooda, 2007; Broadhurst et al, 2016).

A kivonás történhet folyamatos fitoextrakcióval (11. ábra), amely során főként hiperakkumulátor növényfajtákat telepítenek a szennyezett területre, amelyek növekedésük során folyamatosan vonják ki a szennyező anyagokat a talajból, iszaptól. Ezeket elsősorban felső, hajtás részeikben halmozzák fel (Simon, 2004).

A fitoextrakció másik fajtája az indukált fitoextrakció, amely során kelátképzők (pl. EDTA) talajba juttatásával teszik a fémeket könnyen felvehetővé nagy biomasszát képező növényfajok számára (11. ábra). A szennyeződések a folyamat során a talajból, iszapokból a növények felső, föld feletti szerveibe (szárába, levelébe, termésébe), vagy a gyökérzetbe helyeződnek át. A szennyezett biomasszát, mint veszélyes hulladékot ezután ellenőrzött körülmények között feldolgozzák, vagy a szennyezőt égetés után a hamuból visszanyerik (Simon, 2004; Salt et al, 1998).



11. ábra A fitoextrakció fajtái: a. folyamatos fitoextrakció, b. indukált fitoextrakció (szerk: Kovács-Bokor Éva, forrás: Simon, 2004; Salt et al, 1998)

A *fitofiltráció* a talajvízből és a szennyezett szennyvízből származó szennyeződések eltávolítására szolgáló technika. A szűréshez különböző növényi részeket használnak, például gyökereket (rizofiltration), palántákat (blastofiltration) és kimetszett növényi hajtásokat (caulofiltration). Ezek a növényfajok lehetnek vízi, félig vízi és szárazföldi növények. Növekedésük lassú. A hidropónikus növények általában hatékonyabbak a rizofiltrációban, mint a tipikus vízinövények. A *Callitricheophocena* hatékonyan alkalmazható a talliummal (Tl), kadmiummal (Cd), cinkkel (Zn) és ólommal (Pb) szennyezett vizeknél, míg a *Juncusacatust* a krómmal szennyezett talajvizek kezelésénél használják. A *Plectranthusamboinics* az ólommal szemben mutat erős toleranciát. Főként bányavizekben lévő higany szennyeződés eltávolításához jól alkalmazható két vízi makrofiton, a *Pistiastratiotes* és az *Azolla pinnate L.* Arzéntartalmú vizek kezeléséhez pedig általában a *Cladophora* algát és hidropóniás rendszerben csíkos szalagpáfrány (*Pteris vittata L.*) is alkalmazható (Singh et al, 2017; Arthur et al, 2005). A szelénrel szennyezett vizes területek (wetland) remediálására leginkább az írisz fajok (*Juncus xiphioides L.*), a gyékények (*Typha latifolia L.*) és kákafélék (*Scriptus robustus L.*) alkalmasak. A Pb(II), Cr(III), Zn(II), Cu(II), és Ni(II) fémionok vizes oldatokból történő eltávolítására a takarmánylucerna (*Medicago sativa L.*) is képes, míg Cd és Cu kivonására néhány *Sargassum* faj is hatékony lehet. Ezen kívül a krómtartalmú szennyvizek fitofiltrációjához jól alkalmazható a vízi jácint (*Eichhornia crassipes L.*), amely gyökér és hajtásszövetében képes a rendkívül toxikus Cr(VI) felvenni, és a kevésbé toxikus Cr(III) ionná redukálni (Arthur et al, 2005; Hooda, 2007).

*Rizofiltráció* során a fémeket (pl. ólom), és radionuklidokat a szennyezett vízből növényi gyökerek segítségével távolítják el. Erre elsősorban azok a növényfajok alkalmasak,

amelyek nagy gyökértömeeggel, gyökérfelülettel rendelkeznek, és viszonylag kevés fémot szállítanak át a gyökereik a hajtásba. A növényeknek ezen kívül akár napokig is el kell tudni viselni egyes fémek nagy koncentrációját a vízben. A fémeket, illetve a radionuklidokat a gyökerek megkötik, felhalmozzák vagy kicsapják. A hazai növényfajták közül ilyen eljárásra leginkább alkalmas a napraforgó (*Helianthus annuus L.*), amelynek speciális rizofiltrációs rendszere akár 50 g szárazanyagot képez négyzetméterenként, ami 1,5 kg szárazanyag/m<sup>2</sup>-nek felel meg havonta. A napraforgó elsősorban a Cr(VI), Mn, Cd, Ni és Cu tartalmat képes hatékonyan csökkenteni. A napraforgón kívül rizofiltrációra alkalmazható növényfaj még a békalencse (*Lemna minor L.*) és a békalencse páfrány (*Azolla pinnata L.*), illetve a szareptai mustár (*Brassica juncea L.*) is (Simon, 2004; Anton et al, 1999; Bosiacki et al, 2014; Singh et al, 2017; Chaney et al, 1997; Arthur et al, 2005; Hooda, 2007).

A *fitovolatilizáció* jelentése: *fito* = növény, *volatilizáció* = illékonytétel. Fitoevaporációnak is nevezik. A folyamat során a növények illékonytá teszik a talajban, üledékben, vízben lévő szennyező anyagokat (pl. szelént, higanyt, arzént). A növényekben lezajló élettani, biokémiai folyamatoknak köszönhetően a higany (Hg) illékony elemi formájává, vagy illékony metil- vagy dimetil-vegyületté alakul át, hasonlóan, más, toxikus elemekhez (Se, As). A fenti illékony vegyületek a levegő közvetítésével távolabbra szállítódnak, így a szennyező koncentrációja az adott közegben csökken (Simon, 2004; Bosiacki et al, 2014; Singh et al, 2017; Hooda, 2007). A növényfajok közül a szareptai mustárt (*Brassica juncea L.*) és a csüdfű (*Astragalus racemosus L.*) a szelén eltávolítására használják a talajból. A transzgenikusan módosított *Arabidopsis* és a baktérium génekkal módosított dohánynövény akár 10-100-szor több Hg-t képes elpárologtatni, mint a vadon élő rokonaik (Singh et al, 2017; Salt et al, 1998).

A *fitostabilizációt* fitoszekvesztrálásnak/fitodepozíciónak is nevezik, amely a talajban található szennyező anyagok rögzítését/megkötését jelenti. A szennyezett közeget különböző adalékanyagokkal kezelik, majd a toxikus elemeket tűrő növényekből hoznak létre takaróréteget, így a nehézfémek nem tudnak a levegőbe kerülni, valamint a talajba, talajvízbe mosódni. A fém megkötést a növényi gyökerek és nem a hajtások végzik el. Napjainkban a réz, cink és ólom szennyezett talajok fitostabilizációjánál két pázsitfű fajt, az *Agrostis* és a *Festuca* fajt alkalmazzák. Ezen fű és a fafaj együttes kombinációja jó fitostabilizáló képességet mutat. A fitostabilizációnál a faültetvények jól hasznosíthatók, hiszen a talajeróziót csökkentik, a vízeróziót megelőzik, a kiterjedt gyökérzetük és a köztük lévő tér pedig jó teret biztosít a szennyező anyagok felhalmozódására. A fitostabilizálás különbözik a többi technológiáktól, mert a másik módszerekkel ellentétben nem nyújt állandó megoldást, főként a nehézfémek mozgásának korlátozására, a szennyező anyag kivonása, a mérgező elemek inaktiválására használják. (Simon, 2004; Anton et al, 1999; Bosiacki et al, 2014; Singh et al, 2017; Arthur et al, 2005; Hooda, 2007).

A fitoremediációs módszerek kiválasztásának első lépése mindig az adott helyszín talajának elemzésével, analízisével kezdődik. Ezután meg kell állapítani a területen lévő szennyezéseket, azok minőségét, koncentrációját és a szennyezett talaj/üledék mennyiségét. Ezek alapján kiszámítható a szennyező anyag összes mennyisége a területen.

## 4. Fitoremediációs esettanulmány bemutatása

A folyóvízi iszapok fitoremediálására jó példát szolgáltat a mártélyi Tisza-holtág iszapremediációja (Erdei, 2015). A kísérleti terület Hódmezővásárhely külterületén, egy tározó volt, amelybe a korábbi Tisza holtág rehabilitáció során kitermelt, mintegy 16 000 m<sup>3</sup> iszapos zagy lett elhelyezve. Előzetes iszapvizsgálatok alapján a zagy átlagos nehézfém koncentrációja meghaladta az előírt határértékeket (pl. a Cd 162-192 mg/kg; Ni: 51-61 mg/kg, Zn: 243-283 mg/kg). A területet endemikus növényzet borította, a főbb fajok a következők voltak: vadmurok (*Daucus carota* L.), közönséges nád (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel), fehér fűz (*Salix alba* L.), széleslevelű gyékény (*Typha latifolia* L.), selyemkóró (*Asclepias syriaca* L.), tarackbúza (*Elymus* sp.), mocsári zsurló (*Equisetum palustre* L.), vízi peszérce (*Lycopus europeaus* L.), iszapgyopár (*Gnaphalium uliginosum* L.), igazi édesgyökér (*Glycyrrhiza glabra* L.). A növényekben Cd, Cu és Zn tartalmat határoztak meg.

A kapott eredmények azt mutatták, hogy a cinket a növények leginkább a gyökérzetükben akkumulálták, vagy zárták ki (pl. vadmurok), csak három faj (peszérce, iszapgyopár, fehér fűz) halmozta fel a levelében, és csak az igazi édesgyökér akkumulálta a magjában. A Cd és Cu akkumuláció nem volt jelentős a növényfajokban.

A vizsgált endemikus növények közül a fehér fűz volt legalkalmasabb az iszap nehézfém tartalmának csökkentésére, ezért egy zagykazettába négyfajta (Bédai, Sárvár-1, I-4/59, Drávamenti) fűzdugványokat telepítettek. Az eredmények azt mutatták, hogy a Zn és az Pb leginkább a Bédai és a Drávamenti fűzcsemeték levelében és vesszőiben halmozódott fel.

A kísérlet során nemcsak az iszapot és a növényeket elemezték, hanem a terület mikrobiológiai monitorozását is elvégezték, amely során 481 törzset izoláltak, és 75 törzset (pl. *Bacillus cereus*, *Bacillus megaterium*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Pseudomonas mendocina*) határoztak meg. A fűz rizoszférájából meghatározott 29 baktérium törzs később fontos szerepet játszott abban, hogy a növény sikeresen kivédje a nehézfémek gyökeresedést és gyökér növekedés gátló hatását. A fűzparcellában a növények Zn felvételét baktériumos kezelés és kontroll mellett vizsgálták. Az eredmények szerint megállapították, hogy a Zn főként a fűz leveleiben koncentráldott, de mivel a vesszőhozam jelentős volt, ezért a felvett cink több, mint fele a vesszőkből volt kimutatható. A baktériumos kezelés viszont gátolta a Zn vesszőkben történő akkumulációját, a felére esett vissza. A kontroll fűzcsemeték 1,5-szer több cinket (1,8 kg/ha) halmoztak fel. Ez a 3 éves vizsgálati idő alatt a felső 10 cm-es rétegben mintegy 3,5 mg/kg-os csökkenést jelentett. Mivel a fűz vetésforgója 3 év, és a kiindulási Zn koncentráció 250 mg/kg volt, a terület megtisztítása így 46 évet jelent (Erdei, 2015).

## 5. Biobányászat/Fitobányászat

A fitobányászat koncepciója a botanikai kutatások és a fém hipperakkumulátor növények biokémiai és biogeográfiai tanulmányainak kibővítése. Alapvetően felhagyott vagy működő bányák meddőjéből, illetve nagy fémtartalmú talajokon alkalmazzák (Van der Ent et al, 2018).

Számos toxikus elem kivonható fitoextrakcióval a remediálási folyamat során, de ezen elemek (Cd, As) gazdasági értéke alacsony, valamint a learatott biomassza kezelése, lerakása is költséges lehet. Egyes elemeknek (pl. Ni, Co, Au) azonban már jelentősebb gazdasági értéke van (*Van der Ent et al, 2018*).

A fitobányászat kialakításának követelményei a következők (*Van der Ent et al, 2018*):

- a) nagy biomasszát adó hiperakkumulátor növényfaj kiválasztása,
- b) a választott növényfajta genetikai diverzitásának és természetének becslése,
- c) a mezőgazdasági gyakorlat kifejlesztése a gazdasági megtérülés maximalizálása érdekében,
- d) módszer fejlesztés a növényi biomasszából fitobányászott elemek visszanyerésére.

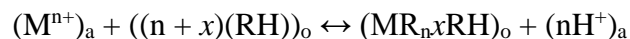
### 5.1.1. Nikkel biobányászata

A nikkelt kinyerésére Európában főként a ternyefélék (*Alyssum*) és az őszirózsafélék (*Berkheya*) fajok alkalmasak. Az ismertebb ternyefajok közül *Alyssum bertolonii* L. Olaszország szerpentin talajain él. Nikkelt tartalmú tápoldatban nevelve a gyökérzetében képes akár 1,9 – 7,7 %-ban akkumulálni a nikkelt. Másik két eredményes hiperakkumulátor fajt is megemlíthetünk. Az *Alyssum murale* L., amely Örményországban honos, és a *Berkheya coddii* L., amely hajtásában 0,49% nikkelt koncentráció volt mérhető (*Erdei, 2015*). Malajziában, illetve Új-Kaledóniában nikkelt akkumulátorként a *Geissois pruinosa* fás szárú növényt alkalmazzák (*Van der Ent et al, 2015*). Ezek a fajok szerves és/vagy aminosavakat választanak ki a rizoszférájukban, amely oldhatóvá teszi a talajban lévő nikkelt (*Broadhurst et al, 2016*).

A biomassza betakarítása után a növények által felvett nikkelt koncentráció égetéssel többszörösére dúsítható. 1200 °C-on elégetve a biomasszát a hamu kristályos nikkelt tartalma elérheti akár a 82%-os mértéket (*Erdei, 2015*).

Chaney és munkatársai dolgozták ki elsőként az 1990-es években a fémes nikkelt visszanyerésének módszerét hiperakkumulátor növények hamujából (*Chaney et al, 2007*). A módszerben egyesítették a hiperakkumulátor fajok használatát a nikkeldús talajokon folyó intenzív mezőgazdasági művelési módokkal. Albániában például fellelhetők olyan szerpentin talajok, amelyek nikkelt tartalma magas, 0,5 - 8 g/kg közötti. A nikkelt mellett ezen talajok nagy mennyiségben tartalmaznak még vasat és mangánt, illetve krómot és kobaltot is. Ezeket a területeket főként legelőnek vagy szántónak hasznosítják, de a rajtuk folyó mezőgazdasági termelés nem túl eredményes. A ternyefajta közül az *Alyssum murale* L. és az *Alyssum corsicum* L. olyan gyomnövények, amelyek Dél-Európa mediterrán területein, főként a szerpentin talajokon széles körben elterjedtek és leveleikben akár 30 g/kg mennyiségű nikkelt képesek felhalmozni. A nikkelt felvételét az ezen szerpentin talajban található két endemikus baktérium, *Microbacterium arabinogalactanolyticum* és *M. oxydans* is erősen elősegíti. A növényeket általában a betakarított növények magjából, illetve a szabadon növekvő állományból telepítik újra. Kifejlődés után kézzel aratják, majd bálázva kerül a biomassza feldolgozásra (*Bani et al, 2007; Bani et al, 2017; Broadhurst et al, 2016; Barbaroux et al, 2011; Barbaroux et al, 2012*).

A nikkelt kinyerésének több módja ismert. Az egyik módszer a biomassza égetése pl. ívkemencében, amely során a szárított növényekből nikkelt gazdag hamu keletkezik. Az égetési technika előnye, hogy a biomasszából villamos energia is előállítható, amellyel gazdaságosabbá lehet tenni a folyamatot. Hátránya viszont, hogy a keletkező füstgázt kezelni kell. Mivel a nikkelt alacsony illékonyságú fém, ezért nagyrésztben a hamuban koncentrálódik. A keletkező nikkelt gőz viszont a megfelelő levegőtisztaságvédelmi berendezésekkel leválasztható. Másik módszer a kémiai átmosás. Ebben az esetben a porrá őrölt, szárított *Alyssum murale L.* növényt feltárják kissé savas vízzel 100 °C-on, 24 órás reakció idő alatt. Mivel az *Alyssum murale* növényt vizsgálva megállapították, hogy a legnagyobb nikkelt koncentráció a magból volt kimutatható, ezért az őrölt magokat is feltárták 0,5 M kénsavval 90 °C-on, 120 perces reakció idő alatt. Ezek az eljárások lehetővé tették, hogy a nikkelt 97%-a átkerüljön a kapott szűrletbe. Ezután a szűrletből a nikkelt többféle eljárással nyerhető ki. Az egyik ilyen módszer a szelektív kicsapás. Ez egy általánosan használt módszer, amely során egy oldatból kinyerik a fémeket hidroxid formában, és a fém-hidroxid oldhatósági sorrendje szerint szeparálják őket. A fém-hidroxidok lúgos oldat, pl. NaOH hozzáadásával pH=11 mellett kicsapathatók. Ennek a módszernek az a hátránya, hogy a nikkelt főként Ni<sup>2+</sup> formájában található meg a savas oldatban, amelynek nagy a szerves anyag tartalma. Ez viszont megakadályozhatja a szelektív kicsapás hatékonyságát. A másik eljárás az oldószeres kivonás. Ennek során az oldat szerves részét először vas(III)-kloriddal koagulálják-flokkulálják, majd a csapadékot leszűrik, s csak ezután vonják ki belőle a nikkelt. A nikkelt oldhatóvá tételének végén egy nikkeltben gazdag vizes közeg és egy nikkelt mentes szerves rész keletkezik. Az extrakció alapelve egy kationcsere a vizes és a szerves rész között (*Barbaroux et al, 2011; Barbaroux et al, 2012*):



Ahol a (M<sup>n+</sup>)<sub>a</sub> kation a vegyérték nélküli fémet, RH a foszfonsavat (Cyanex 272), az 'a' és az 'o' index pedig a vizes és a szerves fázist jelenti (*Barbaroux et al, 2011; Barbaroux et al, 2012*).

A harmadik módszer a nikkelt elektrolitikus kicsapása. Ez a nikkelt szulfátos oldatból való kicsapását jelenti. Az eljárás során az anódon (pl. titán bevonatos irídium-oxid) a víz oxidálódik, a katódon (pl. saválló acél) pedig a Ni<sup>2+</sup> redukálódik. Ez a módszer akkor hatékony, ha az oldatban sok a H<sup>+</sup> ion, a pH érték 2-5 közötti. Az elektromos feszültség 1 N oldatban 25 °C-on többféle fém volt jelen: Mg/Mg<sup>2+</sup>: 2,37 V; Zn/Zn<sup>2+</sup>: 0,76 V; Fe/Fe<sup>3+</sup>: 0,36V; Ni/Ni<sup>2+</sup>: 0,25V. A nikkelt bevonat képzéséhez szükséges áramsűrűség 100 – 330 A/m<sup>2</sup> (*Barbaroux et al, 2011; Barbaroux et al, 2012*).

### 5.1.2. Arany fitobányászata

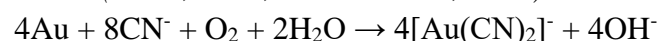
Az arany fitobányászataát főként a meglévő, működő aranybányák meddőjén lehet alkalmazni. A meddő aranytartalma ugyanis gazdaságosan nem nyerhető ki, így erre a problémára adhat ez a módszer megoldást (*Erdei, 2015*).

Az arany fitobányászataára általában a cianogén növények alkalmasak. Mai ismeretünk szerint mintegy 3000 cianogén növényfaj létezik, közöttük sok takarmány és élelmiszer

növény is van. A legismertebb erre alkalmas kultúrnövények: a manióka, a tapióka, a limabab és a szudáni fű. Ezen kívül a mézontófűvek nemzettségébe tartozó *Phacelia sericea* 21,1 ppb, a havasi csajkavirág (*Oxytropis campestris*) és a varjúhájfélék közül a *Sedum lanceolatum* pedig 6-8 ppb mennyiségben képes az arany akkumulációjára. Az aranybányák környezetében megtalálható vízimenta (*Mentha aquatica*) 50 ppb, a mocsári aszat (*Cirsium palustre*) 26 ppb mennyiségben képes a talajban lévő aranyat felhalmozni (Erdei, 2015).

A tudományos adatok alapján Kovalevskii et al, 1989 a növényeket 4 fő csoportba osztotta be a növényi szövetekbe akkumulálódott arany mennyisége alapján: nem gátolt bioobjektumok, gyakorlatilag nem gátolt bioobjektumok, gátolt és háttér gátolt növények. A nem gátolt bioobjektum csoportba sorolt növényfajok mennyiségi információt adnak a táptalajuk arany koncentrációjáról, határtalan akkumuláció jellemzi őket. A gyakorlatilag nem gátolt csoportba sorolható növényfajok fél-quantitatív információkat adnak a táptalaj arany tartalmáról. A gátolt növényfajok csak kvalitatív információkat adnak a táptalaj arany mennyiségéről. A háttér gátolt növényfajok pedig sem kvantitatív, sem kvalitatív információkat nem adnak a táptalaj arany koncentrációjáról. A csoportosított növényfajok között megtalálhatunk fa-, gomba-, és zuzmófajokat is, mint például a dauriai vörösfenyő (*Larix dahhurica* L.), az erdei fenyő (*Pinus sylvestris* L.), balzsamfenyő (*Larix taiga* L.), ezüst nyír (*Betula verrucosa* L.), csésze zuzmó (*Cladonia gracilis* L.), barna gyűrűstinóru (*Suillus luteus* L.). Ezen kívül sikeres kísérleteket folytattak az amerikai Mojave-sivatagban található cserjefélékkel, úgymint a kreozot bokor (*Larrea tridentata* L.), sorjabokor (*Franseria dumosa* L.) és a zsálya (*Artemisia californica* L.). A cserjefélék közül a kreozot bokor bizonyult a legeredményesebb arany akkumulátornak. Főként a levelében tudta nagy mértékben felhalmozni ezt az elemet (Sheoran et al, 2013).

Természetes formájában, Au(0), a növények nem képesek az aranyat felvenni a talajokból, meddőkből, mivel oldhatósága kismértékű. Ahhoz, hogy oldhatóvá tegyük az aranyat, cianogének (nátrium-cianid, tiocianát) szükségesek, mert így Au(I) és Au(III) ion jön létre a folyamat során, amelyet könnyebben fel tud venni a növény. A folyamat során az alábbi kémiai reakció játszódik le (Erdei, 2015; Sheoran et al, 2013):



Az oldott állapotú arany könnyen áthelyeződik a gyökérszétből a hajtások felé, és általában a levélcúcsokban dúsul fel. A vizsgálatok azt mutatták, hogy az arany nanorészecskék formájában halmozódik fel a növényben. A lucerna (*Medicago sativa* L.) 2-20 nm, a szareptai mustár (*Brassica juncea* L.) pedig 20-100nm nagyságú nanorészecskéket tartalmazhat. Jelenleg az arany még csak kis koncentrációban akkumulálódik a növényekben, ezért az eljárás indukció nélkül még nem mondható gazdaságosnak. Ezért a folyamatos fitoextrakció helyett érdemes indukált fitoextrakciót alkalmazni (Erdei, 2015).

Az arany fitobányászatának első lépése a kiválasztott talajok/meddőhányók benövényesítése erre alkalmas hipperakkumulátor fajjal. Érdemes endemikus vagy őshonos, nagy tűrőképességű növényfajt választani, amely akár képes ellenállni a szélsőséges hőmérsékletnek, vízterhelésnek és sótartalomnak. Emellett fontos, hogy gyorsan növekedjen, és nagy biomassza tömeget adjon a betakarításkor. Ahhoz, hogy a növény

fejlődése során a gyökérzetéből a hajtásai felé szállítsa és akkumulálja a fémiont, kelátképzők kijuttatása is szükséges a területre. A gyakorlat azt mutatta, hogy alacsony pH értékű, szulfidos meddők esetén nagyobb arányban nyerhető ki tiocianát alkalmazásával. Míg magas pH értékű meddők esetében inkább tioszulfátot és cianidokat használnak, de ezekből a meddőkből kisebb %-ban nyerhető ki az arany. A növényeket hagyományos módon takarítják be a teljes kifejlődésükkor, vagy ha fémsokek esetén toxicitási tüneteket mutatnak. A növényeket vagy föld feletti vágással, vagy gyökerestül gyűjtik be. Ezután kiszárítják a kapott biomasszát, majd elégetik energia visszanyeréssel vagy nélkül. A hamuból bio-ércet hoznak létre szinterezéssel, hagyományos olvasztással. Ezután a bio-ércből az aranyat nagy hőmérsékletű pirolízissel vagy égetéssel, hamu olvasztással vagy savas feltárással, oldószeres extrakcióval vagy elektromos kinyeréssel vonják ki. A kinyerhető arany hozama szareptai mustár (*Brassica juncea*) esetében elérheti akár a 250 mg/kg-ot is olyan táptalajon, amely 5 mg/kg aranyat tartalmazott, és amelyet az oldhatékonyság miatt ammónium-tiocianáttal kezeltek (Sheoran et al, 2013).



## II. KÍSÉRLETI RÉSZ

### 1. Alkalmazott anyagok és módszerek

#### 1.1. Kísérleti helyek bemutatása a Duna mentén

##### 1.1.1. A Duna és vízgyűjtőterületének jellemzése

A Duna a Volga után Európa második leghosszabb folyója, teljes hossza 2860 km. A Duna a németországi Fekete-erdőben ered, és Bulgáriában delta torkolattal torkollik a Fekete-tengerbe. Teljes hosszát három szakaszra szokták felosztani (*vizugy.hu*):

- a Felső-szakasz: a forrásvidéktől a Dévényi kapuig (Szlovákia),
- a Középső-szakasz: a Vaskapuig (Románia) tart,
- az Alsó-szakasza a Vaskapu és a fekete-tengeri torkolat közötti részt fedí le.

A folyó 8 országon folyik keresztül: Németország, Ausztria, Szlovákia, Magyarország, Horvátország, Szerbia, Románia, Bulgária (12. ábra). Legnagyobb mellékfolyója a Tisza. A Duna mélysége, szélessége és sebessége erősen változó. A Duna hazánk fő folyója, a magyarországi szakaszának hossza 417 km, ebből 142 km határos Szlovákiával. Hazánkban a folyó szélessége Budapesten 350 m, a mélysége 3-10 m között van. A vízsebessége is változó, Budapestnél az átlagos sebessége 0,5 m/s, de áradáskor ez az érték magasabb is lehet, 2,5 m/s (*vizugy.hu*).



12. ábra A Duna vízgyűjtő területe (Forrás: vizugy.hu)

A Duna vízállása is változó. Éves szinten két nagy árhullám figyelhető meg rajta: a tavaszi jeges ár, és a kora nyári zöld ár. Az 1800-as években kezdődő árvízvédelmi intézkedéseket

követően teljes magyarországi szakasza csökkent, a korábbi 496 km-ről a mai 417 km-re (*vizugy.hu*).

A Duna gazdasági jelentősége is számottevő. Egyrészt nemzetközi hajóút, és ezért fontos közlekedési és teherszállítási útvonal. A folyón többféle árut szállítanak, például gabonaféléket, építési anyagokat, kohászati anyagokat. Partjai mentén több száz ipari vállalat és település terül el. A Duna vizét a közlekedésen kívül vízenergia előállítására is hasznosítják. Teljes szakaszán több vízerőmű is működik, elsősorban Németországban és Ausztriában. A legnagyobb vízerőmű a Vaskapunál található (*vizugy.hu*).

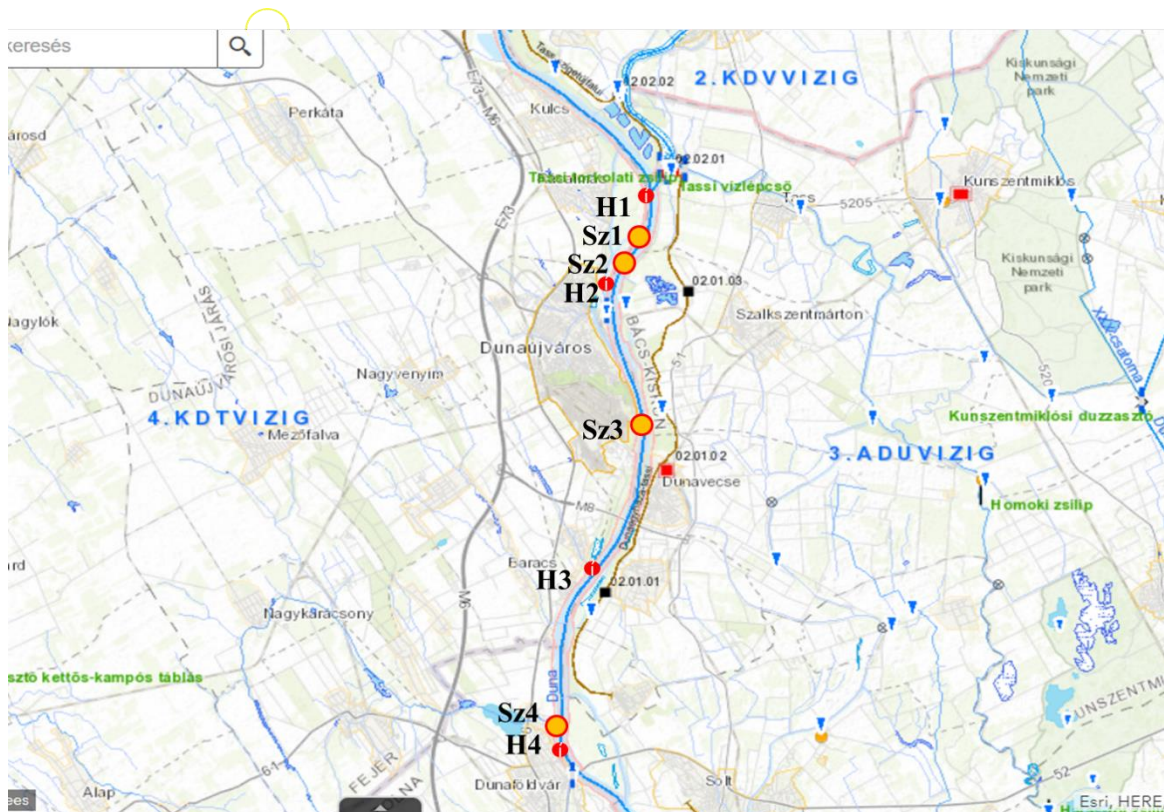
Élővilágát tekintve változatos növény és állatvilág jellemzi a folyót. A növények közül a partmenti szakaszokon a vízparti növénytársulások (nád, gyékény, sás) dominálnak, de a parttól távolodva ligeterdőket, ártéri erdőket találhatunk. Ezekben az erdőkben többféle fűzfa, nyár- és nyírfa, tölgyfa, szil- és kőrisfa fajok találhatók meg. A folyó állatvilága sem elhanyagolható. A vízben egysejtűek, illetve számos rák, kagyló és csigafaj, továbbá ötvenkét halfaj található meg. A halak mellett jelentős mennyiségben fordulnak elő a hullók (siklós, mocsári teknős), és a kétéltűek (békafajok) is. Az itt élő madarak és emlősök száma is jelentős. A madarak között számos sirály-, réce- és gémfaj található meg, az emlősök közül a vízicickány, vidra és az újonnan visszatelepített hódokat lehet kiemelni. A nagyvadak közül őz, szarvas és vaddisznó állománnyal kell számolni. Ragadozókat tekintve rókák és görények élnek az ártéri területeken.

A növény- és állatvilág megóvása érdekében a Duna mentén három nemzeti parkot hoztak létre (*vizugy.hu*):

- Szigetközi Tájvédelmi Körzet
- Duna-Ipoly Nemzeti Park
- Duna-Dráva Nemzeti Park, amely részét képezi a gemenci erdő.

### *1.1.2. A Dunai mintavételi pontok kijelölése*

A terepi kísérletekhez négy mintavételi helyet választottam ki a Duna mentén: H1) Rácalmás, H2) Dunaujváros, H3) Kisapostag és H4) Dunaföldvár (13. ábra) a lehetséges szennyezők figyelembevételével. A szennyezőforrásokat tekintve többféle ipari létesítmény található a vizsgálati területen, amelyek kezelt szennyvizének befogadója az érintett folyószakasz. Ilyen például a rácalmási szennyvíztisztító telep (Sz1), a Hankook Tire Hungary Kft. gumiabroncsgyártó vállalat (Sz2), a dunaujvárosi szennyvíztisztító telep (Sz3), az ISD-Dunaferr Kft. acélipari vállalat, a Dunapack Zrt. hullámpapírgyár, a Dunafin Zrt. és a Hamburger Hungaria Kft. papírgyára, valamint a nemrég Dunaföldváron épült Vajda Papír Kft (Sz4). A folyószakasz ezeken kívül három patak, Névtelen-árok, Felsőfoki-patak, Lebuki-patak és a Kisapostagi-víz befogadója is, amelyek főként mezőgazdasági területek között folynak végig, majd ezen a folyószakaszon torkollanak a Dunába.



13. ábra A mintavételi helyszínek bemutatása  
 (H1: Rácalmási-sziget, kőgát; H2: Dunaújváros- Szabadstrandi iszapmeddő; H3: Kisapostag; H4: Dunaföldvár) (Forrás: <https://geoportal.vizugy.hu>)

A mintavételi helyszínek a folyó áradásának idején általában víz alá kerülnek, így a folyó alkalmanként eloszlathatja rajtuk mederüledékét. A 4. táblázat a mintavételi helyek GPS adatait mutatja.

4. táblázat: A dunai mintavételi helyszínek GPS koordinátái

Mintavételi pontok	Mintavételi területek helyszíne	GPS adatok	
		EOV koordináták (X; Y)	WGS'84 koordináták (Lat; Lon)
H1	Rácalmás (S1)	187512; 643574	N47° 01' 54,35"; E18° 57' 46,54"
H2	Dunaújváros (S2)	182834; 642178	N46° 59' 22,80"; E18° 56' 40,71"
H3	Kisapostag (S3)	171243; 641668	N46° 53' 07,40"; E18° 56' 17,35"
H4	Dunaföldvár (S4)	163565; 640541	N46° 48' 58,69"; E18° 55' 24,69"

Magyarország talajtérképe ([portal.nebih.gov.hu](http://portal.nebih.gov.hu)) szerint ezen területek talajgenetikai típusa vertisol, a vizsgált helyeken humuszos hordaléktalaj található.

### 1.1.3. A Duna mintavételi szakaszának fontosabb jellemzői

A mintavételi szakasz Rácalmástól Dunaföldvárig tartott. Mindegyik település a Duna jobb partján található, az érintett folyószakasz 1586,2-1560,6 fkm között található.

A kísérleti időszak (2016-2019) alatt a Duna-folyó Dunaújvárosnál mért vízállás változását a 5. táblázatban foglaltam össze.

5. táblázat: A Duna Dunaújvárosnál mért éves vízállásainak adatai 2016-2019 között (Petrovickijné A.I. et al, 2020)

Év	Minimum (cm)	Maximum (cm)	Éves átlag (cm)
2016.	-54	378	114
2017.	-41	314	96
2018.	-82	365	66
2019.	-41	449	106

A Duna folyó átlagos nehézfémterhelését a 6. táblázat szemlélteti. Az átlagos nehézfém-koncentráció a Duna fenéküledékeiben 0,8-1,1 mg / kg Cd, 15-50 mg / kg Cr, 10-25 mg / kg Cu, 20 mg / kg Ni és 15-50 mg / kg Pb (Joint Danube Survey 3, 2015).

6. táblázat: Néhány potenciálisan mérgező elem koncentrációja a dunai üledékben (Joint Danube Survey 3, 2015).

Potenciálisan toxikus elemek (PTE)	vízben mért koncentráció (µg/l)		lebegő anyagokban mért koncentráció + (mg/kg száraz tömegre)		meder üledékben mért koncentráció (mg/kg száraz tömegre)	
	min.	max.	min.	max.	min.	max.
Cd	<0,01	0,145	0,26	1,16	0,72	1,95
(összes) Cr	0,29	6,73	37,0	76,1	9,8	101,1
Cu	1,06	9,93	26,8	86,7	<LOQ <sup>+</sup>	105,0
Ni	0,78	24,63	29,0	69,3	5,1	69,2
Pb	0,2	8,08	<18,0	48,7	13,7	85,0
Zn	1,13	12,95	99,5	245,6	23	198

Megjegyzés: <sup>+</sup>Limit of quantification = Mennyiségi határ

7. táblázat: Potenciálisan toxikus elemek (PTE) a Duna Dunaföldvári (JDS24) üledékében (Joint Danube Survey 3, 2015).

Potenciálisan toxikus elemek (PTE)	Vízben mért koncentráció (µg/l)	Lebegő részecskékben mért koncentráció (mg/kg száraz tömegre)	Meder üledékben mért koncentráció (mg/kg száraz tömegre)
Cd	0,036	0,4	0,65
(összes) Cr	NDA <sup>+</sup>	NDA <sup>+</sup>	NDA <sup>+</sup>
Cu	NDA <sup>+</sup>	NDA <sup>+</sup>	NDA <sup>+</sup>
Ni	1,5	33	10
Pb	0,3	22	18
Zn	NDA <sup>+</sup>	NDA <sup>+</sup>	NDA <sup>+</sup>

Megjegyzés: <sup>+</sup>NDA = No data available - Adat nem áll rendelkezésre

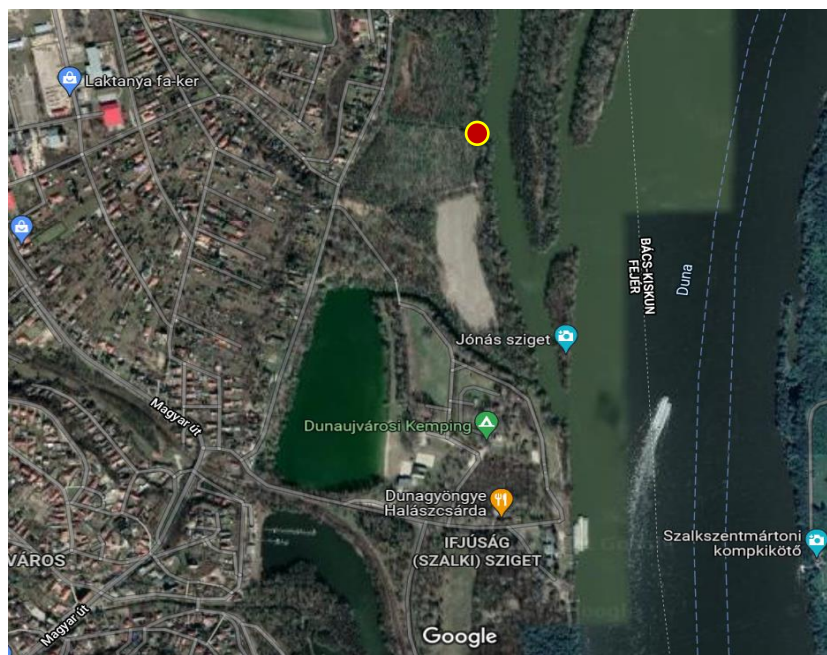
Az 7. táblázat a Duna Dunaföldvári szakaszánál vett víz, lebegő részecske és üledék minták potenciálisan toxikus elem tartalmát mutatja be. A mintákat a folyó 1560 áramlási km-nél, a



Dunaföldvári hídnál gyűjtötték. A JDS24 a Dunaföldvári híd ezen mintavételi helyének azonosító száma a JDS 3-ban (*Joint Danube Survey 3, 2015*).

## 1.2. A folyóvízi szinergia kísérletei helyének bemutatása

A szinergia kísérleteimet kétszer végeztem el folyóvízi iszapokra 2019. és 2020. őszén. A mintavételi terület a Duna dunaujvárosi szakaszán található iszap meddőhányó partmenti régiója volt (14. ábra). Ezen a helyen két növényfajt találtam, a baracklevelű keserűfűvet (*Persicaria maculosa* L.), illetve a parti sást (*Carex riparia* L.), amelyek egymástól elkülönülve és együtt is fejlődtek.



14. ábra A mintavételi terület bemutatása (Forrás: Google Maps)

## 1.3. Kísérleti helyek a veszprémi Békatoói-árok mentén

### 1.3.1. A Békatoói-árok vizsgált szakaszának jellemzése

A kutatásban résztvevő második mintavételi helyszínt Veszprémben választottam ki, amely Magyarország Dunántúli régiójában található, Budapesttől körülbelül 110 km-re. A város a Séd patak mentén fekszik. A mintavételi pontokat a Séd vízgyűjtő területéhez tartozó Békatoói-árok mentén jelöltem ki (15. ábra). Ez a felszíni vízfolyás Veszprém északi részén, a Házgyári utca mentén, Jutaspuszta határában található.

A patak a Séd-patak középső szakaszába torkollik. A Békatoói-árok a város felszíni vízvezető rendszerének egy része, amelybe az északi ipari zóna szennyvize és a Dózsaváros csapadékvize folyik. Az áradó víz közepes nagyságához tartozik, természetes felszíni vízzel. A kis vízgyűjtő üledékének részecskeméretét durva és közepesen finom frakcióként értékeli (*Környezetvédelmi program Veszprém, 2014*).



15. ábra Veszprém felszíni vízfolyásai (Forrás: Környezetvédelmi program Veszprém, 2014)

A Békatői-árok üledékének toxikus elem tartalmához valószínűleg a közeli vízszennyvíztisztító telephely (Sz1) szennyezése (EOV X:197552; EOY: 561481) is hozzájárul. A telephely szerepel a VGT 2, 3-1. mellékletében, amely szerint a telep leginkább kommunális jellegű szennyvízkibocsátásának elsődleges befogadója a Békatői-árok. A táblázatban nincs feltüntetve alkalmazott technológia, a kibocsátott tisztított szennyvíz mennyisége 13 000 m<sup>3</sup>/év. A létesítmény éves terhelését a befogadóra nézve a 8. táblázat mutatja be. A VGT2 3-1 melléklete szerint a telephely toxikus fém kibocsátásának hatása a befogadóra jelentős kategóriába sorolható.

8. táblázat A Békatői-ároknál található szennyvízkezelő telephely éves terhelése (VGT2, 3-1 melléklet, 2015)

BOI (kg/év)	KOI (kg/év)	N (kg/év)	P (kg/év)	lebegő anyag (kg/év)	Zn (kg/év)
120	770	165	7	6	1614
Cu (kg/év)	Cr (kg/év)	Hg (kg/év)	Cd (kg/év)	Ni (kg/év)	Pb (kg/év)
0	0,07	n.a.	n.a.	0,17	0,05

Megjegyzés: n.a. = nincs adat

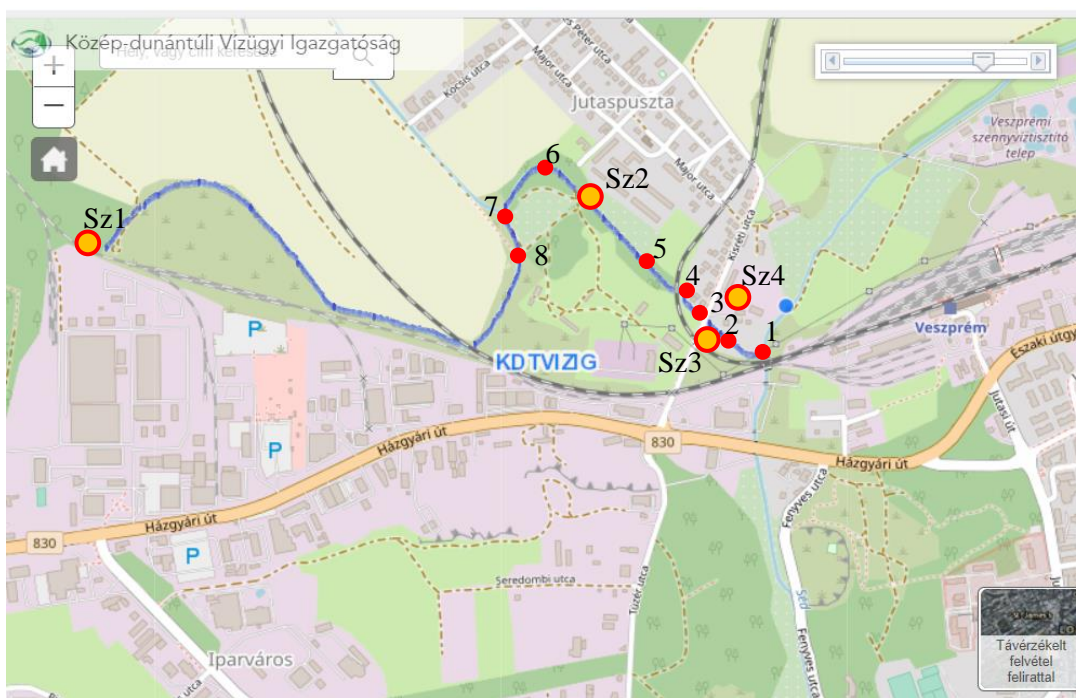
A szennyezők további forrása lehet a csapadékvíz, amely a közeli ipari területről és a Házgyári utcáról moshat be szennyező anyagokat. A Bakonyművek Kft. és a közeli csererdői hulladéklerakó, lakossági rákötés (Sz2), a Jutas Autómosó (Sz3) és az Észak-Dunántúli MÉH Nyersanyaghasznosító Kft. (Sz4) is a közelben található (16. ábra).

### 1.3.2. Mintavételi helyek kijelölése

Nyolc mintavételi pontot választottam ki (9. táblázat) a Békatői-árok mentén (16. ábra) a lehetséges szennyezők bekerülési forrásait figyelembe véve.

9. táblázat A Békatói-árok mintavételi pontjainak GPS koordinátái

Mintavételi pont száma	Mintavételi pont megnevezése	GPS adatok - EOY (X;Y)
1.	Séd torkolat	197767; 563361
2.	Jutas Autómosó	197759; 563270
3.	Közlekedési híd (Kisréti utca)	197847; 563164
4.	Vasúti híd	197887; 563120
5.	1. Jutaspuszta (Major utca)	197950; 563051
6.	2. Jutaspuszta	198090; 562902
7.	3. Jutaspuszta	198171,5; 562805,1
8.	4. Jutaspuszta	198171,5; 562805,1



16. ábra Mintavételi pontok elhelyezkedése a Békatói-ároknál

(<https://www.vizugy.hu/?mapModule=OpVizallas&SzervezetKod=4&mapData=VizmerceLista#mapModule>)

#### 1.4. A folyóvízi üledékek mintavételezési eljárása

A talaj / üledék mintákat az egyes tesztnövények legközelebbi környezetéből, a gyökérzethez közel, a felső horizontból (0-10 cm) gyűjtöttem be. A mintavételi terület minden esetben 1 m<sup>2</sup> volt. Az összetett részmintákat 5-5 pontból vettem a két átló mentén rozsdamentes acél talajmintavevő (Pürkhauer 5012 talajmintavevő) alkalmazásával, majd a mintákat egy mintaazonosítóval (dátum, helyszín, minta kódja) ellátott, polietilén tasakba helyeztem. A részminták összeöntéséből készítettem el az átlagmintát. A talaj / üledékminták össztömege átlagosan 790-870 gramm volt. A laboratóriumban a talaj/üledék mintákat szárítószekrényben 105 °C-on, tömegállandóságig szárítottam, majd exszikkátorban tároltam. A savas feltárás megkezdése előtt a mintákat porcelán dörzsmozsárban porítottam.



## 1.5. A vízparti növényminták mintavételezési eljárása

A növénymintákat szintén a talaj/üledékmintákra kijelölt 1 m<sup>2</sup>-es területről szedtem ki. Átlagosan 3-3 példányt gyűjtöttem be, amelyeket polietilén tasakba helyeztem, majd elláttam mintaazonosítóval (dátum, helyszín, növényfajta). A talaj/üledék/növény mintákat szállítás során 4 ° C-on, hűtőtáskában tároltam.

A laboratóriumban a növénymintákat ioncserélt vízzel lemostam, a gyökérszétből eltávolítottam az üledék/talajmaradványokat. Ezután a növényminta nedves tömegét és teljes hosszát is lemértem, majd az egész növénymintát fő részeire (gyökér, szár, levél, virág) vágtam szét. Az így kapott mintákat a savas feltáráshoz tömegállandóságig kiszárítottam.

A Duna négy mintavételi területéről (H1-H4) évelő, természetes növényfajokat gyűjtöttem be. Ezek között a baracklevelű keserűfű (*Persicaria maculosa* L.), a réti lósóska (*Rumex obtusifolius* L.), a feketéllő farkasfog (*Bidens frondosa* L.) inkább a vízparton volt megtalálható (17. ábra).



17. ábra Dunai vízparti tesztnövények 1.

Balról: baracklevelű keserűfű (*Persicaria maculosa* L.), réti lósóska (*Rumex obtusifolius* L.), feketéllő farkasfog (*Bidens frondosa* L.) (Forrás: saját kép)



18. ábra Dunai vízparti tesztnövények 2.

Balról: parti sás (*Carex riparia* L.), vízi menta (*Mentha aquatica* L.) és vízi hídör (*Alisma plantago-aquatica* L.) (Forrás: saját képek)



A parti sás (*Carex riparia* L.), a vízi menta (*Mentha aquatica* L.) és a vízi hídőr (*Alisma plantago-aquatica* L.) a vízben gyökereztek (18. ábra).

A veszprémi Békatói-árok nyolc mintavételi pontján is 3-3 db növénymintát gyűjtöttem 2017 – 2019 között. A területen megtalálható, természetes növényfajok közül az alábbi öt fajt választottam ki teszt növényként: angol perje (*Lolium perenne* L.), baracklevelű keserűfű (*Persicaria maculosa* L.), kerek repkény (*Glechoma hederacea* L.), vastagerű moha (*Cratoneuron filicinum* L.) és vízi hídőr (*Alisma plantago-aquatica* L.) (19. ábra és 20. ábra). A növényfajokat a nyolc mintavételi helyen való elterjedtségük és évelő jellegük alapján választottam ki.



19. ábra A Békatói-árok teszt növényfajai 1.

Balról jobbra: angol perje (*Lolium perenne* L.), baracklevelű keserűfű (*Persicaria maculosa* L.), vízi hídőr (*Alisma plantago-aquatica* L.) (Forrás: saját képek)



20. ábra A Békatói-árok teszt növényfajai 2.

Balról jobbra: kerek repkény (*Glechoma hederacea* L.) (szerk: Kovács-Bokor Éva, forrás: <http://gyomnovenyek.hu/index.php?r=1023>; vastagerű moha (*Cratoneuron filicinum* L.)

(szerk: Kovács-Bokor Éva, forrás: <https://www.britishbryologicalsociety.org.uk/learning/species-finder/cratoneuron-filicinum/>)

## 1.6. A Dunai terepi kísérlet növényeinek vetése és mintavételezése

A terepi kísérleteket 2017. május és július közötti időszakban végeztem el a Duna dunaujvárosi szakaszán (H1-H4 pontokon) (13. ábra). A terepi kísérletnél a teszt növények ültetési belső területe 1 m<sup>2</sup> / parcella volt, és 4 ismétlést alkalmaztam a növekedési

tesztekhez. Az átlagos növénytűréség hónapos retek esetén 20-30 növény / m<sup>2</sup>, fehér mustár esetén 30-40 növény / m<sup>2</sup>, zöldborsó esetén 40-60 növény / m<sup>2</sup> és angol perje esetében 120-150 növény / m<sup>2</sup> volt, teljesen randomizált elrendezésben. A kísérlet elején a vetés előtt mintát vettem az üledékből, majd a betakarításnál szintén mintákat gyűjtöttem be a növények alatti üledékből és a növényekből.

Az összegyűjtött növény minta/hely átlagos összes zöldsömege zöldborsó esetében 82 g, fehér mustár esetében 38,6 g, rozsfű esetében 98,7 g, retek esetében 10,5 g volt. Az elemzett növények/helyek átlagos összes száraz tömege zöldborsó esetében 69,9 g, fehér mustár esetében 34,8 g, rozsfű esetében 55,8 g és retek esetében 8,9 g volt. A laboratóriumban minden növényi mintát ioncserélt vízzel mostam le, hogy eltávolítsam az üledékrészecskéket, majd gyökerekre és hajtásokra (és szárazokra és levelekre is) osztottam fel az egyedeket. A mintákat ezután tömegállandóságig szárítottam 105 °C-on. A savas feltárást és a műszeres elemzést megelőzően a szárított mintákat apróra vágtam, majd megdaráltam (Kovács-Bokor et al. 2021).

### 1.7. A Dunai szinergia kísérlet iszap és növénymintáinak begyűjtése

A szinergia kísérletekhez kiválasztott baracklevelű keserűfű és parti sás mintákat 2019. és 2020. szeptemberében gyűjtöttem be, amikorra mindkét növény teljesen kifejlődött. Dunaújvárosi meddőhányó part menti részéről 5-5 db iszap-, és növénymintát vettem. A növények esetén fontos volt, hogy olyan területről származzanak, ahol csak egyedül, illetve együtt is megtalálhatók voltak. Az iszapmintákat közvetlenül a növények gyökérzetétől gyűjtöttem, 0-10 cm mélységből. A mintákat egy minta és helyazonosítóval, dátummal ellátott polietilén tasakba helyezve, hűtve szállítottam a laboratóriumba. A növény mintákat a laboratóriumba szállítás után főbb növényi részekre (gyökér, szár, levél, virág), osztottam, majd kiszárítottam (21. ábra). Az üledék- és növénymintákat kiszárítás után a 2.1. fejezetben bemutatott savas (salétromsavas-hidrogén peroxidos) feltárási módszerrel tartam fel CEM Mars 6 típusú mikrohullámú roncsolóval. Az eljárás után kapott szűrletek fém tartalmát (Cr, Ni, Cu, Zn) ICP-OES készülék (Perkin Elmer Avio 200) segítségével elemeztem.



21. ábra A keserűfű és a sás minták

## 1.8. A laboratóriumi kísérletekhez felhasznált konverter iszap bemutatása

A vaskohászat során keletkező porok, revék és iszapok összetétele és fajlagos mennyisége nagymértékben függ az alkalmazott technológiától, a berendezések állapotától, a leválasztó berendezés típusától (Tóth *et al.*, 2001). A konvertermű működése során nagy nyomású oxigént fújnak a folyékony fémbe, ami azt eredményezi, hogy a végső iszapban CO-gázok és félfemes elemek jelennek meg. A folyamat végén nedves porleválasztó technológiát alkalmaznak. Emiatt a konverter iszap nagy koncentrációban tartalmaz értékes fémtartalmú technogén nyersanyagokat, fém-oxidokat, mint például 57-65%-a vas ( $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ) ZnO-t, PbO-t, CaO, MgO, FeO,  $\text{Al}_2\text{O}_3$  és néhány más szerves anyagot (Yaozu *et al.*, 2020; Kuznetsov *et al.*, 2017).

Laboratóriumi kísérleteim során az ISD-Dunaferr Zrt. acélgyártási folyamata során melléktermékként keletkező konverter iszapot használtam fel. A vállalat az acél gyártásához konverteres technológiai megoldást használ a többféle (pl. Martin-kemencés, illetve ívkemencés) eljárás közül. Az ISD-Dunaferr Kft. iszapjának cink koncentrációja 0,67-3,95%, a Pb-tartalom 0,2-0,4% közötti. Az iszap előállított éves mennyisége 30.000 tonna/év, a maximális cink tartalma pedig 1185 tonna/év (Márkus *et al.*, 2011).

## 1.9. A konverter iszappal végzett kísérletekhez használt talajtípusok jellemzése

Az ipari iszappal történő fitoextrakciós kísérletekhez elsőként ki kellett választanom az ültetésekhez legalkalmasabb talajtípust, hiszen önmagában a konverter iszap alkalmatlan a növénynevelésre. A magyarországi talajfajták közül a soproni, barna erdőtalajra (T1), Dunaújváros környékén található feketeföldre vagy csernozjomra (T2), lösz talajra (T3), valamint a Kiskunságról származó szikes talajra (T4) esett a választásom. A fitoextrakciós kísérletek megkezdése előtt a talajok fontosabb kémiai és fizikai jellemzőit is megvizsgáltam.

A talajok kémiai tulajdonsága közül a  $\text{pH}_{(\text{H}_2\text{O})}$  értéket 24 órás desztillált vizes kevertetés után mértem meg (MSZ 21470-2:1981; MSZ EN 15933:2013). Az eredmények alapján megállapítható, hogy a soproni, barna erdőtalaj savanyú kémhatású (4,5), míg a többi talajtípus a gyengén lúgos osztályba tartozik, mivel átlagos pH értékük 8,0 körül volt (10. táblázat).

A teszt talajok 10%-os sósavval történő mésztartalom mérésének eredménye szerint (10. táblázat) a négy talajtípus közül a lösz és a szikes talajban volt a legnagyobb a  $\text{CaCO}_3$  mennyisége, a talajok a gyengén meszes kategóriába sorolhatók (MSZ 18094-13:1980).

A kapilláris, azaz a teszt talajok vízemelő képességének meghatározásához a talajokkal megtöltött üvegcsöveket egy vízzel töltött lapos üvegcsőbe engedtem, majd időközönként 1 órán keresztül megmértem az átnedvesedett talajoszlopok magasságát (MSZ-08-0205:1978). A talajok kapilláris nedvességének vizsgálata azt mutatta, hogy a feketeföld vízemelő képessége volt a legnagyobb, a szikesé a legkisebb (10. táblázat).

A talajminták szerves anyag tartalmának meghatározását a Loss of Ignition (LOI) szabvány szerint végeztem el (MSZ EN 15935:2022). A tömegállandóságig szárított minták 550 °C-on izzítás utáni és előtti tömegéből következtettem a talajok szerves anyag tartalmára.

10. táblázat A teszttalajok fontosabb kémiai, fizikai jellemzői

Származási hely:	Sopron, Lővérek	Dunaújváros	Dunaújváros	Kiskunság
Talajtípus:	barna erdőtáaj (T1)	feketeföld (T2)	lössz (T3)	szikes (T4)
pH érték	4,5	8,1	8,5	8,6
mész tartalom (%)	0,75	0,88	1,36	3,6
1 órás kapillaritás (mm)	103	166	123	34
szerves anyag tartalom (%) (LOI <sup>+</sup> )	12,83	14,4	8,0	7,4
Arany-f. kötöttségi szám	47	34	31	37
Összes vízoldható só tartalom (mg/100 g talaj)	307	208	624	368
Munsell-f. színkód	10YR8/6	10YR3/2	10YR 5/2	10YR6/0

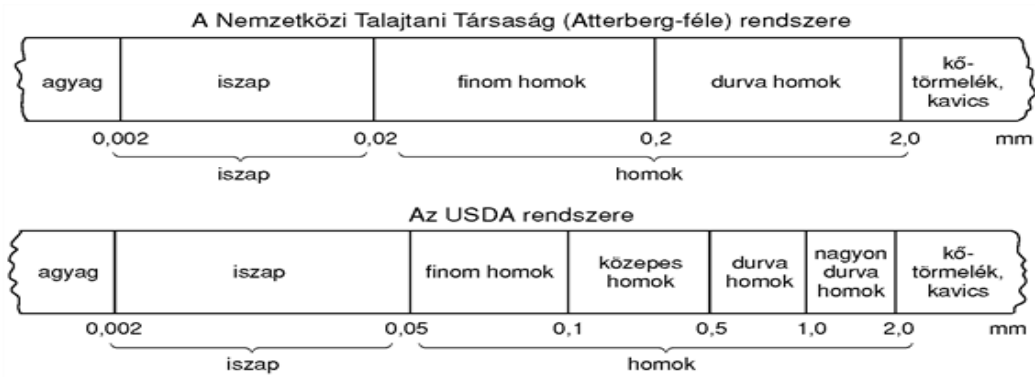
Az Arany-féle kötöttségi szám ( $K_A$ ) alapján a talajok fizikai féleségét határoztam meg (MSZ 21470-51:1983). Az eredmények azt mutatták, hogy a lösz, a feketeföld és a szikes talaj a homokos vályog, míg a barna erdőtalaj az agyagos vályog kategóriába sorolható (10. táblázat).

A talajminták összes vízoldható só tartalmának meghatározásához a 10 gramm légszáraz talajt mértem be Erlenmeyer lombikba, majd 50 cm<sup>3</sup> desztillált vizet öntöttem rá. Összerázás után Thermo MAXQ4450 típusú rázógéppel 1 órán át rázattam. Az 1 óra leteltével redős szűrőpapírral átszűrtem a szuszpenziót. A szűrlet elektromos vezetőképességét (EC) Hanna HI9811-5 mérővel mértem, majd a  $\mu\text{S}/\text{cm}$  értékeket átszámoltam mg/100 g talajra.ó (MSZ-08-0206-2:1978).

A talajok színét a Munsell-skála alapján határoztam meg. Eszerint a lösz talaj színe 10YR8/6, a feketeföld (csenozjom) színe 10YR2/2, a szikes talajé 10YR6/0 és a soproni talajé 10YR 5/2 volt.

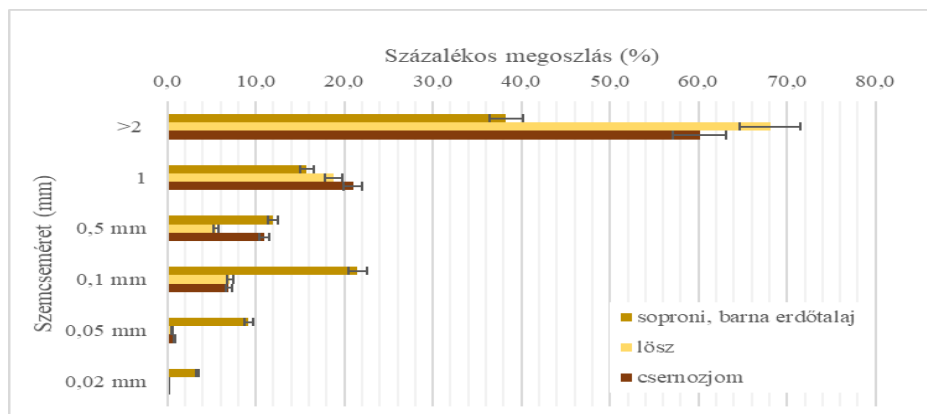
A talajok különböző méretű szemcséket tartalmaznak, amelyek mennyisége és aránya befolyásolja a talaj kémiai-fizikai tulajdonságait. A talajok szemcseméretének osztályozásának egyik módja ún. Atterberg-féle csoportosítás, a másik az USA Talajtani Szolgálatánál terjedt el (22. ábra) (Stefanovits et al., 1999; MSZ 18094-14:1986).





22. ábra Az Atterberg-féle és az USDA rendszer szerinti szemcseméret osztályozás (Stefanovits et al, 1999)

Három talajtípus szemcseméret szerinti osztályozását az ún. USDA rendszer szerint végeztem el, amely eredményét az 23. ábra mutatja be. A szikes talaj szemcseméret eloszlását nem tudtam végrehajtani, mivel túlságosan tömbös volt a szerkezete, a vizsgálathoz. A mérési eredmények szerint a lősz, feketeföld és barna erdőtalaj nagyobb részben 66-91%-ban áll durva homok, kavics méretű részecskékből, és kisebb részben tartalmaz (7-30%) finom-közepes homok frakciókat (MSZ 18094-14:1986).



23. ábra A teszt talajok szemcseméret eloszlása (%)

### 1.10. A laboratóriumi szinergia kísérlet bemutatása

A laboratóriumi szinergia kísérletek során növénynevelő fénypolc segítségével neveltem őszi búza (*Triticum aestivum L.*) és angol perje (*Lolium perenne L.*) növényfajtákat együtt és külön ültetve. Ültető közegnek az előzetesen kapott csíranövény tesztek alapján konverter iszap és lősz keveréket választottam. A konverter iszap 5-10-15-20 %-os arányban lett belekeverve a lősz talajba (24. ábra). A kísérletet két alkalommal, 2020. és 2021. év folyamán hajtottam végre, majd a kapott eredmények átlagából vontam le a következtetéseimet.

A cserepeket 540 gramm iszap/talaj keverékkel töltöttem meg az iszap bekeverési aránynak megfelelően. A talaj és az iszap is tömegállandóságig szárított állapotban volt. Őszi búzából minden cserépbe 4 gramm, angol perjéből pedig 0,5 gramm vetőmag került a cserép két külön felébe. A magokat átlagosan 1 cm mélyre ültettem. A fénypolc időzítve, 11 órás megvilágítással működött a tavaszi napos órák száma alapján. A szobában lévő

átlaghőmérséklet  $21\text{ }^{\circ}\text{C}$  ( $\pm 1,5\text{ }^{\circ}\text{C}$ ) volt, a relatív nedvességtartalom 35-42 % között változott. A talaj/iszap keverékek átlagos pH értéke 5-6,5 között változott, amelyet X4-Life talaj teszterrel mértem. A locsolás heti kétszer történt, alulról, ioncserélt vízzel. Az összes vízdoldható só tartalma a keverékeknek 490-637 mg/100 g talaj között változott az iszap bekeverési arányától függően.



24. ábra A búza és fű szinergia kísérlet növénynevelő fénypolccal

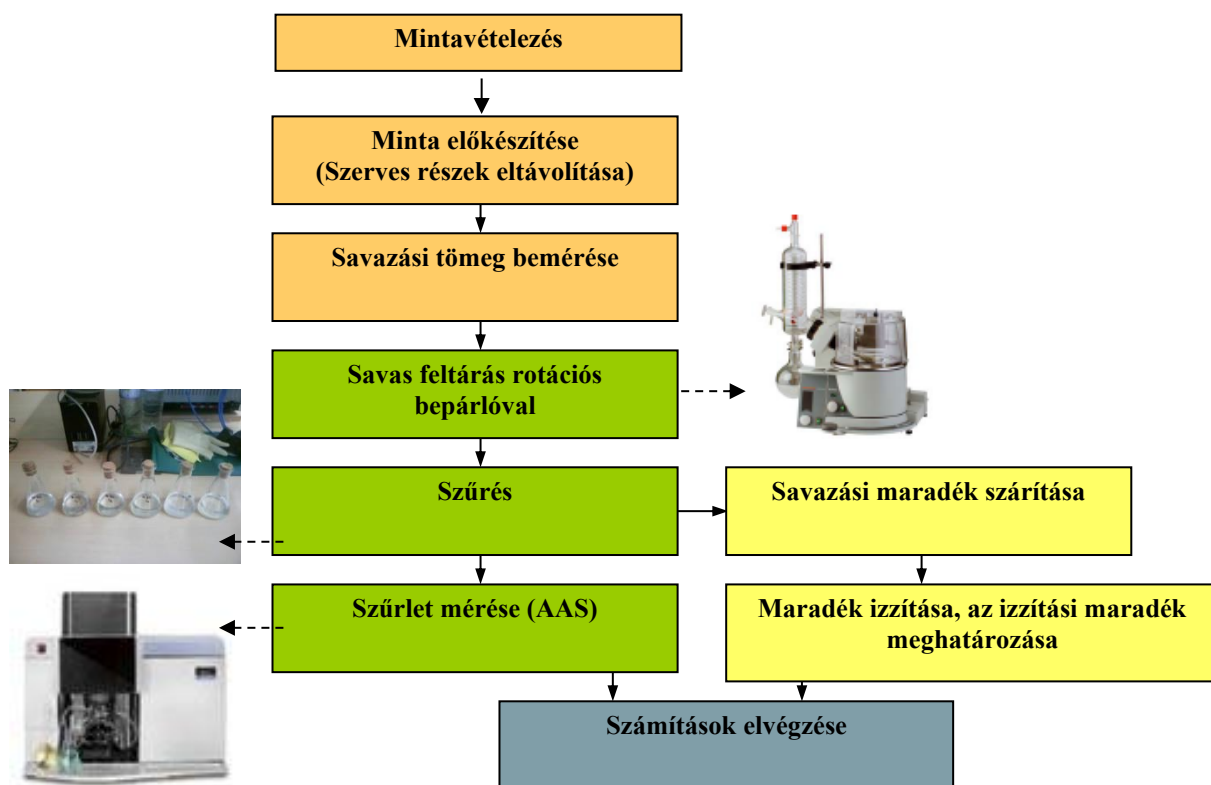
### 1.11. Az üledékminták pH értékének meghatározása

Az üledékek pH-értékét( $\text{H}_2\text{O}$ ) a helyszíneken hordozható pH-érték és talaj teszterrel (X4-Life, 4 az 1-ben digitális pH és talajvizsgáló), valamint laboratóriumi körülmények között is megmértem. A talaj pH értékének meghatározásához az 1 : 2,5 talaj/desztillált víz arányú módszert alkalmaztam, amely során az összekeveréstől számított 24 óra elteltével határoztam meg a pH értéket a talajoldatból (MSZ EN 15933:2013).

### 1.12. Az üledékminták savas extrakciós eljárásának bemutatása

Az üledékek nehézfém tartalmát a korábbi MSZ 12739/4-78 és az újabb MSZ 21470-50:2006 szabvány szerinti, salétromsavas hidrogén-peroxidos kétlépcsős, extrakciós feltárással határoztam meg.

Ennek megfelelően a tömegállandóságig szárított és porított üledék mintákból 5 grammot mértem be a rotációs bepárlóba (Heidolph Laborota 400), és 20 ml tömény salétromsavat adtam hozzá. 15 perc elteltével további 10 ml hidrogén-peroxidot adtam a mintához, majd a feltárás végén leszűrtem az elegyet. Az egyes minták toxikus elem tartalmát atom abszorpciós spektrométerrel (AAS – Perkin Elmer AAnalyst 400) mértem meg. Az iszapmintákból főként Cd, Zn, Pb, Ni, Cr, Cu, Zn tartalmát határoztam meg. Az extrakciós eljárás folyamatábráját a 25. ábra mutatja be.



25. ábra Az üledékminták mérési módszere AAS készülékkel

A szűrletek nehézfém koncentrációjából (mg/l), a savazási és az izzítási veszteség tömegéből az alábbi képlet (1) segítségével határoztam meg az üledékek végső nehézfém tartalmát (mg/kg):

$$c = \frac{c_0 \cdot V}{(1 - s \cdot i) \cdot m} \quad (1)$$

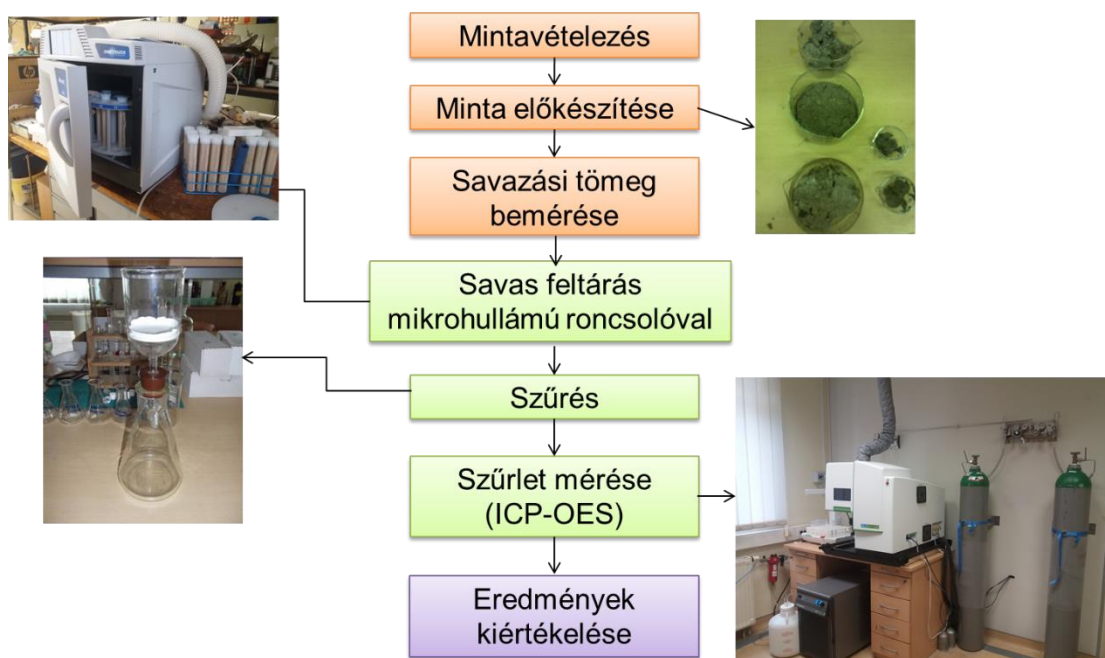
Ahol:

- $c_0$ : az atom abszorpciós spektrofotométerrel mért koncentráció (mg/l)
- $V$ : a szűrlet térfogata (l)
- $s$ : a savazási maradék tömege (g)/ savazásra bemért minta tömege (g)
- $i$ : az izzítási maradék tömege (g)/ izzításra bemért tömeg (g)
- $m$ : a savazásra bemért üledékminta tömege (kg)

A kutatási időszakom második 2 évében (2019-2020) során a Heidolph rotációs bepárló helyett mikrohullámú roncsolót (CEM Mars 6), az AAS készülék helyett pedig ICP-OES készüléket alkalmaztam az iszapminták feltárására és elemtartalmának mérésére. Ennek oka az volt, hogy 2019-ben egy EFOP projekt keretében lehetőségünk volt beszerezni ezt a két készüléket a meglévő infrastruktúránk fejlesztése céljából. A mikrohullámú roncsolóval a rotációs bepárlóhoz képest pontosabb roncsolást tudtam elvégezni, mivel infravörös érzékelőjével egyenként méri minden minta hőmérsékletét a teflon edényzetben belül. Ezért, ha egyes mintáknál a nagy szerves anyag tartalom miatt túlzott gázképződés alakult ki a roncsolás során, rögtön észlelhető volt. Az ICP-OES készülék előnye a régi AAS készülékkel szemben az alábbiak: a megnövekedett mintaszám mellett kisebb kalibrációs és

analízis idővel működik, több elemet határoz meg egyidőben szemben az AAS egyelemes lámpás rendszerével, kisebb (4-15-szer) a kimutatási határa, valamint automatizált mintaadagolóval rendelkezik. A készülék váltás legalább 200 db mintát érintett.

A mikrohullámú roncsoló esetén elegendő volt 0,5 g szárított és porított üledékmintát bemérni. Ehhez adtam 5 ml hidrogén-peroxidot és 5 ml tömény salétromsavat. A teflon edényzet lezárása előtt a kipezsgés és gázfejlődés miatt 15 percet vártam. A készülékkel program szerint a roncsolás 290-1800 W teljesítményen ment végbe. A teljesítmény nagysága az egyidőben feltárandó minták számától (8-24 db) függött. A felfűtési idő (Ramp time) 20 perc, a hőtartási idő (Hold time) 15 perc volt. A mintákat állandó 200 °C-on roncsoltuk el. A roncsolás után a mintákat átszűrtem, majd ötszörös hígításban (2 ml minta + 8 ml desztillált víz + 0,1 ml yttrium belső standard) mértük meg fémtartalmukat Perkin Elmer Avio 200 típusú ICP-OES készülékünkkel (26. ábra).



26. ábra Az üledékminták mérési módszere ICP-OES készülékkel

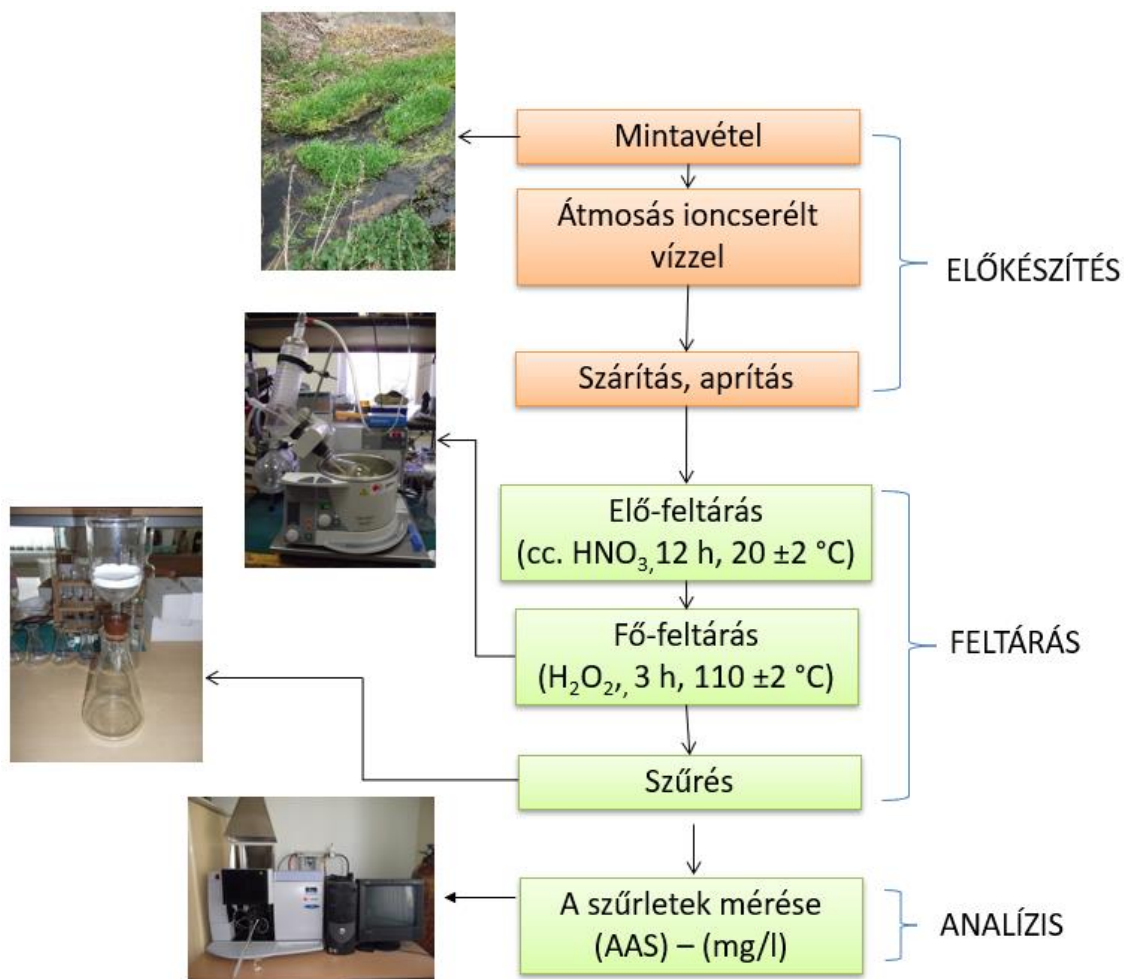
A kapott mérési eredmények kiértékelésénél az iszapos üledékminták fémtartalmát a „6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet a földtani közeg és a felszín alatti vízszennyezéssel szembeni védelméhez szükséges határértékekről és a szennyezések méréséről” mellékletének határértékeivel hasonlítottam össze.

### 1.13. A növényminták savas extrakciós eljárásának bemutatása

A növényminták nehézfém tartalmának meghatározását szintén tömény salétromsavval és hidrogén-peroxiddal végeztem el (Simon, 2004; Szegedi, 2011). A feltárás előtt az üledékmaradványok és egyéb szennyeződések eltávolítása céljából a növény fő részeit többször leöblítettem ioncserélt vízzel, majd tömegállandóságig szárítottuk. Szárítás után a



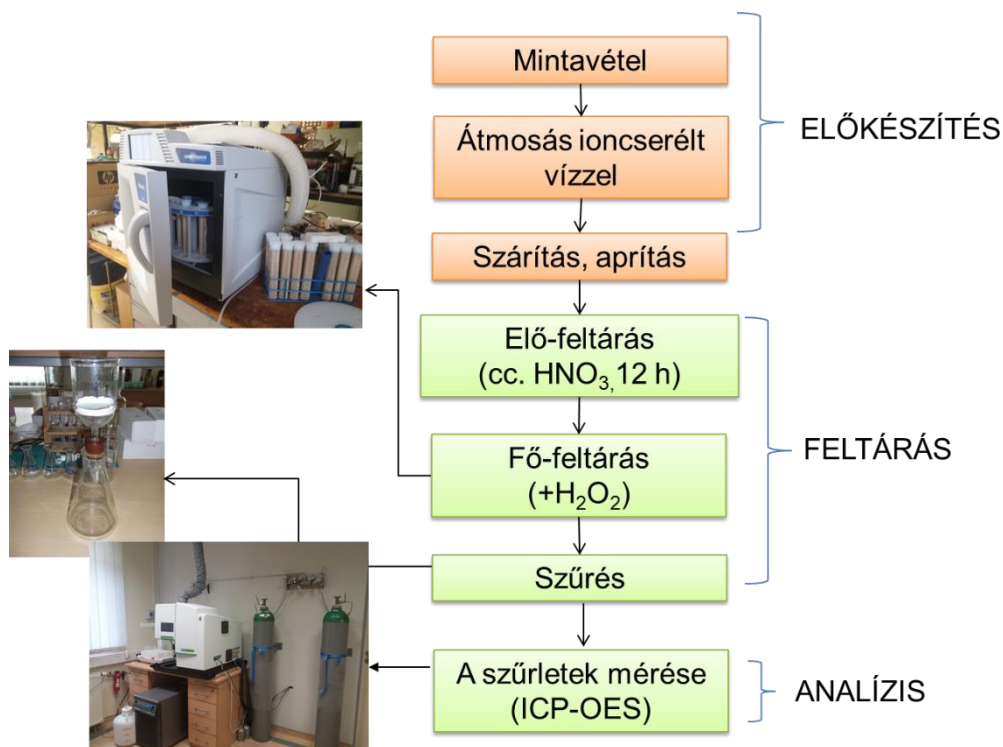
növényi részeket átlagosan 1 mm-nyi részekre vágtam fel, majd elő-feltárásként 5 g mintát 20 ml tömény salétromsavban 12 óráig szobahőmérsékleten ( $20 \pm 2 \text{ }^\circ\text{C}$ ) előkezeltem. A feltárásokat ezután kétféle módon hajtottam végre. Kutatási időszakom elején az extrakciót Heidolph Laborota 400 típusú rotációs bepárlóval végeztem el, amelyben 1 óráig  $110 \pm 2^\circ\text{C}$ -on roncsoltam a salétromsavval előkezelt növénymintákat hidrogén-peroxid (10 ml) hozzáadása mellett. A roncsolás végén a mintákat leszűrtem és 50 ml-re egészítettem ki desztillált vízzel. A kapott folyóvízi üledék- és növényminták nehézfém tartalmát AAS (Perkin Elmer AAnalyst 400) készüléssel mértem meg (27. ábra).



27. ábra Növényminták mérési módszere AAS alkalmazása esetén

2019-től, beszerzését követően a rotációs bepárló helyett mikrohullámú roncsolót (CEM Mars 6) alkalmaztam a laboratóriumi körülmények között nevelt növényminták roncsolására. Ennél az eljárásnál 0,5 g növénymintát szintén előkezeltem szobahőmérsékleten ( $20 \pm 2 \text{ }^\circ\text{C}$ ), 10 ml tömény salétromsavval 12 órán keresztül. Ezután a savas mintákat áttöltöttem a roncsoló teflon edényzetébe, majd hozzáadtam 5 ml hidrogén-peroxidot. A készülékkel program szerint a roncsolás 290-1800 W teljesítményen ment végbe attól függően, hogy kevesebb (pl. 8 db), vagy több (pl. 24 db) mintát roncsoltam egyidejűleg. A felfűtési idő 20 perc, a hőtartási idő 10 perc volt. A mintákat állandó  $200 \text{ }^\circ\text{C}$ -

on roncsoltam el. A roncsolás után a kapott elegyeket átszűrtem, majd ötszörös hígításban (2 ml minta + 10 ml desztillált víz + 0,1 ml yttrium belső standard oldat) mértem meg fémtartalmukat Perkin Elmer Avio 200 típusú ICP-OES készülékünkkel (28. ábra).



28. ábra Növényminták mérési módszere ICP-OES alkalmazása esetén

A növényminták nehézfém tartalmát a Magyar Takarmány Kódex (2003) mellékleteiben, valamint a kapcsolódó szakirodalomban (Simon, 2004; Szegedi, 2011) szereplő toxicitási értékekhez viszonyítottam, mert a növényekben megengedett toxikus elem tartalomra nincs jogszabályi rendelet.

#### 1.14. Az alkalmazott csíranövény teszt bemutatása

A csíranövény-tesztet főként a szennyvizek és veszélyes hulladékok elhelyezhetőségének mérlegelése miatt végezzük. A teszt során a csírázó magvak érzékenységét használják fel. Előnye, hogy a vizsgálathoz felhasználható magok pl. fehér mustár (*Sinapis alba L.*) könnyen tárolhatók és az év folyamán bármikor beszerezhetők mezőgazdasági boltokból (Milinki 2013).

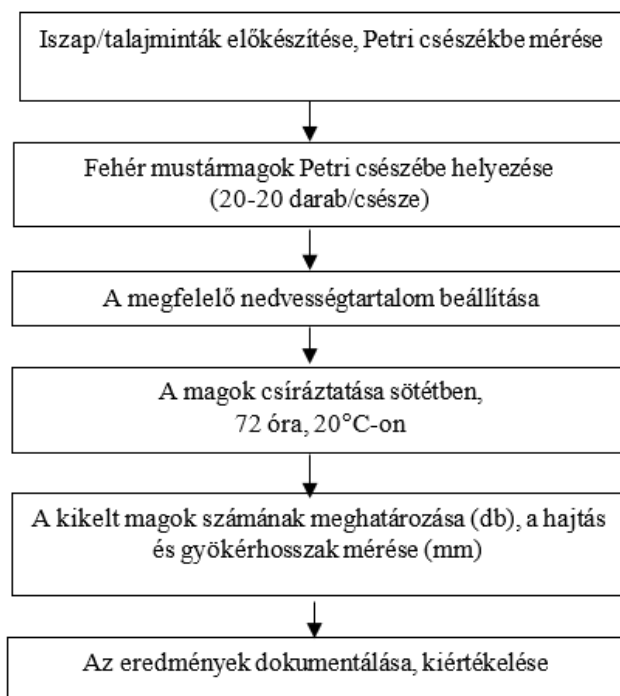
Több szárazföldi növényfaj/fajta is alkalmas lehet talaj, üledék és vízminták környezet toxikológiai vizsgálatára. A közös bennük, hogy csírázásuk és növekedésük gátolt, ha toxikus anyaggal kerülnek kapcsolatba. A toxikus hatás, a csírázóképeség gátlása vagy serkentése a gyökér- és szárhosszak mérése alapján becsülhető meg. Tesztnövényként főként kerti zsázsát (*Lepidium sativum L.*), fehér mustárt (*Sinapis alba L.*) és közönséges búzát (*Triticum aestivum L.*) alkalmaznak (Feigl et al, 2014).

A felsorolt növények közül a leggyakrabban alkalmazott növényfajta a fehér mustármag (*Sinapis alba L.*). Ez a növény a szennyezőanyagok széles skálájára érzékeny, ezért számos ökotoxikológiai tesztél alkalmazható. A fehér mustár a káposztafélék vagy más néven

keresztesvirágúak (Brassicaceae) családjába tartozik. Egynyári, elágazó szárú növény, lomblevelei 10 cm hosszúak, nyelesek és karélyosak, sárga virágai bogernyőben állnak. Toktermése 4 cm hosszú. A növény magjai aprók (kb. 1 mm-esek), gömbölyűek, sárgák vagy világosbarnák; az ízük enyhén csípős (Feigl et al, 2014).

A csíranövény teszt pontos leírását az MSZ 21 976-17: 1993 szabvány tartalmazza (Gruiz et al. 2001).

A teszt előtt az iszap/talajmintákat előkezeltem, azaz tömegállandóságig szárítottam és porítottam. A bennük található szerves részeket (gyökerek, vízi élőlények vázai) eltávolítottam. Minden Petri csészébe 10 g üledéket/talajt mértem be. A megfelelő nedvességtartalom beállítása után minden minta felületére 20 db fehér mustármagot helyeztem el. A nedvesség tartalom beállításához 10 gramm, tömegállandóságig szárított talajmintát helyeztem egy vattával eltömített üvegüvegcserbe, majd egy mérőhengerből addig öntöttem szakaszosan, lassan a desztillált vizet a talajra, míg az első csepp lecseppent. A fogyott víz mennyiségét (ml) lejegyeztem. A fogyott víz mennyisége folyóvízi üledékeknél 6-9 ml, talajmintáknál 6-13 ml volt. A nedvességtartalom pedig iszapoknál 45-61 t%, talajmintáknál pedig 29-58 t% között alakult. A csíráztatás 20 °C hőmérsékleten, sötétben történt meg 72 órán keresztül. A teszt során megszámloltam a kicsírázott magok számát (db), illetve megmértem a hajtás és gyökér hosszúságokat (mm). A teszt lépéseit a 29. ábra mutatja be.



29. ábra A csíranövény teszt lépései

### 1.15. Szennyezés terhelési index kiszámítása

A folyóvízi üledékek fémszennyezettségének megállapításához szennyezés terhelési indexet (Pollution Load Index – PLI) számítottam ki az alábbi képlettel:

$$PLI = \frac{C_{\text{üledék}}}{C_{\text{referencia}}}$$

Ahol:

- $C_{\text{üledék}}$ : a folyóvízi üledékben mért fém koncentráció (mg/kg),
- $C_{\text{referencia}}$ : A JDS24 mérési ponton vett mederüledék fémkoncentrációja (mg/kg). Emellett referenciaként használtam a lösz talajban mért fém koncentrációt is. A lösz talaj a Duna dunaújvárosi és dunaföldvári szakaszán domináns talajtípus (*Joint Danube Survey 2015; Khan et al. 2008*).

## 1.16. Faktor számítások

### a. Bioakkumulációs faktor (BAF)

A bioakkumulációs faktort a növényi föld feletti hajtások és az üledék fém koncentrációjának arányát a következő képlet segítségével határoztam meg:

$$BAF = C_{\text{hajtás}}/C_{\text{üledék/ talaj}}$$

Ahol:

- $C_{\text{hajtás}}$ : a növény föld feletti részeinek (szár+levél+virág) fém koncentrációja (mg/kg)
- $C_{\text{üledék/talaj}}$ : a folyó üledék, vagy a talaj fém tartalma (mg/kg)

Az ún. hiperakkumulátor növényfajok BAF értékei jellemzően nagyobbak, mint 1 (*Lago Vila et al. 2015, Mehr et al. 2020*).

### b. Biokoncentrációs faktor (BCF)

Az egyes növényi részekben és az üledékben található fém mennyiség arányát fejezhetjük ki a biokoncentrációs faktorszámmal, amelyet az alábbi módon számoltam ki (*Baker et al. 1989; Lago-Vila et al. 2015; Khan et al. 2008; Mehr et al. 2020*):

$$BCF = C_{\text{növényi rész}}/C_{\text{üledék, talaj}}$$

Ahol:

- $C_{\text{növényi rész}}$ : a növényi részekben mért fém koncentráció (mg/kg)
- $C_{\text{üledék/talaj}}$ : az üledékben, talajban mért fém koncentráció (mg/kg)

### c. Transzlokációs faktor (TF)

A Transzlokációs Faktor (TF) a növény föld feletti hajtásában (szár + levél + virág) és a növény gyökerében mért nehézfém koncentráció aránya, amely az alábbi képlettel számítható ki:

$$TF = C_{\text{hajtás}}/C_{\text{gyökér}}$$

Ahol:

- $C_{\text{hajtás}}$ : a felszín feletti növényi részek összes fém tartalma (mg/kg)
- $C_{\text{gyökér}}$ : a gyökérben mért fém tartalom (mg/kg)

Ha  $TF > 1$ , akkor ez az érték azt jelenti, hogy a fémek a gyökérzetből áthelyeződtek a felsőbb növényi hajtásokba (Baker et al. 1989; Lago-Vila et al. 2015; Khan et al. 2008; Mehr et al. 2020).

d. *Fémek napi bevitele (Daily Intake of Metals - DIM)*

A fémek napi beviteli értéke az alábbi egyenlettel számítható (Khan et al. 2007) ki:

$$DIM = \frac{C_m \times C_f \times D_i}{B_w}$$

Ahol:

- $C_m$  = a teszt növények száraz tömegre mért összes fémtartalma (mg/kg)
- $C_f$  = a zöldségek nedves és száraz tömege közötti konverziós faktor (0,085)
- $D_i$  = zöldségek napi bevitele (g/fő/nap),
- $B_w$  = átlagos testtömeg (kg) felnőttekre és gyerekekre (Rattan et al., 2005)

e. *Egészség kockázati Index (Health Risk Index – HRI)*

Az egészség kockázati indexet az alábbi egyenlettel határozhatjuk meg (Khan et al. 2007):

$$HRI = \frac{DIM}{RfD}$$

Ahol:

- DIM: A fémek napi beviteli értéke
- RfD: Fémekre vonatkoztatott referencia orális adag (Reference oral Dose).

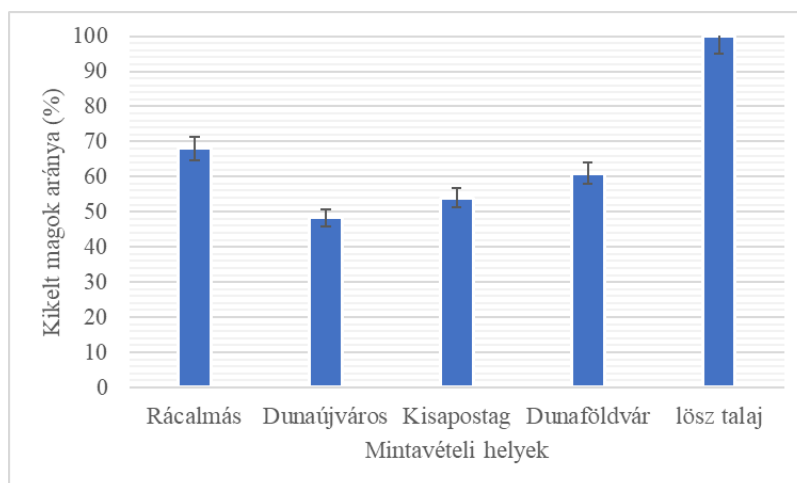
Egy szennyezésnek kitett növényfaj/fajta akkor tekinthető fogyasztásra nézve biztonságosnak, ha az egészség kockázati index értéke,  $HRI < 1$  (Rattan et al. 2005; Mehr et al. 2020).

## **2. Folyóvízi iszapok nehézfém tartalmának csökkentése fitoextrakcióval**

### **2.1. A Duna dunaújvárosi szakaszán végzett kísérletek bemutatása**

#### *2.1.1. Csíranövény tesztek eredményei*

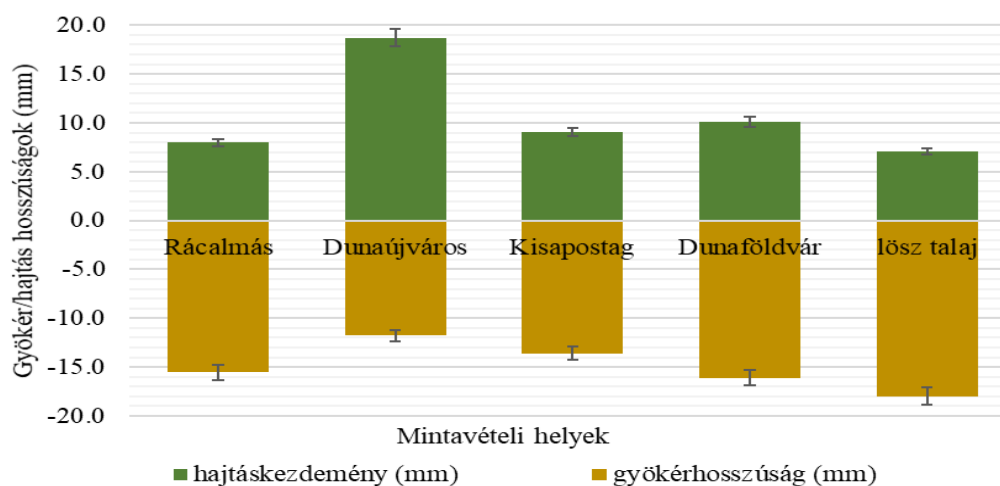
A csíranövény teszt során minden üledék minta esetén három sorozatot készítettem el, és ezek átlagértékei alapján értékeltem ki a kapott eredményeket. Elsőként a kikelt magok számát határoztam meg, majd kiszámítottam ezek arányát az elvetett magok számához viszonyítva (30. ábra).



30. ábra A kikelt magok számának aránya az elvetett magok számához viszonyítva

A kapott eredmények alapján elmondható, hogy az elvetett magok 48-68%-ban csíráztak ki. Referencia talajként lösz talajt választottam, mivel a Duna ártereit ez a talajtípus veszi körül. A Dunaújvárosi iszap meddőről és a Kisapostagról gyűjtött üledékmintákon a csírázási képesség kisebb volt. A legjobb csírázási eredményeket a Rácalmásról és Dunaföldvarról gyűjtött minták mutatták. Átlagosan elmondható, hogy az elvetett magok 58%-a kicsírázott. Ha ezt összehasonlítjuk a kontrol mintaként használt lösz talaj 100%-os csírázásával, akkor megállapítható, hogy az üledékekben található szennyező anyagok gátolták a fehér mustármagok csírákéességét.

A 31. ábra kicsírázott fehér mustármagok átlagos hajtás és gyökérhosszúságát (mm) mutatja be mintavételi helyszínenként.



31. ábra A magok átlagos gyökér és hajtás hosszúságai

A kicsírázott fehér mustármagok gyökér és hajtáshosszait vizsgálva megállapítottuk, hogy a magok átlagos hajtáshosszai nagyobbak voltak az iszapok esetén, mint a kontrol talajnál. Ezért az iszapok a hajtások növekedésre kismértékben serkentő hatást gyakoroltak. Ezzel szemben az üledékmintákon fejlődött gyökerek hosszúsága kisebb volt, mint a kontrol

talajon növekvő gyökerek hossza. Így az üledékmintákban található szennyező elemek gátló hatása inkább a tesztnövény gyökérfejlődésében mutatkozott meg.

### 2.1.2. A Duna vizének vizsgálati eredményei

A Duna víz nehézfém tartalmát AAS készülékkel vizsgáltam meg. Az vizsgálati időszak alatt az árok átlagos kadmium tartalma 0,004 mg/l ( $\pm 0,03$ ), ólom tartalma 0,025 mg/l ( $\pm 0,03$ ), összes króm tartalma 0,052 mg/l ( $\pm 0,5$ ), nikkel tartalma 0,001 mg/l ( $\pm 0,01$ ), réz tartalma 0,021 mg/l ( $\pm 0,02$ ), cink tartalma 0,053 mg/l ( $\pm 0,14$ ) volt. Ezeket az értékeket összehasonlítva a 10/2010 VM rendeletben előírt határértékekkel elmondható, hogy a mért értékek a nikkel és cink kivételével meghaladták az előírt értékeket.

### 2.1.3. A dunai iszapok tulajdonságai

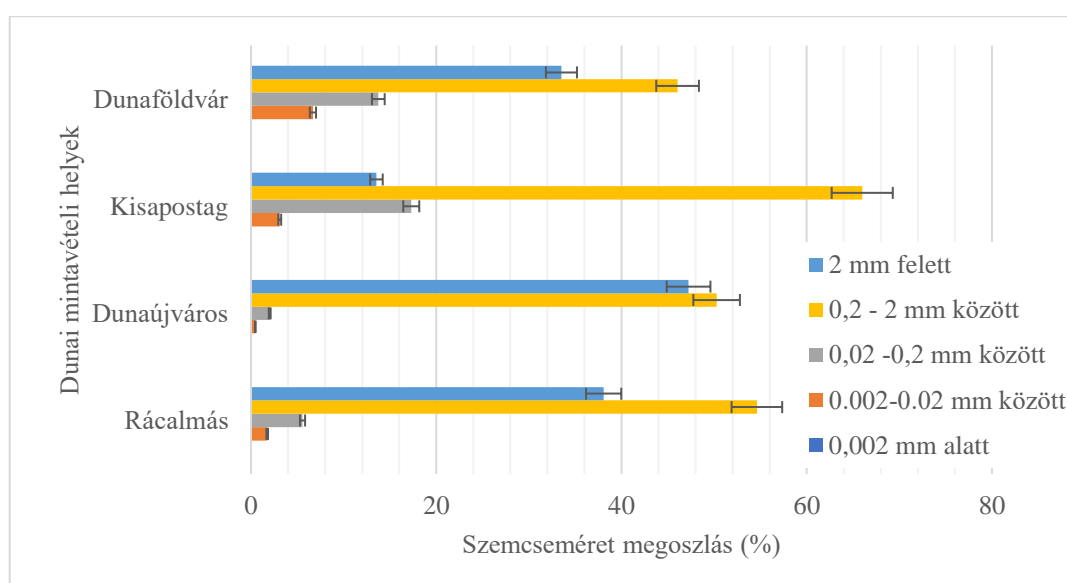
A dunai iszapmintákon fontosabb tulajdonságait a 11. táblázat tartalmazza.

11. táblázat: A dunai iszapminták tulajdonságai

Származási hely:	Rácalmás (H1)	Dunaújváros (H2)	Kisapostag (H3)	Dunaföldvár (H4)
iszap pH értéke	5,89	5,83	5,75	6
nedvesség tartalom (%)	55	66	62	22
szerves anyag tartalom (%) (LOI) <sup>+</sup>	6,6	13,1	9,4	3,9
összes vízoldható sótartalom mg/100g iszap	179,2	204,8	163,2	502,8
CaCO <sub>3</sub> %	3,2	8,0	1,1	12,5
K <sub>A</sub>	30	60	44	40
Munsell-f. szín nedvesen	10YR5/1	10YR5/1	10YR5/1	10YR5/1
Munsell-f. szín szárazon	10YR6/1	10YR6/1	10YR6/1	10YR6/1

Megjegyzés: <sup>+</sup>LOI: Loss of Ignition féle módszerrel

A minták szemcseméret eloszlását a 32. ábra ábrán mutatom be.



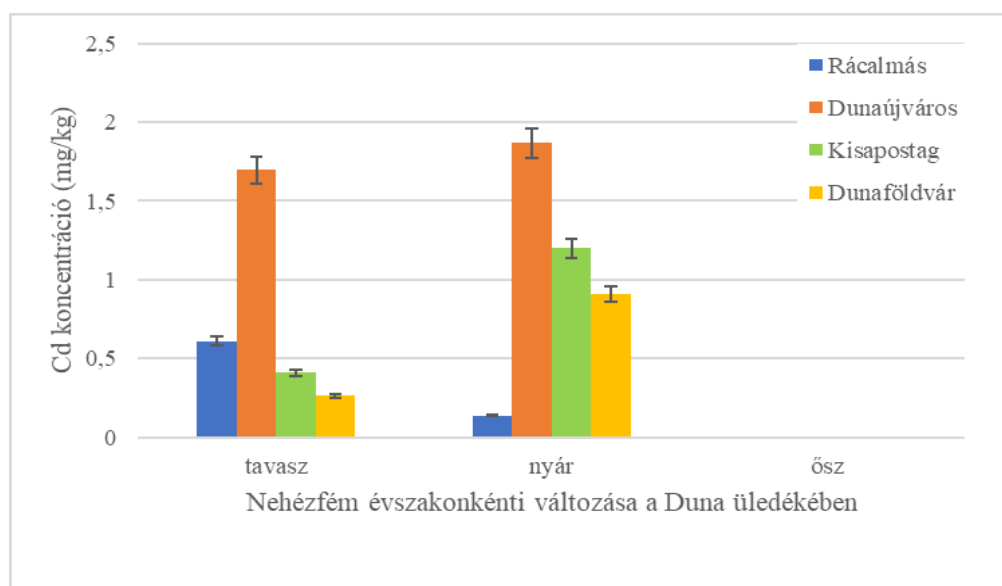
32. ábra A dunai iszapok szemcseméret eloszlása

#### 2.1.4. A dunai iszap- és növényminták toxikus elem tartalma

Az üledék-, és növénymintákból Cd, Pb, Ni, összes-Cr és Zn koncentrációkat határoztam meg AAS készülék segítségével.

##### A.) A Dunai iszap és növényminták átlagos kadmium tartalma

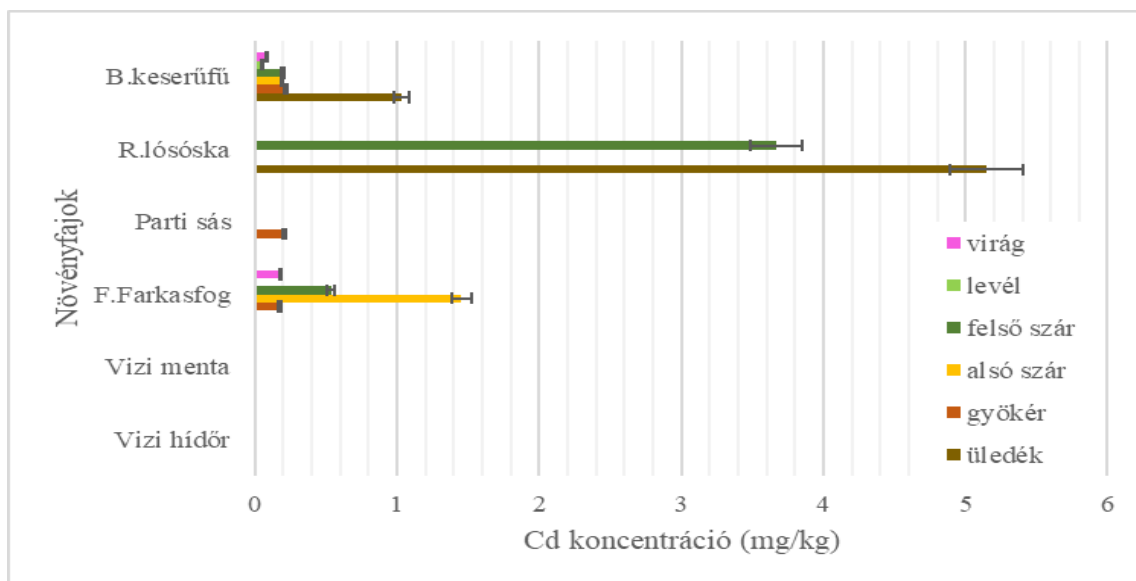
A 6/2009 (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendeletben meghatározott kadmium határérték a folyóvizek üledékére 1 mg/kg. A Dunai üledék minták ezt az értéket a tavaszi és nyári hónapokban Dunaújvárosnál és Kisapostagnál haladták meg (33. ábra). A mért értékek megfelelnek a JDS 3-ban található kadmium koncentrációnak (0,72-1,95 mg/kg).



33. ábra A dunai üledékminták kadmium tartalma

A növények alatti iszapban mért értéket nézve az 1 mg/kg koncentrációt csak a lósóska alatti üledék minta kadmium tartalma haladta meg. A többi teszt növény alól vett üledékmintákban határérték alatti kadmium koncentráció volt mérhető (34. ábra). A teszt növények közül a feketélló farkasfögből, a lósóskából, a sásból és a keserűfűből volt ez az elem kimutatható, fő akkumulációs helye a növények szára volt. A vízi menta és a vízi hídör nem akkumulálta ezt az elemet. A farkasfog és lósóska szárreszeiben mért koncentrációk meghaladták a növényekre ajánlott értéket (0,5 mg/kg) (Simon, 2004; Szegedi, 2011). A lósóska szárában mért kadmium tartalom megfelelt Gaweda (2008) eredményeinek (0,6-11,27 mg/kg), nagyobb volt, mint Minkina *et al.* (2016) eredménye (0,6 mg/kg), valamint alacsonyabb volt Vondráčková *et al.* (2014) mérési adatainál (14-29 mg/kg). A keserűfűben mért Cd tartalom alacsonyabb volt Cardwell *et al.* (2002) értékeinél (0,4-16,1 mg/kg). A farkasfogban mért elem koncentráció is alacsonyabb lett Zheljaskov *et al.* (2008) adatainál (3-21 mg/kg).

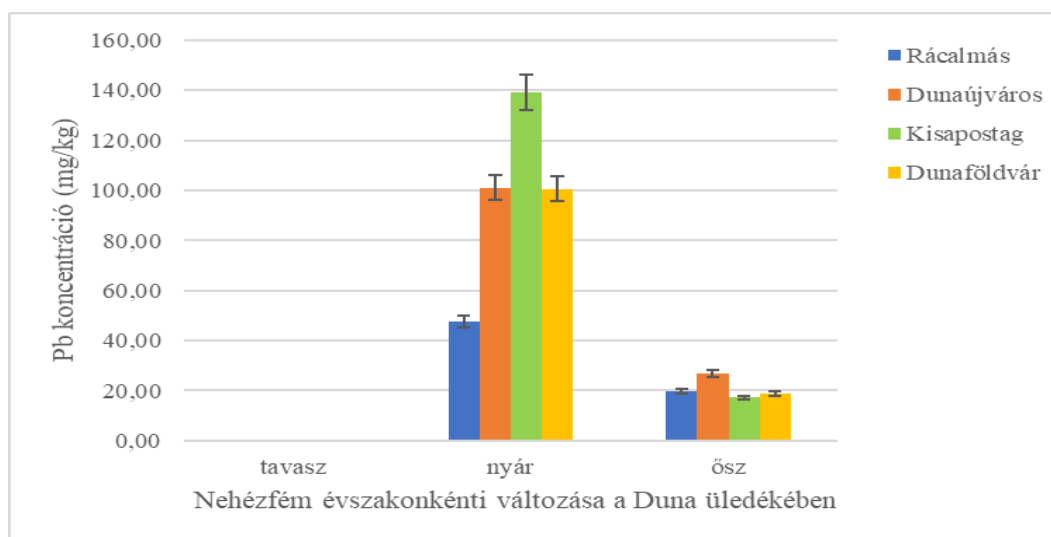




34. ábra A dunai növényminták átlagos kadmium tartalma

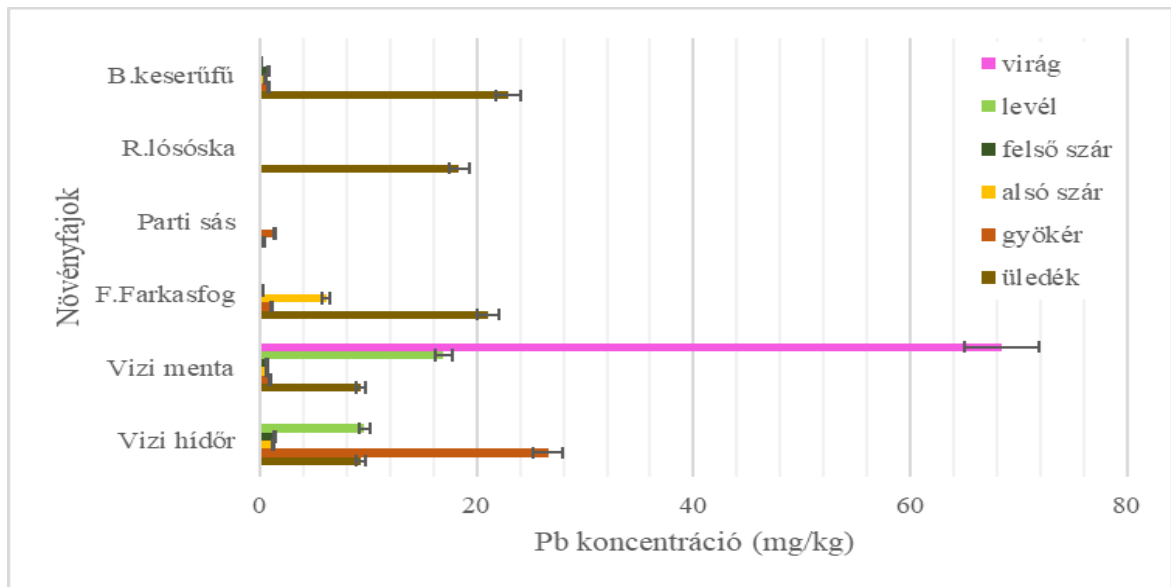
B.) A Dunai iszap és növényminták átlagos ólom tartalma

A Dunai üledék ólom tartalma a nyári hónapokban haladta meg a 6/2009 együttes rendeletben rögzített 100 mg/kg-os határértéket. A legszennyezettebb terület a dunaújvárosi és a kisapostagi helyszín volt. A mért értéket összehasonlítva a JDS 3 felmérés adatával (13,7 - 85 mg/kg) elmondható, hogy nyári adatok ezt meghaladták, az őszi adatok viszont ennek megfeleltek (35. ábra).



35. ábra A dunai üledékminták átlagos ólom tartalma

A tesztnövények alatti iszából kimutatott ólom koncentráció nem haladta meg a 6/2009 (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet határértékét (100 mg/kg) (36. ábra). A növényekben mérhető ólom koncentráció ajánlott határértéke 30-300 mg/kg (Simon, 2004; Szegedi, 2011). A mért adatok a határértéknél alacsonyabbak voltak kivéve a vízi menta virágjának ólom koncentrációját. A legnagyobb ólom koncentráció a vízi menta leveléből és virágjából, valamint a vízi hídör gyökérzetéből volt kimutatható.

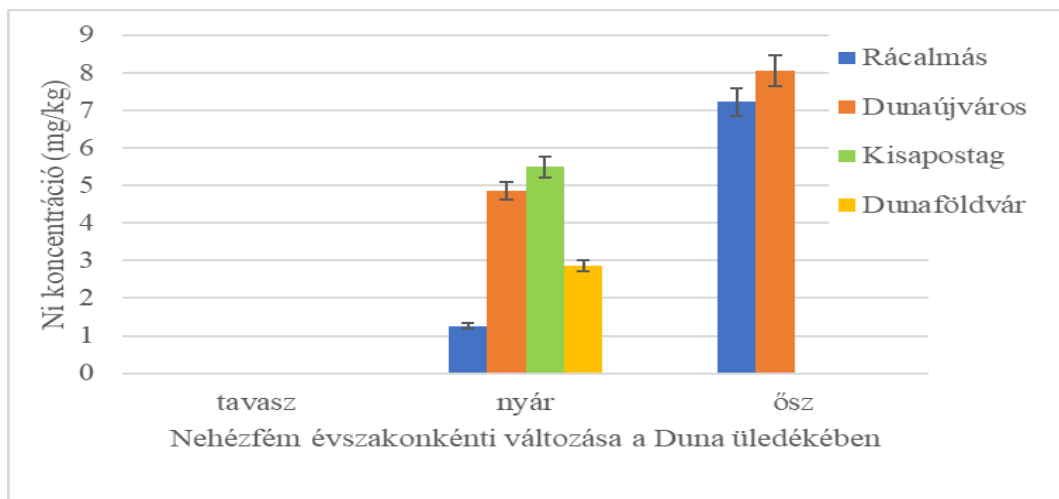


36. ábra A dunai növényminták átlagos ólom tartalma

A farkasfog, a sás és a keserűfű kevésbé volt képes akkumulálni ezt az elemet. A keserűfűből kimutatott ólom koncentráció alacsonyabb volt Cardwell *et al.* (2002) adatainál, a lósóskaiban meghatározott elem tartalom pedig Minkina *et al.* (2016), Gaweda (2008) és Vondráčková *et al.* (2014) eredményeinél. Zheljaskov *et al.* (2008) eredményeihez (4-115 mg/kg) képest a farkasfogban felhalmozódott ólom tartalom kisebb volt. A vízi mentha levelében mért ólom koncentráció nagyobb, a gyökérében mért elem tartalom viszont kisebb volt Dahija *et al.* (2019) eredményeinél (1,3-2,3 mg/kg). A vízi hídör esetén a kapott ólom értékek alacsonyabbak voltak Rumyantseva *et al.* (2021) értékeinél (53-64 mg/kg).

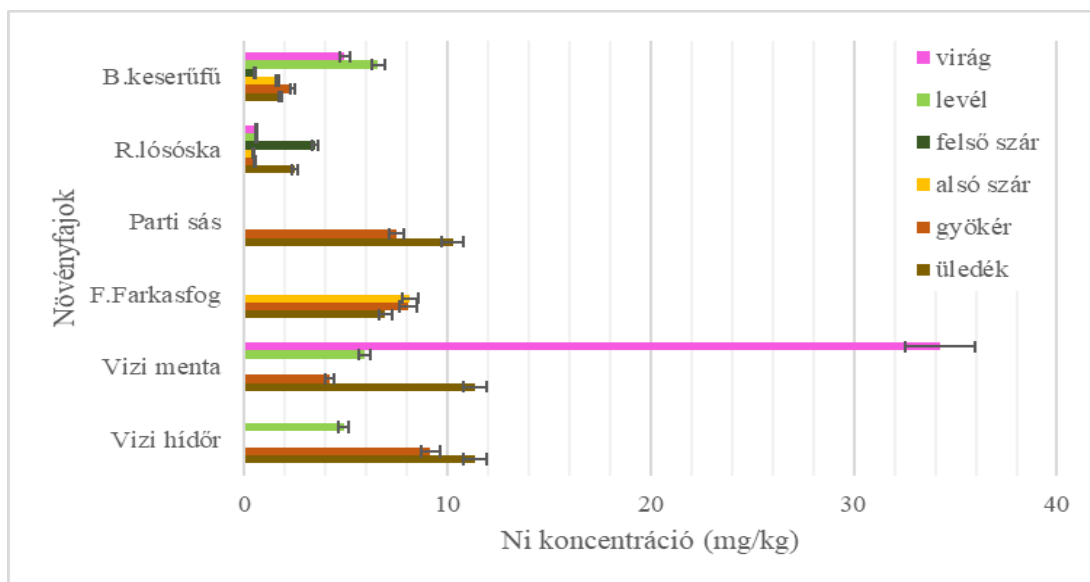
### C.) A Dunai iszap és növényminták átlagos nikkel tartalma

Az üledékek nikkel tartalma nem haladta meg sem a 6/2009 (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendeletben előírt határértéket (40 mg/kg), sem a JDS 3-ban szereplő maximális nikkel koncentrációt (69,2 mg/kg). Nagyobb nikkel tartalmat leginkább a nyári és a őszi hónapokban mutattam kis az üledékből (37. ábra).



37. ábra A dunai üledékek átlagos nikkel tartalma

A tesztnövények üledékében mért nikkeltartalom 1,8-11 mg/kg közé esett, amely kisebb volt a 6/2009 együttes rendeletben rögzített határértéknél, illetve JDS 3-ban szereplő maximális értéknél (38. ábra). A vizsgált növények részeiben mért nikkeltartalom többnyire nem haladta meg a toxikus tűrőhatárt (10-100 mg/kg) (Simon, 2004; Szegedi, 2011).

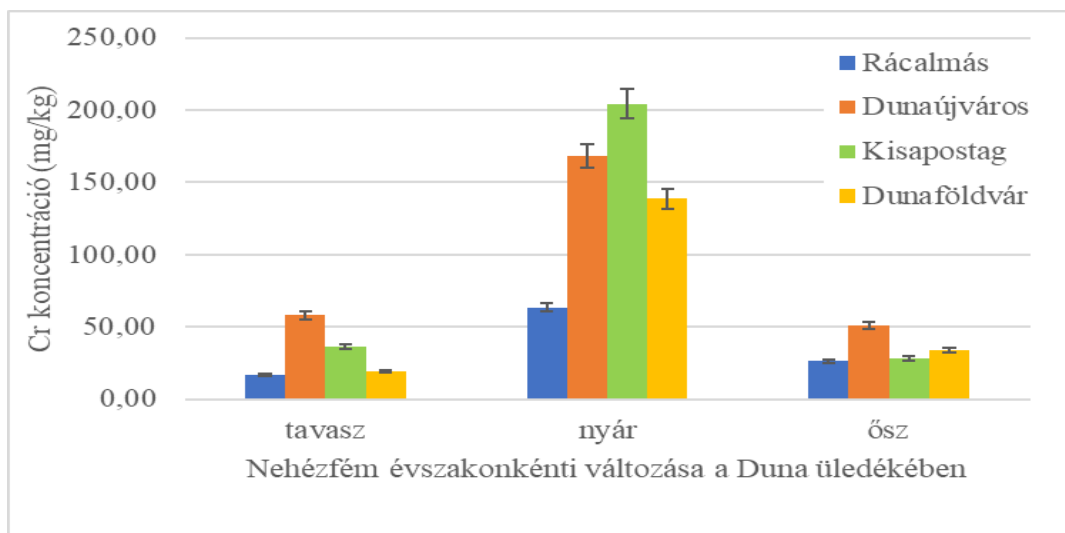


38. ábra A dunai növényminták átlagos nikkeltartalma

A növények közül legkisebb mértékben a parti sás és a lósóska tudta a nikkelt felhalmozni. A maximális nikkeltartalom a mentha virágjából volt kimutatható (77%). A parti sás és a vízi hídör inkább a gyökérzetében tudta ezt az elemet felhalmozni, a többi növényfaj azonban inkább a felső részeiben halmozta fel ezt az elemet. A nemzetközi szakirodalommal összehasonlítva lósószában kimutatott nikkeltartalom kisebb volt, mint Vondráčková *et al.* (2014) (2,3-4,1 mg/kg), és Minkina *et al.* (2016) értéke (3 mg/kg). A parti sás nikkeltartalma meghaladta Minkina *et al.* (2016) adatait (2,2 – 2,4 mg/kg), a vízi mentha és a vízi hídör elem tartalma nagyobb volt, mint Zurayk *et al.* (2002) (1,91-5,8 mg/kg) és Alikaj *et al.* (2017) eredménye (2-6 mg/kg).

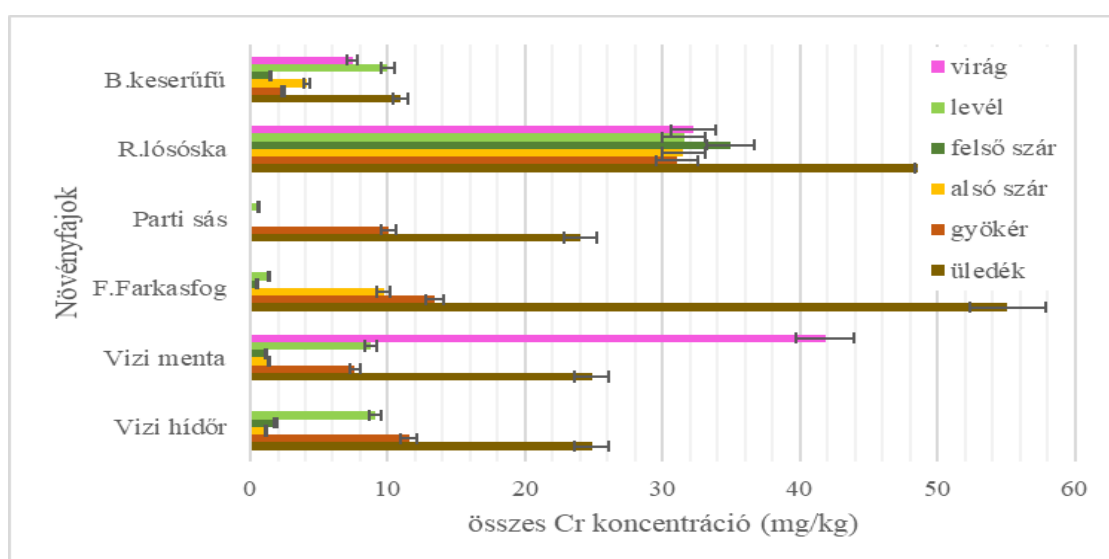
#### D.) A Dunai iszap és növényminták átlagos össz-króm tartalma

A Dunai üledékmintákból minden évszakban kimutatható volt össz-króm tartalom (39. ábra). A nyáron mért koncentrációk meghaladták a 6/2009. együttes rendeletben előírt határértéket (75 mg/kg) és a JDS 3-ban található maximális króm tartalmat (101,1 mg/kg) is. Tavasszal és ősszel a króm tartalom határérték alatt maradt, de így is nagyobb volt, mint a JDS 3 minimális koncentrációja (9,8 mg/kg).



39. ábra A dunai üledékek átlagos össz-króm tartalma

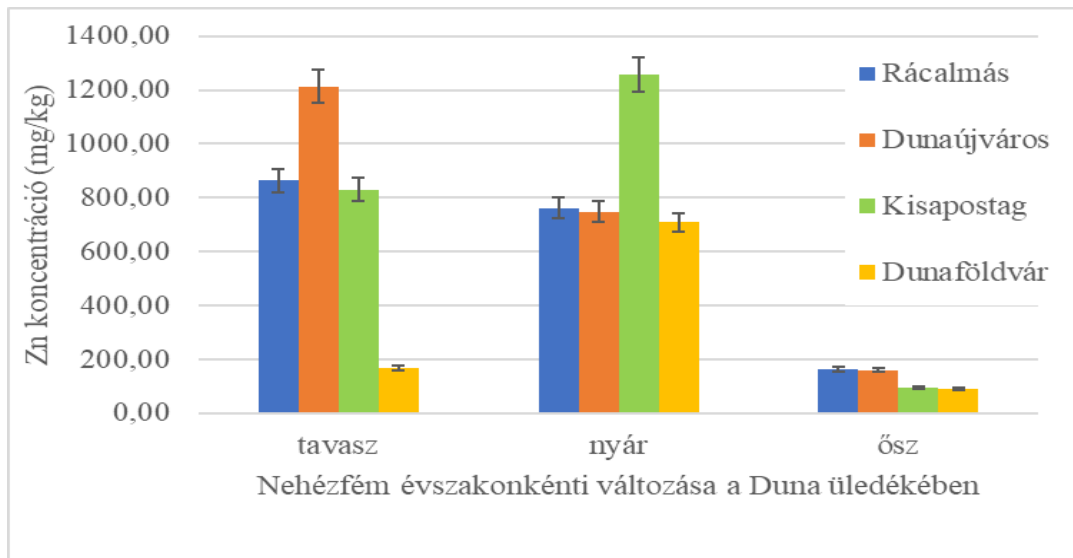
A növények alatti üledékekből mért króm koncentrációk nem haladták meg a 6/2009 (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendeletben előírt határértéket (75 mg/kg). A növényekben mért össz-króm mennyisége viszont többszörösen túllépte a növények számára tolerálható 1-10 mg/kg értéket (40. ábra) (Simon, 2004; Szegedi, 2011). A teszt növények közül legnagyobb mértékben a réti lósóska és a vízi menta akkumulálta a krómot. Ez az összetevő a lósószában egyenletesen halmozódott fel a gyökerétől a virágjáig. A kapcsolódó szakirodalommal összevetve a keserűfűben mért Cr tartalom többszörösen meghaladta Sahu *et al.* (2020) eredményeit (7 mg/kg). A lósóska elem tartalma Gaweda *et al.* (2008) (0,1-19,22 mg/kg) és Minkina *et al.* (2016) (11,1 – 13,6 mg/kg) eredményeinél nagyobb volt. A sásban akkumulálódott króm kisebb volt, mint Minkina *et al.* (2016) értéke (37,9 mg/kg). A vízi mentában felhalmozódott össz-króm mennyisége nagyobb volt Zurayk *et al.* (2002) adatainál (6,7 mg/kg). A vízi hídör króm tartalma szintén meghaladta Alikaj *et al.* (2017) eredményeit (5,16 – 6,32 mg/kg).



40. ábra A dunai növényminták átlagos össz-króm tartalma

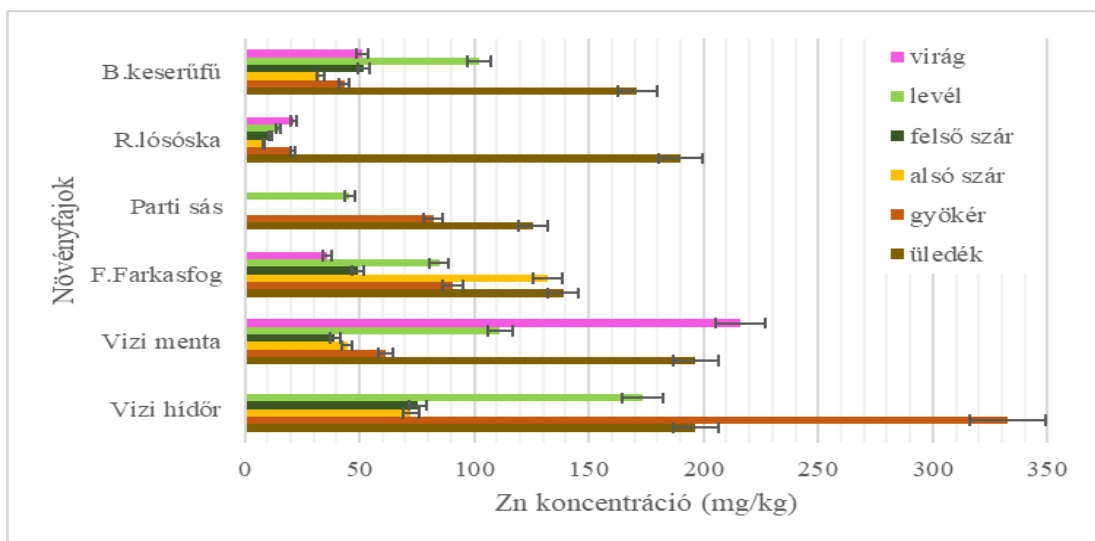
### E.) A Dunai iszap és növényminták átlagos cink tartalma

A 41. ábra szerint a Dunai üledék mintákban kimutatott cink tartalom az őszi időszakra a 6/2009 együttes rendeletben meghatározott határérték alá csökkent (200 mg/kg). Az év első felében azonban átlagosan határérték feletti volt. A szennyezettség Dunaföldvárig csökkenő tendenciát mutatott. A JDS 3 adataival (23–198 mg/kg) összehasonlítva megállapítható, hogy a mért értékek ezt a tavaszi és nyári időszakban többszörösen túllépték.



41. ábra A dunai üledék átlagos cink tartalma

A növények alól vett üledékmintákban detektált cink tartalom nem haladta meg a 6/2009 együttes rendeletben előírt határértéket (42. ábra). A növények számára még tolerálható értéket (250 mg/kg) csak a vízi hídör gyökérzetében mért érték haladta meg (Simon, 2004; Szegedi, 2011). Míg a parti sás és a farkasfog esetében inkább az alsóbb részekben halmozódott fel, a többi növényfaj esetében a felsőbb növényi részekből volt nagyobb arányban kimutatható.



42. ábra A dunai növényminták átlagos cink tartalma

A nemzetközi szakirodalom adataival összehasonlítva a keserűfűben detektált cink mennyisége kisebb volt Cardwell *et al.* (2002) adatainál (167,9–2258 mg/kg). A lósóska-ból kimutatott cink tartalom meghaladta Minkina *et al.* (2016) (1,9-11,7 mg/kg) adatait, de hasonló volt Gaweda (2008) értékeihez. Zheljazkov *et al.* (2008) eredményeihez viszonyítva a farkasfogban kimutatott cink mennyisége alacsonyabb volt. Minkina *et al.* (2016) parti sásban mért eredményeihez képest a Dunai növényminták cinkben gazdagabbak voltak. A vízi hídör esetén mért cink koncentrációk meghaladták Alikaj *et al.* (2017) eredményeit.

#### 2.1.5. A dunai teszt növények fitoextrakciós potenciáljának faktor számításai

##### A.) BAF= Bioakkumulációs faktor

A bioakkumulációs faktort a növény föld feletti hajtásaiban (szár + levél + virág) és a folyóvízi üledékben található nehézfém tartalom (Lago Vila *et al.*, 2015, Mehr *et al.*, 2020) alapján határoztam meg.

#### 12. táblázat A teszt növények BAF értékei

	BAF faktor					
	Vízi hídör	Vízi menta	F.Farkasfog	P.sás	R. lósóska	B. keserűfű
<b>Cd</b>	-	-	-	-	0,711	0,495
<b>Cr</b>	0,484	2,135	0,210	0,023	2,560	2,113
<b>Pb</b>	1,303	9,290	0,296	0,000	0,000	0,056
<b>Ni</b>	0,432	3,545	1,174	0,000	2,051	7,704
<b>Zn</b>	1,635	2,095	2,178	0,363	0,291	1,392

A vízi hídör, vízi menta, farkasfog és sás növényeknél BAF értéket nem tudtam kiszámítani, mivel az üledékekben kimutatási határ alatti (<0,8 µg/kg) kadmium tartalom volt detektálható. A hat teszt növény közül a legtöbb elemre a vízi menta BAF értékei lettek a legnagyobbak, 2- 9 közötti (12. táblázat). Mivel a hiperakkumulátor növények részeiben feldúsult összetevőkre nézve a BAF > 1, ezért a teszt növények közül a vízi menta hiperakkumulátor fajoként kezelhető. Elemekre nézve a kadmiumot a lósóska (0,7), a krómot szintén a lósóska (2,56), valamint a keserűfű (2,11) és a vízi menta (2,13) akkumulálta legjobban. Az ólom esetén legjobban alkalmazható növények a vízi menta (9,29) és a vízi hídör (1,3). A BAF sorrend nikkelle: keserűfű > vízi menta > lósóska > farkasfog, a cinkre nézve pedig: farkasfog > v. menta > v. hídör > keserűfű.

##### B.) TF=Transzlokációs faktor

A transzlokációs faktor a növény föld feletti hajtásában (szár + levél + virág) és a növény gyökerében mért nehézfém koncentráció aránya (Baker *et al.* 1989; Lago-Vila *et al.* 2015; Khan *et al.*, 2008; Mehr *et al.*, 2020) szerint számoltam ki.

13. táblázat A tesztnövények TF értékei

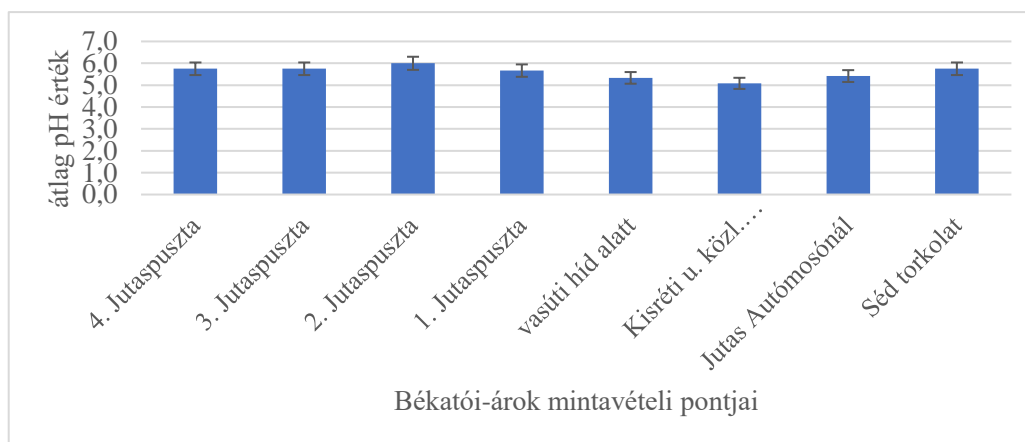
	TF faktor					
	Vízi hídőr	Vízi menta	F.Farkasfog	P.sás	R. lósóska	B. keserűfű
<b>Cd</b>	-	-	12,25	-	-	2,30
<b>Cr</b>	1,04	6,96	0,86	0,05	4,19	9,52
<b>Pb</b>	0,46	103,53	5,93	-	-	1,73
<b>Ni</b>	0,54	9,54	1,01	-	10,73	5,81
<b>Zn</b>	0,97	6,69	3,34	0,55	2,67	5,48

A hat tesztnövény közül leginkább a vízi menta, a feketéllő farkasfog és a baracklevelű keserűfű tudta hatékonyan transzlokálni a szennyező anyagokat a gyökérzetéből a felsőbb növényi részek felé (13. táblázat). A kadmium transzlokációjára a legjobb értéket a farkasfog (12,25), a króm transzlokálására a keserűfű (9,5), ólomra a vízi menta (103,5), nikkelre a lósóska (10,7), cinkre a vízi menta (6,7) a legalkalmasabb.

## 2.2. A veszprémi Békatói-árok üledék- és növénymintáinak eredményei

### 2.2.1. Az üledékminták átlagos pH értékei

A nyolc mintavételi ponton az üledék és növényminták begyűjtésekor megmértem az üledék pH értékét is. A 43. ábra adatai alapján elmondható, hogy a nyolc mérési pont üledékének átlagos pH értéke 5,6 ( $\pm 0,11$ ) volt, amely a savas tartományba esik. A forrásvidék felől a torkolat felé haladva a pH érték csökkent.



43. ábra A Békatói-árok üledékének átlagos pH értéke (n=5)

### 2.2.2. A Békatói-árok vizének nehézfém tartalma

A Békatói-árok vizének nehézfém tartalmát AAS készülékkel vizsgáltam meg. Az vizsgálati időszak alatt az árok átlagos kadmium tartalma 0,025 mg/l ( $\pm 0,009$ ), ólom tartalma 0,033 mg/l ( $\pm 0,044$ ), összes króm tartalma 0,086 mg/l ( $\pm 0,48$ ), nikkeltartalma 0,007 mg/l ( $\pm 0,35$ ), réz tartalma 0,023 mg/l ( $\pm 0,010$ ), cink tartalma 0,098 mg/l ( $\pm 0,142$ ) volt. Ezeket az értékeket összehasonlítva a 10/2010 VM rendeletben előírt határértékekkel elmondható, hogy a mért értékek meghaladták az előírt értékeket.

### 2.2.3. Az iszapminták tulajdonságai

Az iszapminták fontosabb tulajdonságait a 14. táblázat mutatja be a Séd torkolattól (1) a forrásvidék felé (8).

14. táblázat A Békatói-árok üledékének tulajdonságai

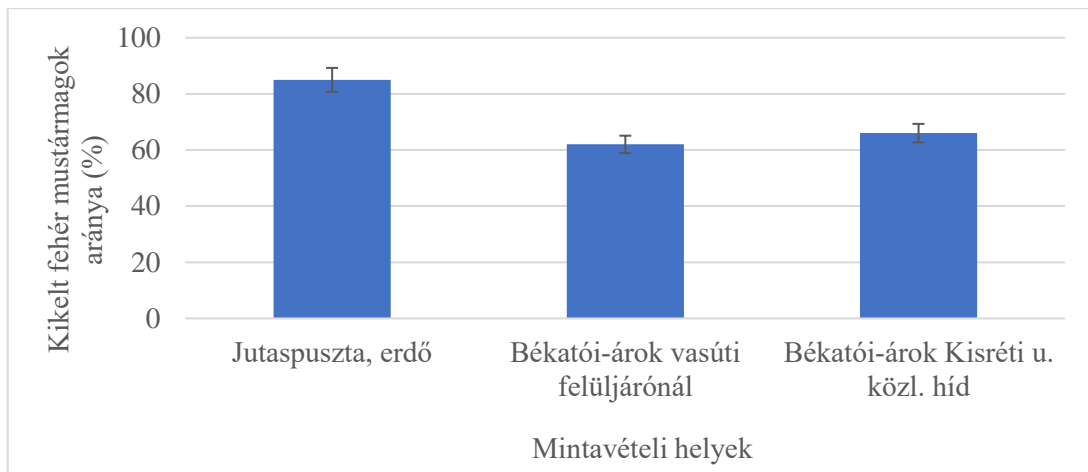
Származási hely:	1	2	3	4	5	6	7	8
iszap pH értéke	5,8	5,8	6,0	5,7	5,3	5,1	5,4	5,8
nedvesség tartalom (%)	66	71	43	53	54	56	56	55
szerves anyag tartalom (%) (LOI) <sup>+</sup>	81	60	74	40	28	31	34	45
összes vízdíszítható só tartalom (mg/100g iszap)	118	448	636	579	154	544	180	176
CaCO <sub>3</sub> %	1,4	1,9	2,2	1,8	1,5	2,3	1,7	2,4
K <sub>A</sub>	40	70	76	76	76	70	48	42
szín nedvesen	10YR5/1	10YR5/1	10YR5/1	10YR5/1	10YR5/1	10YR5/1	10YR5/1	10YR5/1
szín szárazon	10YR6/1	10YR6/1	10YR6/1	10YR6/1	10YR6/1	10YR6/1	10YR6/1	10YR6/1

### 2.2.4. Csíranövény tesztek eredményei

A csíranövény teszt elvégzéséhez a kijelölt nyolc mintavételi pont közül három helyről, a Kistréti utcai közlekedési híd alól (3.) és az árok felsőbb szakaszán, a vasúti felüljáró alól (4.), illetve a Jutaspusztai telkek végében található erdőből (5.) vettem üledék mintákat. Ennek oka főként az volt, hogy az első két területet (3. és 4.) a közlekedésből bekerülő szennyezőanyagok terhelik. A harmadik területet (5.) pedig inkább a kiskertek művelése során felhasznált vegyszerek, műtrágyák, illetve az illegális kommunális rákötések szennyezése érinti.

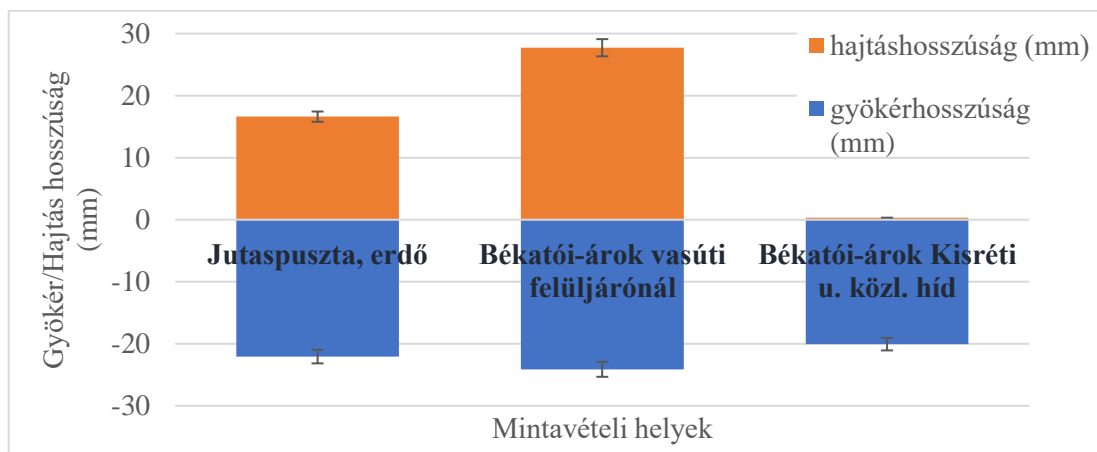
A csíranövény tesztet az MSZ 21976-17:1993 szabvány szerint végeztem el. A fehér mustármagok csírázását 72 óra elteltével vizsgáltam meg. A kikelt magok aránya közel azonos mértékű volt a 3. és a 4. mérési ponton. Az erdei környezetből vett üledékminta (5.) esetén azonban ez az arány 25%-kal nagyobbak bizonyult (44. ábra), valószínű a bekerülő több szerves anyagnak köszönhetően.





44. ábra A Békatói-árok üledékmintáján kikelt fehér mustármagok aránya (%)

A kicsírázott magok gyökér- és hajtáshosszait lemérve elmondható, hogy az árok felsőbb szakaszán található mintavételi pontok esetében hosszabb gyökér-, és hajtáskezdemények fejlődtek ki a fehér mustármagokból, mint a közlekedési híd alól vett üledékminta esetében (45. ábra).



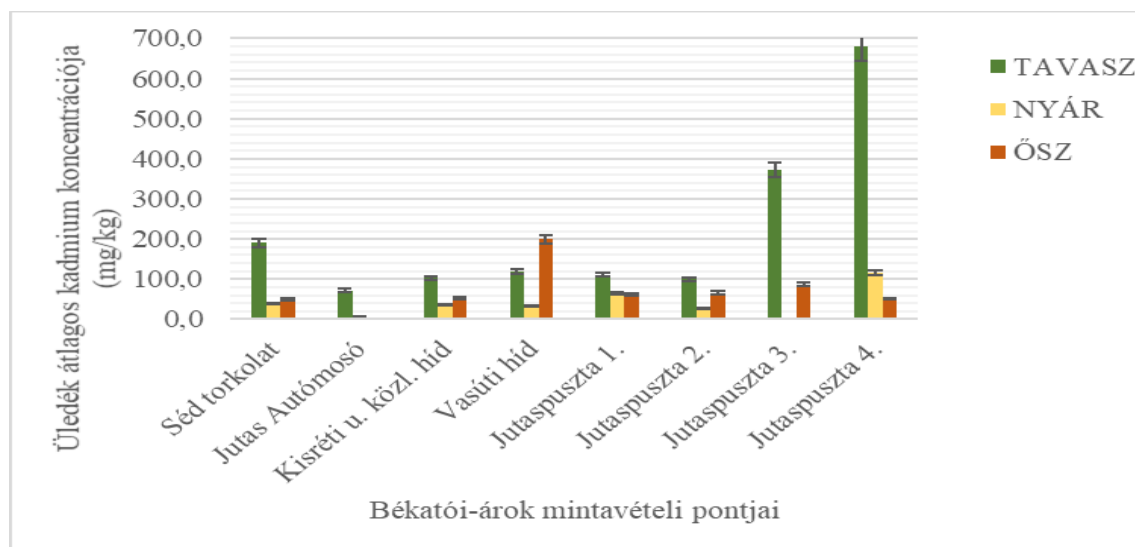
45. ábra A Békatói-árok üledékén fejlődött fehér mustármagok gyökér-, és hajtás hosszúsága

Ha a kapott értékeket összehasonlítom a Dunai mintavételi helyszínek átlagos kikelési arányával (57,8%), akkor a Békatói-árok esetén a kikelt magok átlagos aránya 18%-kal nagyobb volt. A Dunai üledékmintákon fejlődött, átlagos fehér mustár gyökér hosszúságok 32%-kal, a hajtás hosszúságok pedig 29%-kal voltak alacsonyabbak.

#### 2.2.5. Az iszap és növényminták nehézfém tartalma

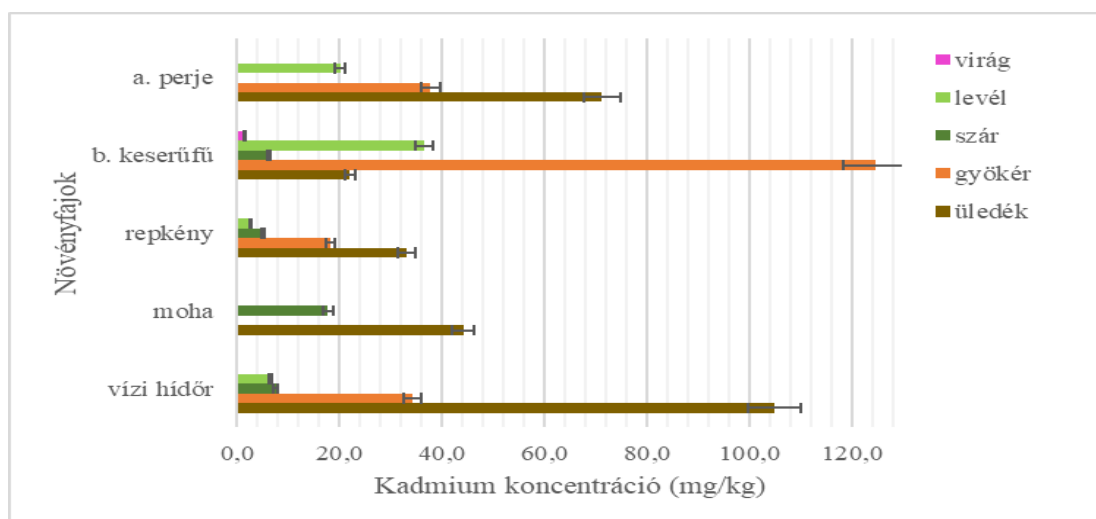
##### A.) A Békatói-árok iszap és növénymintáinak átlagos kadmium tartalma

A 6/2009 (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendeletben meghatározott kadmium határérték a felszíni vizek üledékére 1 mg/kg. Ezt az értéket az üledék minták kadmium tartalma többszörösen meghaladta (46. ábra). A nyolc mintavételi pont esetében jól látható, hogy a torkolattól a forrásvidék felé haladva a szennyező mennyisége növekszik az iszapban, továbbá a legnagyobb koncentráció inkább a tavaszi hónapokban volt mérhető.



46. ábra A Békatóci-árok üledékének átlagos kadmium tartalma

A tesztnövényekben mindegyik növényi részből kimutatható volt ez a toxikus elem (47. ábra), amely mennyisége meghaladta a növényekben ajánlott értéket (0,5 mg/kg) (Simon, 2004; Szegedi, 2011). A kadmium a növények gyökerében dúsult fel legnagyobb mértékben. Az öt tesztnövény összes felvett kadmium tartalmát összehasonlítva leginkább az angol perje, a baracklevelű keserűfű és a vízi hídör volt képes a legtöbb kadmiumot felhalmozni.

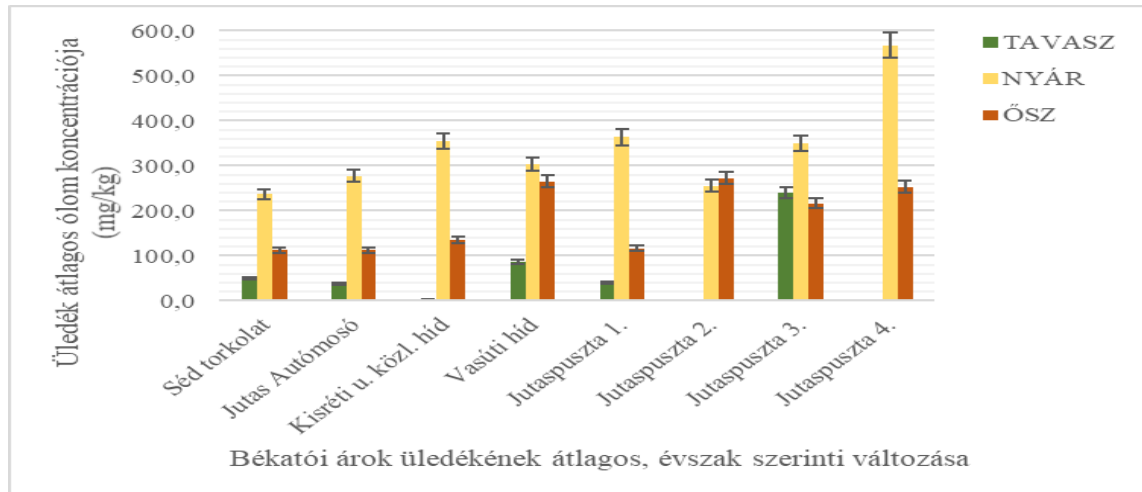


47. ábra A Békatóci-árok tesztnövényeinek kadmium tartalma

A kapcsolódó szakirodalmi adatokkal összehasonlítva elmondható, hogy az angol perjében mért kadmium koncentráció nagyobb volt, mint Bidar *et al.* (2007) mérése. A keserűfű értékei szintén meghaladták Cardwell *et al.* (2002) adatait. A vízi hídör esetében mért kadmium tartalom pedig többszörösen meghaladta Alikaj *et al.* (2017) adatait.

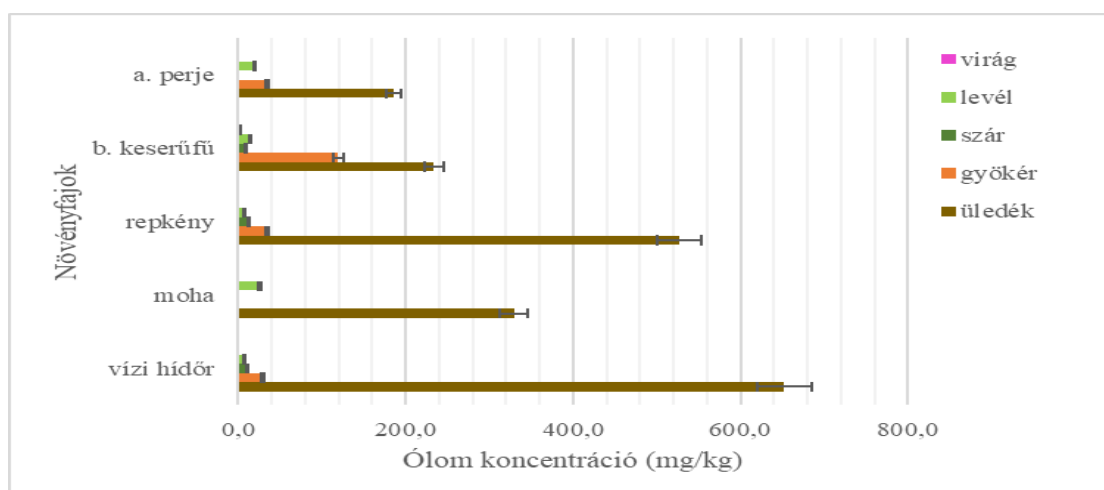
B.) A Békatói-árok iszap és növénymintáinak átlagos ólom tartalma

A 48. ábra adataiból megállapítható, hogy az üledékmintákban mért átlagos ólom koncentráció a tavaszi évszakhoz képest a nyári és őszi hónapokban növekedett. A 6/2009 (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendeletben meghatározott határérték erre az elemre 100 mg/kg. Ezt az értéket az általam mért ólom mennyiségek nyáron és ősszel többszörösen túllépték.



48. ábra A Békatói-árok üledékének átlagos ólom tartalma

A növényekben található ólom koncentráció szakirodalmi, ajánlott értéke 30-300 mg/kg (Simon, 2004; Szegedi, 2011). A teszt növényekben akkumulálódott ólom mennyisége a maximális értéket nem közelítette meg (49. ábra), 25-142 mg/kg között maradt növénytől függően. A legtöbb ólmot a baracklevelű keserűfű, az angol perje és a repkény volt képes felhalmozni. A kadmiumhoz hasonlóan ez az elem is főként a növények gyökérzetében raktározódott.

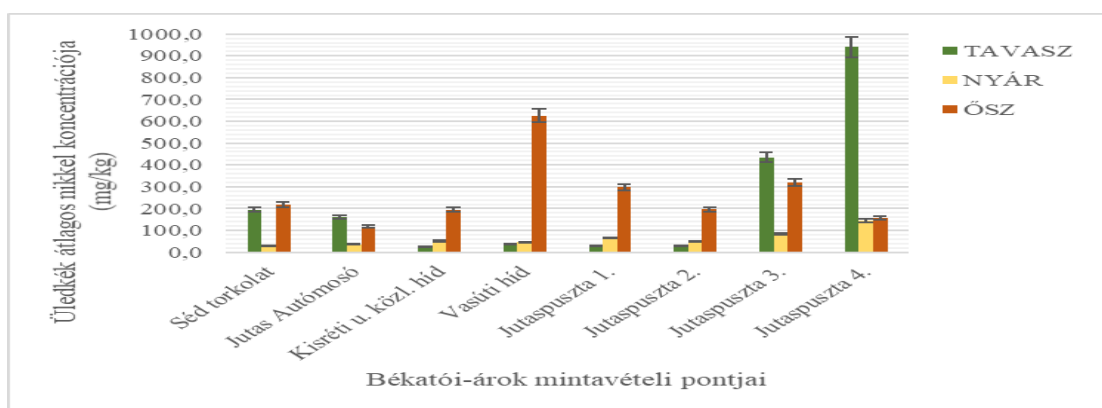


49. ábra A Békatói-árok teszt növényeinek ólom tartalma

Az angol perjében mért ólom tartalom Bidar *et al.* (2007) eredményeihez képest kisebb volt. A Cardwell *et al.* (2002) által mért eredményekhez képest a keserűfűben detektált elem tartalom nagyobb volt. A vízi hídörben felhalmozódott ólom mennyisége meghaladta Rumyantseva *et al.* (2021) eredményeit.

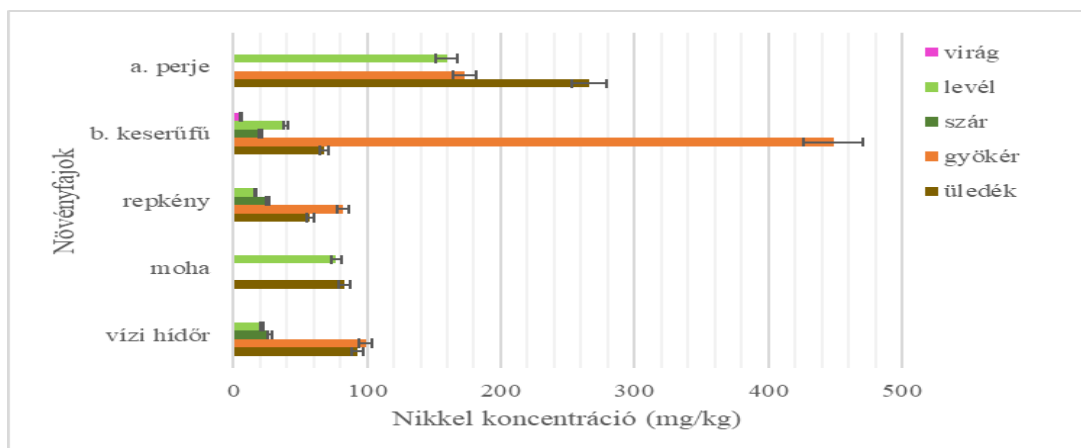
C.) A Békatói-árok iszap és növénymintáinak átlagos nikkeltartalma

Az üledékek nikkeltartalma meghaladta meg a 6/2009 (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendeletben előírt határértéket (40 mg/kg). A legtöbb mintavételi helyen főként az őszi hónapok átlagos nikkeltartalma volt magasabb (50. ábra). Az árok felsőbb szakasza felé haladva jól látható, hogy a nikkeltartalom növekszik az üledékben.



50. ábra A Békatói-árok üledékének átlagos nikkeltartalma

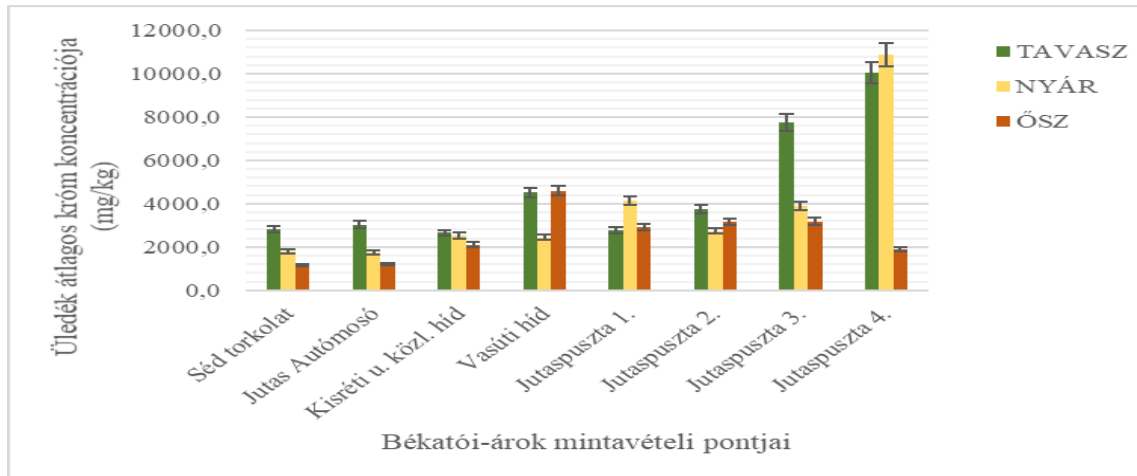
Az öt növényfaj főbb részeiben mért nikkeltartalom többnyire a tőrészhatár (10-100 mg/kg) (Simon, 2004; Szegedi, 2011) alatt maradt, kivéve az angol perjét és a baracklevelű keserűfűvet (51. ábra). A teszt növények közül legnagyobb mértékben a vízi hídör, a baracklevelű keserűfű és az angol perje tudta a nikkelt felhalmozni. A maximális nikkeltartalom a keserűfű gyökeréből volt kimutatható. A keserűfűben felhalmozott nikkeltartalom mintegy 87%-ban itt raktározódott el. Az eredmények azt mutatták, hogy ez az elem az ólomhoz képest könnyebben áthelyeződött a felsőbb növényi részek felé. A vízi hídörben mért nikkeltartalom többszörösen meghaladta Alikaj *et al.* (2017) értékeit.



51. ábra A Békatói-árok teszt növényeinek nikkeltartalma

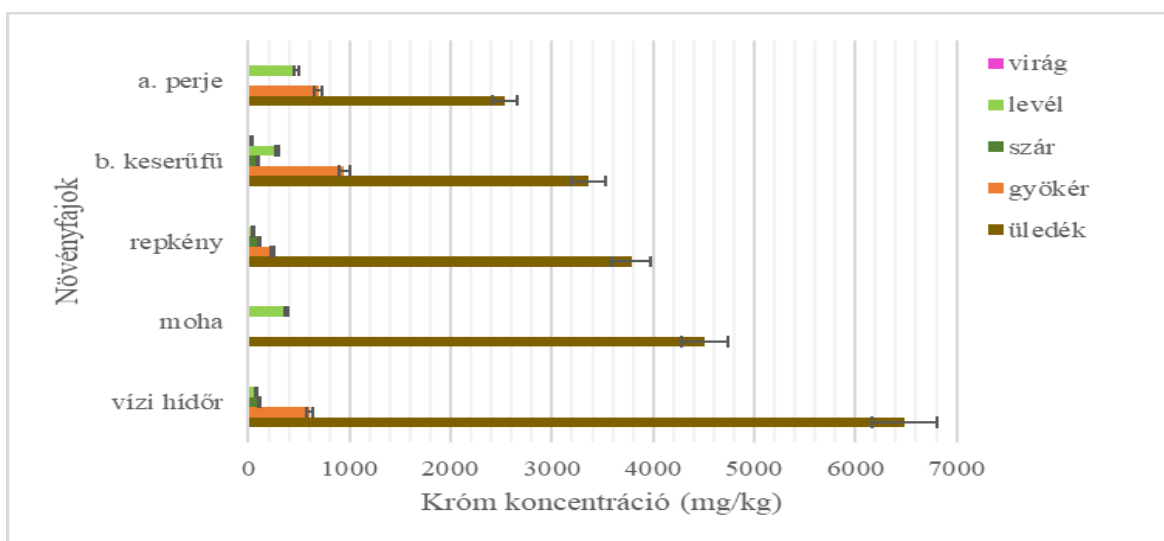
D.) A Békatói-árok iszap és növénymintáinak átlagos össz-króm tartalma

Az üledékekben mért átlagos össz-króm koncentrációk minden évszakban meghaladták a 6/2009 (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendeletben előírt határértéket (75 mg/kg). A legtöbb esetben megfigyelhető, hogy a tavaszi átlagértékekhez képest őszi csökkent a szennyező mennyisége az üledékben, valamint a Séd-torkolat felé haladva kisebb króm koncentrációk voltak detektálhatók. (52. ábra).



52. ábra A Békatói-árok üledékének átlagos össz-króm tartalma

A növényfajokban mért össz-króm mennyisége többszörösen túllépte a növények számára tolerálható 1-10 mg/kg értéket (53. ábra) (Simon, 2004; Szegedi, 2011). Ennek ellenére toxikus tüneteket (pl. klorotikusságot) nem észleltem a növényeken. A teszt növények közül legnagyobb mértékben a baracklevelű keserűfű, az angol perje és a vízi hídór akkumulálta a krómot. Ez az összetevő is leginkább a gyökerekben volt kimutatható, majd a felsőbb növényi részek felé haladva a felhalmozódás mértéke folyamatosan csökkent.

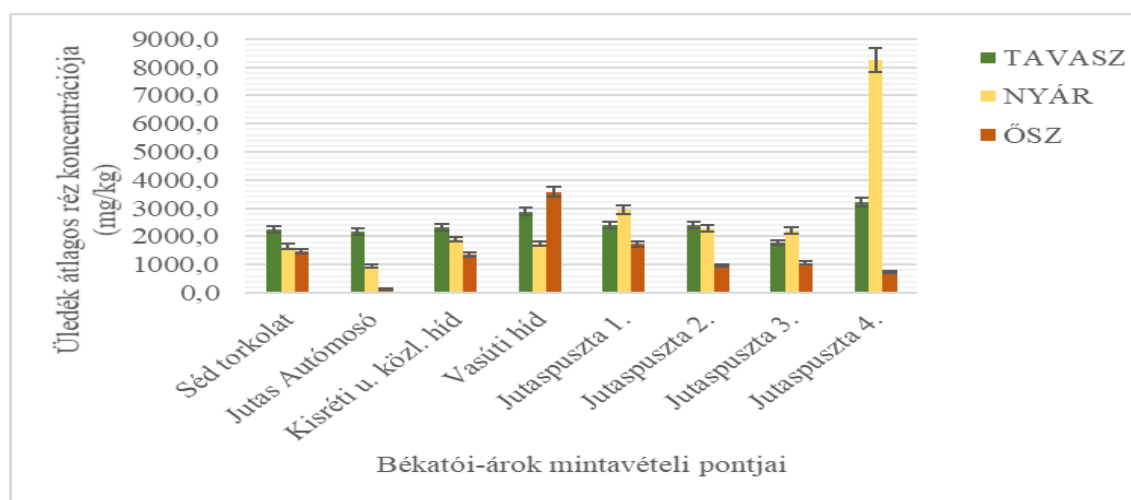


53. ábra A Békatói-árok teszt növényeinek össz-króm tartalma

A növényekben mért króm tartalmak szerint a vízi hídőrben mért koncentrációk nagyobbak voltak Alikaj *et al.* (2017) eredményeinél. A keserűfűből kimutatott króm pedig szintén meghaladta Sahu *et al.* (2020) eredményeit.

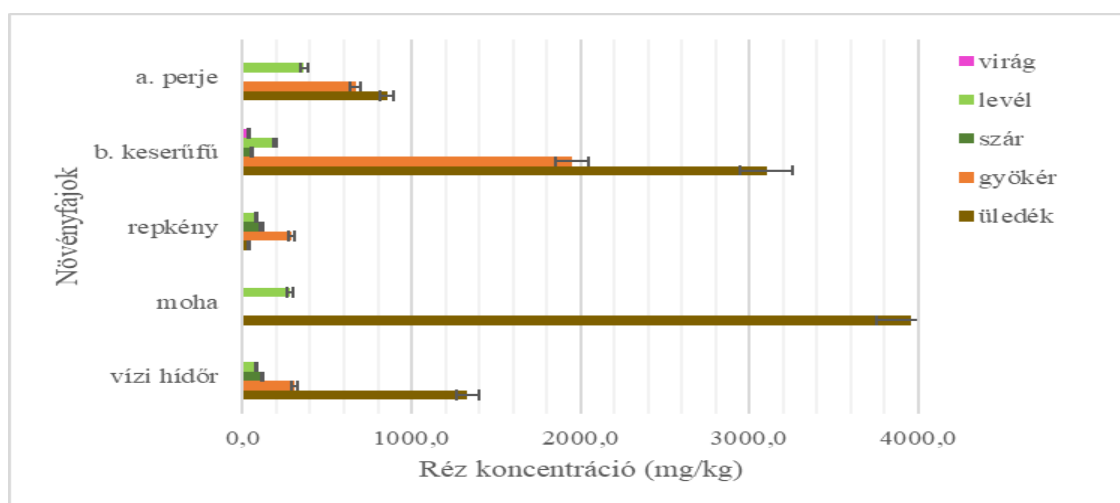
E.) A Békatói-árok iszap és növénymintáinak átlagos réz tartalma

Az üledékmintákból meghatározott átlagos réz koncentráció minden évszakban meghaladta a 6/2009 (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM rendeletben előírt határértéket (75 mg/kg). Az őszi hónapokra a legtöbb mérési pontnál mennyiségi csökkenést tapasztaltam (54. ábra). A nyolc mérőhely közül a Kisréti utcai vasúti felüljárónál, és a Jutas 1. (erdei) mérőhelyen mértem jelentősebb réz tartalmakat.



54. ábra A Békatói-árok üledékének átlagos réz tartalma

Mivel a réz esszenciális elem, ezért a növények számára könnyebben felvehető az előbbi elemeknél. A növények számára tolerálható réz mennyisége 250 mg/kg (Simon, 2004; Szegedi, 2011). Ezt az értéket az összelem-tartalom alapján mindegyik növényfaj túllépte (55. ábra). A növények, habár képesek voltak ezt az elemet a felsőbb növényi részek felé szállítani, mégis inkább a gyökerekben halmozták fel nagyobb arányban.

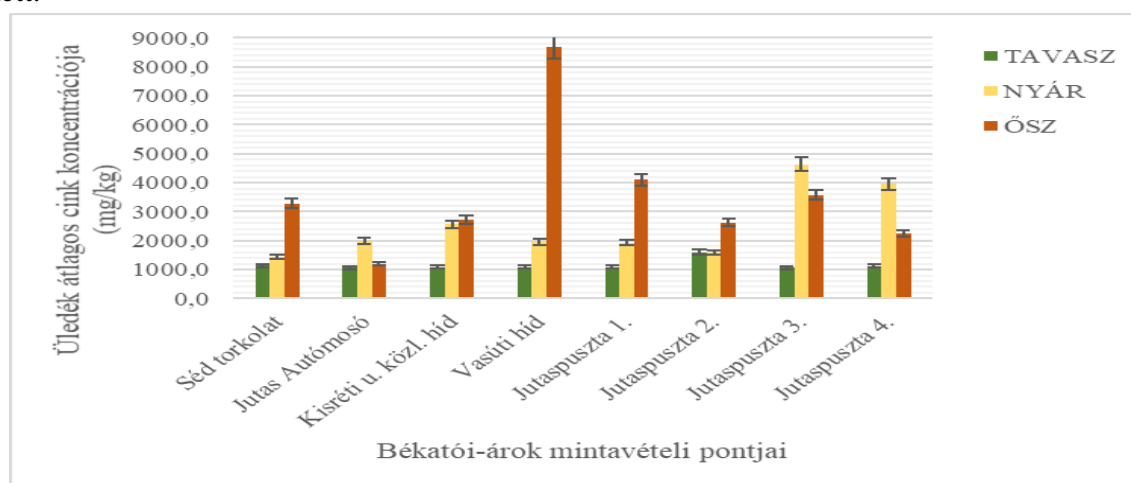


55. ábra Békatói-árok teszt növényeinek átlagos réz tartalma

A keserűfűben mért réz tartalmat Cardwell *et al.* (2002) adataihoz hasonlítva nagyobb mennyiségeket kaptam. A vízi hídörben mért réztartalom szintén meghaladta Alikaj *et al.* (2017) eredményeit. A repkény réz tartalma pedig nagyobb volt, mint Hüseynova *et al.* (2009) eredményeinél.

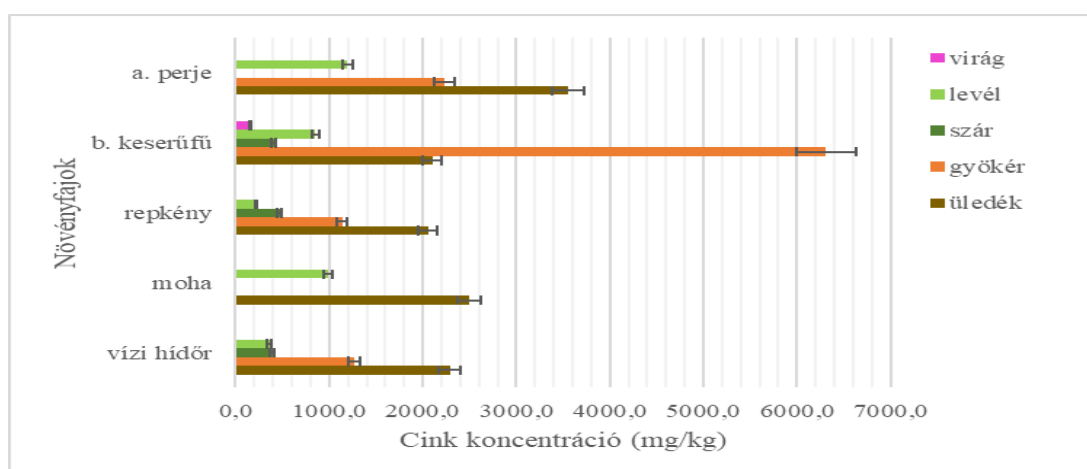
F.) A Békatói-árok iszap és növénymintáinak átlagos cink tartalma

Az üledékmintákból kimutatott cink tartalom minden évszakban többszörösen meghaladta a 6/2009 (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendeletben előírt határértéket (200 mg/kg). A 56. ábra adataiból látható, hogy az őszi hónapokban a cink átlagos mennyisége megnövekedett az üledékmintákban. A forrásvidék felé haladva az elem tartalom nagyobb lett.



56. ábra A Békatói-árok üledékének átlagos cink tartalma

A növények számára tolerálható cink mennyiséget (250 mg/kg) minden növényfaj mindegyik növényi része meghaladta (Simon, 2004; Szegedi, 2011). A cink is, mint könnyen felvehető, esszenciális elem könnyen feljebb jutott a gyökérszettől a levelek vagy a virág felé. Mégis inkább a gyökérzetben halmozódott fel, de jelentős mennyiségek voltak detektálhatók a levelekből is (57. ábra).



57. ábra Békatói-árok teszt növényeinek átlagos cink tartalma

A növények cink tartalma szerint elmondható, hogy a repkényben mért elem tartalom többszörösen meghaladta Hüseyinova *et al.* (2009) eredményeit. A vízi hídőr, a keserűfű és az angol perje cink koncentrációja szintén nagyobb volt, mint Alikaj *et al.* (2017), Bidar *et al.* (2007) és Cardwell *et al.* (2002) által publikált mennyiségek.

#### 2.2.6. A Békatói-árok növénymintáinak fitoextrakciós potenciál számítása

A 15. táblázat szerint megállapítható, hogy a növényfajok Bioakkumulációs Faktor (BAF) eredményei többnyire egy alattiak lettek. A kapott értékek szerint a vastagerű moha és a baracklevelű keserűfű a nikkellel, a kerek repkény pedig a réz nagyobb mértékű extrakciójához lehet alkalmazható.

15. táblázat A Békatói-árok teszt növényeinek Bioakkumulációs Faktor értékei

BAF	vízi hídőr	vastagerű moha	kerek repkény	baracklevelű keserűfű	angol perje
<b>Cd</b>	0,13	0,40	0,23	0,35	0,28
<b>Cr</b>	0,03	0,08	0,04	0,12	0,19
<b>Ni</b>	0,52	<b>0,92</b>	0,73	<b>0,97</b>	0,60
<b>Pb</b>	0,03	0,08	0,03	0,10	0,10
<b>Cu</b>	0,14	0,07	<b>5,56</b>	0,09	0,43
<b>Zn</b>	0,33	0,40	0,33	0,68	0,34

A Transzlokációs Faktor értékeket megvizsgálva a kiválasztott növényfajták közül a vízi hídőr leginkább az ólom, a kerek repkény a króm, réz és cink, az angol perje pedig a kadmium, króm és nikkellel transzlokációjára képes nagyobb mértékben (16. táblázat).

16. táblázat A Békatói-árok teszt növényeinek Transzlokációs Faktor értékei

TF	vízi hídőr	kerek repkény	baracklevelű keserűfű	angol perje
<b>Cd</b>	0,41	0,41	0,35	<b>0,53</b>
<b>Cr</b>	0,28	<b>0,68</b>	0,42	<b>0,68</b>
<b>Ni</b>	0,49	0,52	0,15	<b>0,92</b>
<b>Pb</b>	<b>0,58</b>	0,52	0,20	0,54
<b>Cu</b>	0,62	<b>0,66</b>	0,15	0,55
<b>Zn</b>	0,59	<b>0,61</b>	0,23	0,54

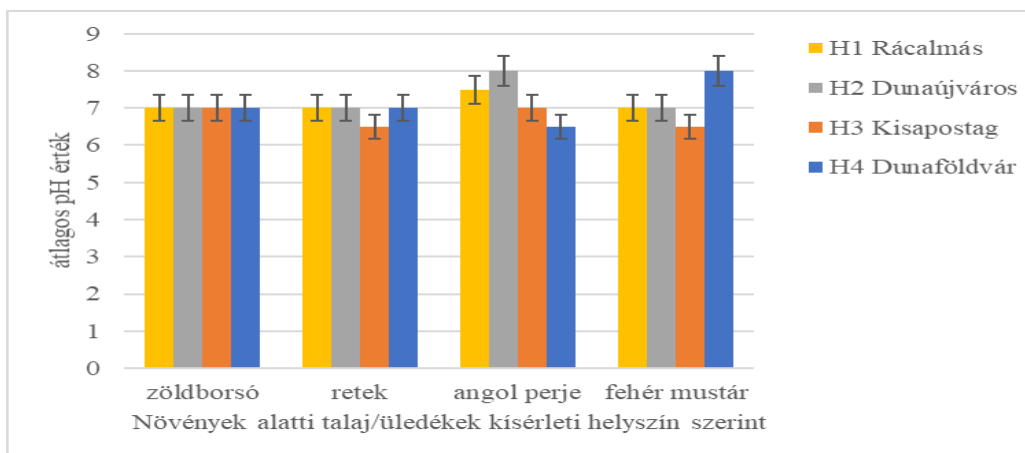
### 2.3. Dunai terepi kísérletek eredményei

#### 2.3.1. A begyűjtött talaj/üledék minták pH értéke

A talaj/üledék minták  $pH_{(H_2O)}$  értékeit minden mérési helyszínen megmértük a növények alatt. A 58. ábra mutatja a mérési helyszínekről gyűjtött talaj/üledék minták átlagos pH értékeit. A legalacsonyabb pH érték 6,5 volt, a legnagyobb pedig 8,0. A talaj/üledék minták átlagos pH értéke a H1 helyen 7,12 ( $\pm 0,13$ ), a H2 helyen 7,25 ( $\pm 0,25$ ), a H3 helyen 6,75 ( $\pm 0,14$ ) és a H4-es helyen 7,12 ( $\pm 0,31$ ) volt. A négy kísérleti helyszín esetén az átlagos pH



érték  $7,06 (\pm 0,11)$ . Ezek alapján megállapítható, hogy a talaj/üledékminták pH értéke szerint semlegesek. Nagymértékű különbség a pH értékek között nem volt felfedezhető.



58. ábra A terepi kísérletek helyszínein mért átlagos pH értékek teszt növények szerint

### 2.3.2. A begyűjtött talaj/üledék tulajdonságai

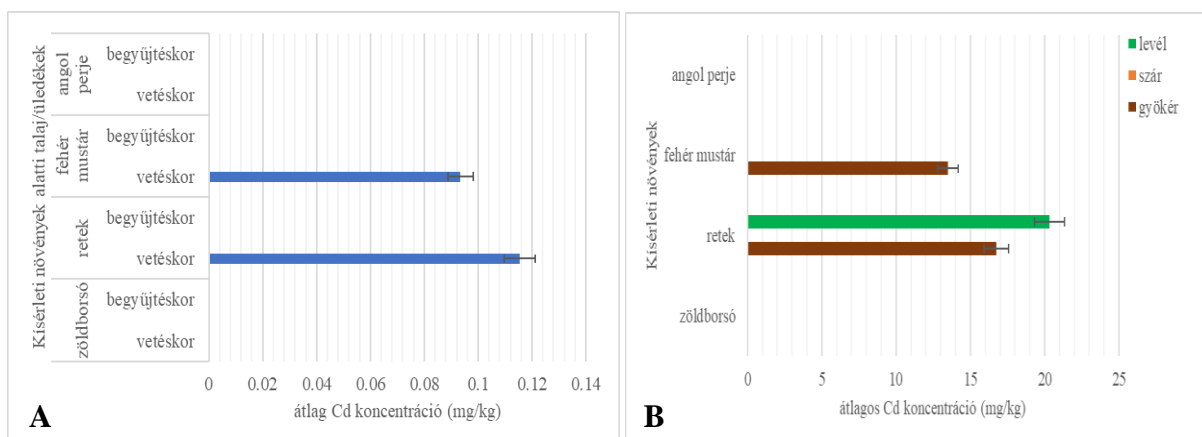
A terepi kísérleteknél az üledékek fontosabb tulajdonságait a vetés előtt mértem meg. A tanulmányozott talaj/üledékminta (vertiszol talaj) ismert talajfizikai jellemzői között a következő jellemzőket vizsgáltuk:  $\text{pH}_{(\text{H}_2\text{O})} = 6,75-7,25$ ;  $\text{CaCO}_3 = 2,46-2,56\%$ ; szervesanyag-tartalom (*LOI: Loss of Ignition-féle módszerrel*)  $8,4-9,7\%$ ; Arany-féle kötöttségi szám  $K_A = 28-60$ , vízdoldható összes sótartalom  $160-282 \text{ mg}/100 \text{ g}$  iszap; Munsell típusú szín száraz állapotban 10YR6/1, nedves állapotban 10YR5/1.

### 2.3.3. A talaj/üledék- és növényminták toxikus elem tartalma

#### a. Kadmium tartalom

Az 59. ábra alapján az üledékminták átlagos Cd-koncentrációja a terepi kísérlet megkezdésekor  $0,05-0,11 \text{ mg} / \text{kg}$  között volt. Az üledékminták Cd-koncentrációi nem haladták meg a hazai határértéket, amely  $1 \text{ mg}/\text{kg}$  (*KvVM-EüM-FVM 6/2009. együttes rendelet*). A mért koncentrációk a becsült környezeti koncentráció (PEC) értékénél, amely  $4,98 \text{ mg}/\text{kg}$  (*MacDonald et al, 2000*), valamint a JDS 3-ban közzétett meder üledék kadmium tartalmánál ( $0,65 \text{ mg}/\text{kg}$ ) alacsonyabbak voltak. Az angol perje alatti talaj/üledékekből kadmium nem volt kimutatható. A talaj/üledékmintákban a növények vetésekor mért kadmium tartalom a kísérlet végére csökkent.

A kísérleti növényfajták közül a fehér mustár és a retek akkumulálta a kadmiumot a szennyezett üledékből (59. ábra). Ezt az elemet a fehér mustár csak a gyökérében volt képes felhalmozni szemben a retekkel, amely képes volt a kadmiumot transzlokálni a leveleibe is.



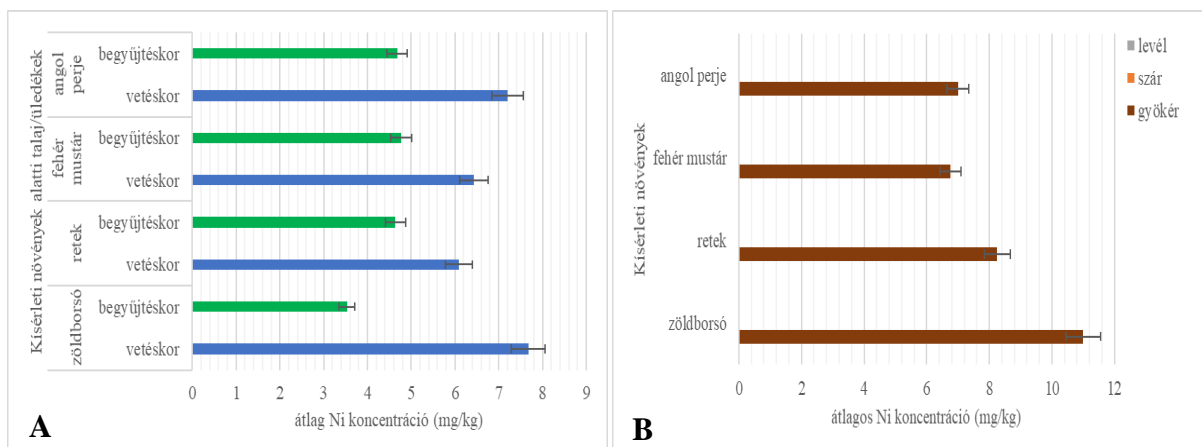
59. ábra A talaj/üledék mintákban és a növényfajokban mért átlagos Cd koncentráció; **A** – kék: vetéskor mért koncentrációk; zöld: begyűjtésnél mért koncentráció; **B** – gyökérben mért koncentráció (barna), szárban mért koncentráció (narancs), levelekben mért koncentráció (zöld).

A növényi részekben mért átlagos kadmium koncentráció 13-20 mg/kg között volt, amely nagyobb, mint a hazai ajánlott érték 0,5 mg/kg (Simon, 2014). A növényekben mért kadmium koncentráció 15-20 mg/kg között volt, amely mérték már toxikus hatást fejthet ki a növényekre (Simon, 2006; Szegedi, 2011; Simon, 2014). Az angol perjében mért elem tartalom kisebb volt, mint a kimutatási határ (<0,8 µg/kg), ezért alacsonyabb értéket kaptunk, mint Bidar *et al.* (2007) eredménye. A hónapos retekben mért kadmium tartalom Davis (1992) és Khan *et al.* (2008) eredményeinél magasabb, de Marchiol *et al.* (2004) eredményeinél alacsonyabb lett. A zöldborsóban mért kadmium koncentráció (<0,8 µg/kg) alacsonyabb volt Oloruntoba *et al.* (2017) és Płaza *et al.* (2019) kísérleti eredményeinél. A fehér mustárból kimutatott elem koncentráció Fargašová (2001) eredményeit meghaladta.

#### b. Nikkel tartalom

Az üledék minták átlagos nikkell koncentrációja 3,5 -7,7 mg/kg között mozgott (60. ábra). Az üledékben mért nikkell koncentráció a teszt növények vetésétől ezek begyűjtéséig csökkent. Az átlagos elem tartalom a hazai határérték (40 mg/kg) alatt maradt (6/2009 KvVM-EüM-FVM rendelet), és alacsonyabb volt, mint a nikkelle meghatározott PEC érték (48,6 mg/kg) (MacDonald *et al.* 2000), vagy a JDS tanulmányban mért koncentráció (10 mg/kg).

A teszt növények fő részei közül leginkább azok gyökerében halmozódott fel ez az elem, és nem helyeződött át a növényeken belül a gyökerekből a levelek felé (60. ábra). A teszt növények közül a zöldborsó halmozta fel legnagyobb mértékben a nikkelt (11 mg/kg), és a fehér mustár akkumulálta legkisebb mértékben ezt az elemet (6,75 mg/kg). A hazai növényekben átlagosan 0,1 – 5 mg/kg nikkell található. Ehhez képest a teszt növényekben mért koncentrációk ezt az értéket meghaladták, átlagosan 6-11 mg/kg között alakult. A növényekre meghatározott toxikus határ 10-100 mg/kg (Simon 2006, Szegedi 2011). Az eredmények nem haladták meg ezt a koncentrációt. A hónapos retekben mért nikkell tartalom alatta maradt Rattan *et al.* (2005) és Marchiol *et al.* (2004) eredményeinek, viszont meghaladta Khan *et al.* (2008) kísérleti eredményeit. A zöldborsóban detektált nikkell koncentráció magasabb volt, mint Oloruntoba *et al.* (2017) és Płaza *et al.* (2019) eredményei.

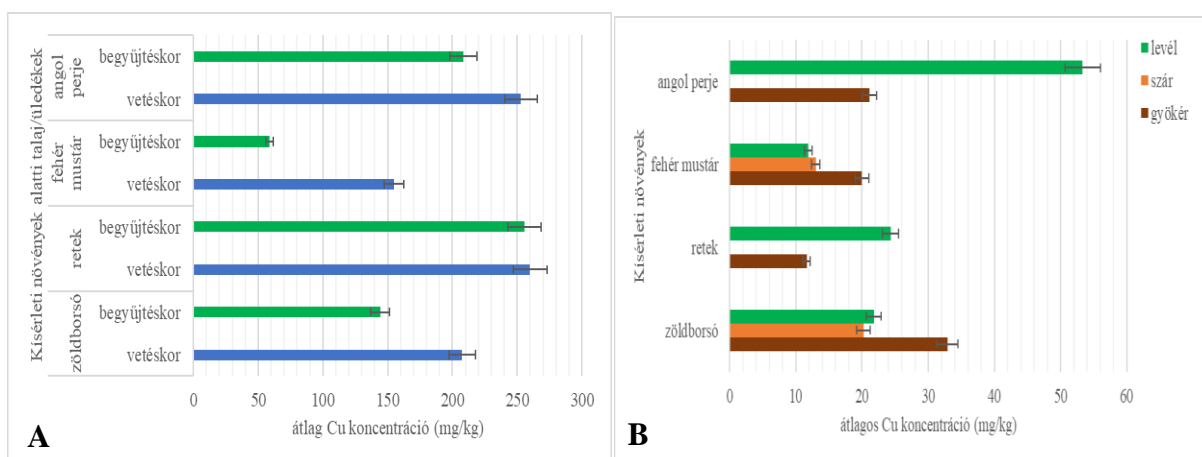


60. ábra A talaj/üledék mintákban és a növényfajokban mért átlagos nikkel (Ni) koncentráció;

A – kék: vetéskor mért koncentrációk; zöld: begyűjtésnél mért koncentráció; B – gyökérben mért koncentráció (barna), szárban mért koncentráció (narancs), levelekben mért koncentráció (zöld).

### c.) Réz tartalom

Az üledékmintákban mért átlagos réz koncentráció (61. ábra) magasabb volt, mint a hazai jogszabályban meghatározott határérték (75 mg/kg), a PEC érték (149 mg/kg) (MacDonald et al. 2000) vagy a JDS3 tanulmányban szereplő meder üledék maximum értéke (101,1 mg/kg). A teszt növények alatti üledékek átlagos réz koncentrációja 60-260 mg/kg volt. A növények közül a fehér mustár alatt mért üledékminták réz tartalma volt a legkisebb (59 mg/kg). A négy teszt növény közül a hónapos retek alatti üledékben mért réz tartalom csökkenés volt a legkisebb (1,7 %).



61. ábra A talaj/üledék mintákban és a növényfajokban mért átlagos Cu koncentráció;

A – kék: vetéskor mért koncentrációk; zöld: begyűjtésnél mért koncentráció; B – gyökérben mért koncentráció (barna), szárban mért koncentráció (narancs), levelekben mért koncentráció (zöld).

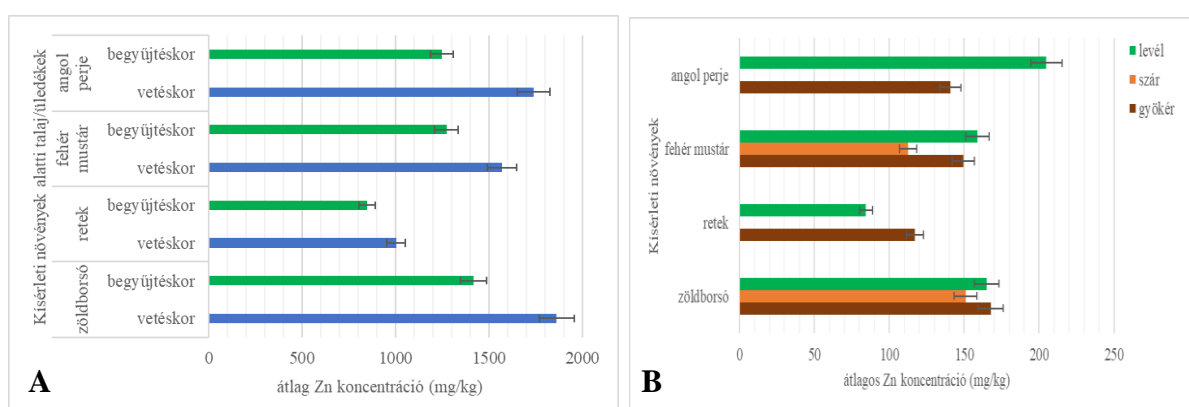
A réz, mivel az esszenciális elemek csoportjába tartozik, a növények számára a könnyen felvehető elemek közé tartozik. A teszt növények fő részeinek réz tartalma szerint a legnagyobb réz koncentráció a zöldborsó és a fehér mustár gyökérzetében volt kimutatható

(61. ábra). Szintén ezek a növények tudták ezt az elemet a legnagyobb mértékben áthelyezni a gyökérzetükből a levelükbe. A teszt növények átlagos réz tartalma megfelelt a hazai növények átlagos réz tartalmának, 5-20 mg/kg. A zöldborsó és az angol perje gyökerében, valamint a hónapos retek és az angol perje levelében mért réz koncentráció viszont meghaladta az ajánlott 20 mg/kg értéket, amely már toxikus lehet a hajtásokra (Simon 2006, Simon 2014, Szegedi 2011). A retekben mért réz tartalom nagyobb volt, mint Davis (1992) vagy Khan *et al.* (2008) eredményei és hasonlóan alakultak, mint Rattan *et al.* (2005) kutatási adatai. A zöldborsó esetében az eredményeim megfeleltek Oloruntoba *et al.* (2017) mérési eredményeinek, viszont magasabbak voltak, mint Płaza *et al.* (2019) eredményei. A fehér mustárban mért réz tartalom szintén meghaladta Fargašova (2001) mérési adatait.

#### d.) Cink tartalom

Az üledékminták Zn-koncentrációja átlagosan 1370 mg/kg volt, ami többszörösen meghaladta a magyar határértéket, amely 200 mg/kg (KvVM-EüM-FVM 6/2009. Sz. Rendelet), a PEC értéket, amely 459 mg/kg (MacDonald *et al.* 2000) és a JDS3 (Joint Danube Survey 2015) tanulmányban lévő mederüledék cink tartalmát, amely 198 mg/kg. Az 62. ábra alapján megállapítható, hogy a kísérleti növények üledékeinek átlagos cink koncentrációja a kísérlet elején 1000-1800 mg/kg volt, a kísérlet végén pedig 840-1420 mg/kg volt, tehát csökkent.

A cink is az esszenciális elemek csoportjába tartozik. Éppen ezzel magyarázható az, hogy a legnagyobb cink koncentrációkat (80-200 mg/kg) elsősorban a teszt növények leveleiből mértük (62. ábra). A növényekben mért átlagos cink koncentráció meghaladta a hazai növényekben lévő átlagos cink tartalmát, amely 25-150 mg/kg, de nem volt magasabb, mint a növények számára tolerálható érték, amely 400 mg/kg (Simon 2006, Szegedi 2011, Simon 2014).



62. ábra A talaj/üledék mintákban és a növényfajokban mért átlagos Zn koncentráció; **A** – kék: vetéskor mért koncentrációk; zöld: begyűjtéskor mért koncentráció; **B** – gyökérben mért koncentráció (barna), szárbán mért koncentráció (narancs), levelekben mért koncentráció (zöld).

A teszt növények közül a fehér mustár és a zöldborsó nagyobb arányban halmozhatta fel ezt az elemet; ez az elem a két növény mindegyik részéből kimutatható volt. Az angol perje gyökerében mért cink tartalom kisebb volt, a hajtásokban mért elem tartalom pedig

megfelelt Bidar *et al.* (2007) eredményeinek. A hónapos retek cink koncentrációja kisebb volt, mint Davis (1992) és Marchiol *et al.* (2004) eredményei, viszont meghaladták Rattan *et al.* (2005) és Khan *et al.* (2008) adatait. A zöldborsóban mért cink koncentráció meghaladta Oloruntoba *et al.* (2017) és Płaza *et al.* (2019) mérési eredményeit. A fehér mustár esetén kapott cink tartalom pedig nagyobb volt, mint Fargašová (2001) eredményei.

#### 2.3.4. A vizsgált potenciálisan toxikus elemek szennyezettségi terhelési indexe (PLI)

A szennyezési terhelési index (PLI) kiszámításánál két referencia értéket alkalmaztam. Az egyik a JDS3 tanulmányban lévő, dunaföldvári mederüledékből mért elem koncentráció (Joint Danube Survey 2015), a másik pedig a Duna ezen szakaszán domináns, lösz talaj átlagos fémkoncentrációja. A PLI értékeket a kísérlet kezdetére és befejezésére számítottam ki.

A vizsgált folyami üledékek réz és cinktartalmát összehasonlítva a két referencia értékkel elmondható, hogy a minták szennyezettebbek voltak a referenciáknál (17. táblázat). Ezért erre a két elemre számított PLI értékek is nagyobbak voltak, mint 1 (réz: 9,53 és 12,5; cink: 10,83 és 13,98).

17. táblázat: Az üledékekre számított PLI értékek a kísérlet előtt és után

PTE	C <sub>üledék</sub> (mg/kg)		C <sub>referencia</sub> (mg/kg) (JDS 3)	C <sub>referencia</sub> (mg/kg) (lössz talaj)	PLI (JDS 3)		PLI (Lössz talaj)	
	előtte	utána			előtte	utána	előtte	utána
Cd	0,07	0,00	0,95	46,5	0,07	0,00	0,00	0,00
Ni	6,85	4,41	20	15	0,34	0,22	0,46	0,29
Cu	218,79	166,75	17,5	11	12,50	9,53	19,89	15,16
Zn	1544,35	1196,78	110,5	39	13,98	10,83	39,60	30,69

#### 2.3.5. A terepi kísérletek tesztnövényeinek fitoextrakciós potenciál (BAF, TF) számítása

Az üledék és a növények átlagos fémkoncentrációja alapján bioakkumulációs (BAF) és transzlokációs (TF) faktorokat is kiszámoltam (18. táblázat), Al-Hwaiti *et al.* (2015); Lago-Vila *et al.* (2015); és Mehr *et al.* (2020) iránymutatásai alapján. Az eredményekből kiderült, hogy a Cd, Ni, Cu és Zn BAF-faktorszámuk kisebb volt, mint 1, csak a Cu és Zn TF-faktorszámuk volt magasabb egynél.

A cink és a réz esetében a zöldborsó és a fehér mustár erősen felhalmozódó növénynek tekinthető. A nehézfémek BAF-faktor trendje: Cu > Zn > Cd, Ni. Mivel a BAF értékek kisebbek voltak, mint 1, a tesztnövények nem tartoznak a hiperakkumulátor fajok közé. Az összes tesztnövényre együttvéve a TF faktor értékek relatív rendje a következő: Cu > Zn > Cd > Ni. Ezek az eredmények azt mutatják, hogy a réz és a cink rendelkezik a legnagyobb potenciállal, őket követi a kadmium és a nikkél. A TF értékek alapján a vizsgált növények transzlokációs potenciálja a vizsgált fémek gyökerektől hajtásig történő áthelyezésére a következő sorrendbe rendezhető:

- **Kadmium:** retek > fehér mustár, zöldborsó és angol perje (A teszt növények közül csak a retek tudta transzlokálni a kadmiumot a felsőbb növényi részei felé.)
- **Nikkel:** egyik tesztnövény sem tudta transzlokálni ezt az elemet a hajtásaiba
- **Réz:** angol perje > retek > zöldborsó > fehér mustár
- **Cink:** zöldborsó > fehér mustár > angol perje > retek

Ezek az információk nagyon hasznosak lehetnek a fémszennyezett folyóüledékeken természetű megfelelő tesztnövények kiválasztásában.

18. táblázat: A Dunai üledéken nőtt teszt növények BAF és TF faktor értékei (n=4)

Teszt növények	BAF <sup>+</sup>				TF <sup>++</sup>			
	Cd	Zn	Cu	Ni	Cd	Zn	Cu	Ni
zöldborsó ( <i>Pisum sativum</i> )	0	0,223	0,291	0	0	1,883	1,277	0
hónapos retek ( <i>Raphanus sativus</i> )	0	0,1	0,095	0	1,214	0,722	2,093	0
fehér mustár ( <i>Sinapis alba</i> )	0	0,213	0,421	0	0	1,816	1,242	0
angol perje ( <i>Lolium perenne</i> )	0	0,164	0,256	0	0	1,456	2,525	0

<sup>+</sup>BAF = Az üledék és a föld feletti növényi hajtások fém koncentrációjának aránya; <sup>++</sup>TF = A növények gyökerének és hajtásának fém koncentráció aránya.

### 2.3.6. A zöldborsóval és retekkel kapcsolatos egészségügyi kockázati tényezők

A vizsgálati növények átlagos fémkoncentrációjából a fémek napi bevitel (DIM- Daily Intake of Metals) és egészség kockázati index (HRI-Health Risk Index) számolható (19. táblázat). Ezeket az értékeket a négy teszt növényfaj közül a két emberi fogyasztásra is alkalmas zöldségfélére, a zöldborsóra és a retekre határoztam meg.

19. táblázat: Az ehető teszt növényekre számított DIM és HRI értékek (n=4)

Testnövények	DIM <sup>+</sup> (felnöttek)	DIM <sup>+</sup> (gyerekek)	HRI <sup>++</sup> (felnöttek)	HRI <sup>++</sup> (gyerekek)
<b>Cd</b>				
zöldborsó	0	0	0	0
reték	0.0083	0.0208	8.34	20.77
<b>Ni</b>				
zöldborsó	0.0025	0.0062	0.12	0.31
reték	0.0019	0.0046	0.09	0.23
<b>Zn</b>				
zöldborsó	0.1087	0.2709	0.36	0,9
reték	0.0453	0.1129	0.15	0.38
<b>Cu</b>				
zöldborsó	0.0168	0.0419	0.42	1.05
reték	0.0081	0.0201	0.2	0.5

<sup>+</sup>DIM = (A száraz tömegre mért növényi összfémm koncentráció, a zöldségekre érvényes nedves és száraz tömeg közötti konverziós faktorszám és a zöldségek napi beviteli egységének szorzata) / a magyar felnöttek és gyermekek átlagos testtömegével (kg) ; <sup>++</sup>HRI= A fémek napi beviteli egységének és a referencia fém dózis aránya

A vizsgált fémek napi beviteli értéke (DIM) 0 - 0,27 volt, amely nem volt magas érték, kevesebb volt, mint 1. A fémek közül a cinkkel kapcsolatos napi bevitel volt a legmagasabb (0,11 és 0,27) a zöldborsó felnöttek és gyermekek számára egyaránt.

A HRI-értékek többsége felnöttek esetén kevesebb volt, mint 1. A gyermekekre számított HRI-értékek retekre kadmiumnál, míg zöldborsónál cinkre és rézre magasabbak voltak, mint 1. A gyermekekre számított HRI-értékek azonban azt sugallják, hogy az ilyen szennyezettsgű

üledékek/talajokon termesztett növényeknek a fogyasztása bizonyos potenciális kockázatokat eredményezhet a gyermekek számára (19. táblázat).

### **3. Konverter iszap nehézfém tartalmának csökkentése fitoextrakcióval**

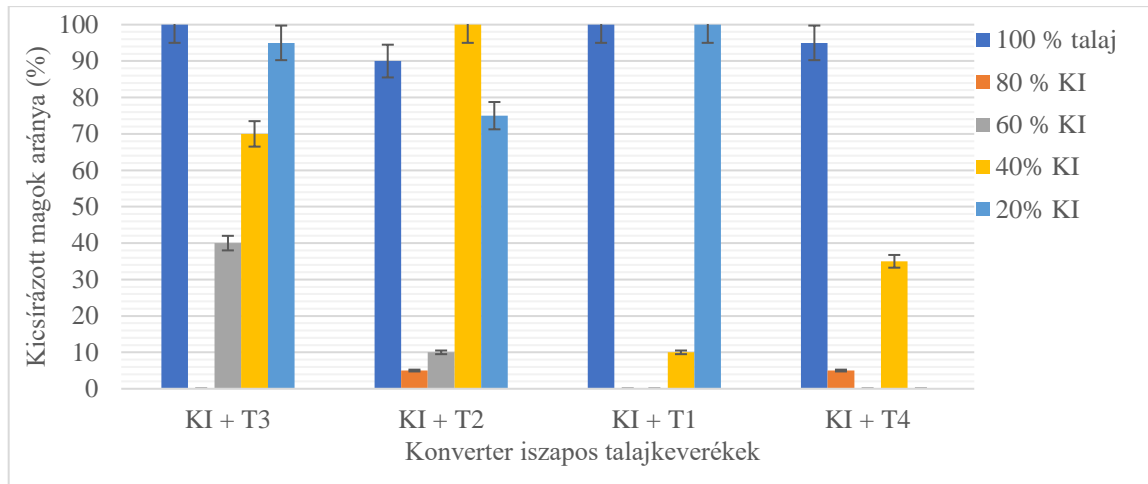
A konverter iszapot a mezőgazdaságban is újra tudják hasznosítani, tápanyagforrásként, hiszen átlagosan 25% vas-oxidot, 4,7 %  $P_2O_5$ -t, 4,5% MnO-t tartalmaz. Nagy vastartalma miatt például növények vashiányos állapotának javítására is használható, mint vas-műtrágya (Ali, 2011). Jól hasznosítható a savanyú talajok meszezésére is. Az acéliparban a vasércet kalcittal szokták összekeverni azért, hogy eltávolítsák az olvadt vasból a szilícium-dioxidot, foszfátot és egyéb elemeket. A mész reakcióba lép a nem kívánatos összetevőkkel a nyersanyagban és salakot képez, amely feljön a konverter felszínére. Németországban az iszapok 20%-át használják fel talajjavításra, de jól alkalmazzák Braziliában, a cukorrépa földeken is, mivel az iszap bekeverése a vetés előtt növeli a talaj pH értékét, valamint mobilizálja a foszfort, káliumot, kalciumot és magnéziumot is (Ali et al., 2007).

#### **3.1. Csíranövény teszt eredménye**

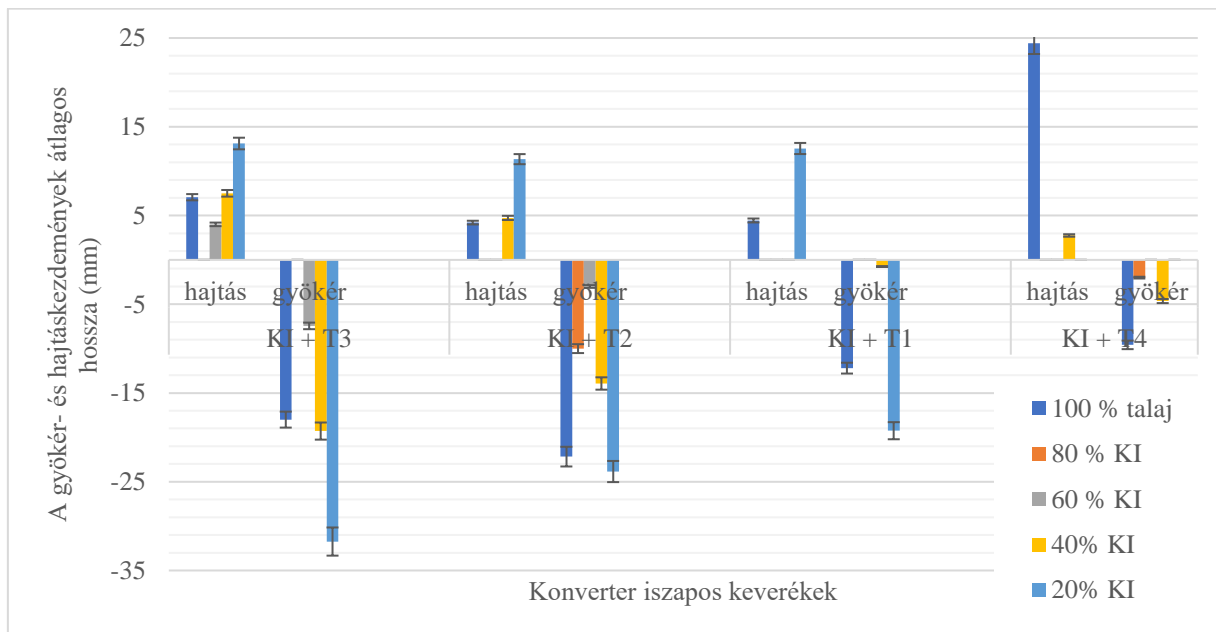
Mivel magában a konverter iszap nem alkalmas növénynevelésre, ezért csíranövény tesztet végeztem el konverter iszap és talajkeverékeken. A konverter iszap bekeverési aránya 20-40-60-80%-os volt. A teszthez négyfajta talajt használtam, soproni, barna erdőtalajt (T1), csernozjom (T2), lösz (T3) és szikes talajt (T4). A tesztet  $23\pm 1^\circ\text{C}$ -on, 72 óra alatt MSZ 21976-17:1993 szerint végeztem el. Nedvesítéshez ioncserélt vizet használtam. A nedvességtartalom beállításánál a 10 gramm tömegállandóságig szárított iszap/talaj keverékeket 6-9 ml vízzel nedvesítettem meg (a talaj víztartó képességének maximumáig). A szikes talajos keverékeknél ez a mennyiség 9-13 ml között változott. A talaj/iszapminták nedvességtartalma így keverési aránytól függően barna erdőtalajnál 26-30 t%, csernozjomnál 20-51 t%, lösznél 24-49 t%, szikesnél 53-64 t% volt.

A 63. ábra adatai alapján megállapítható, hogy a négy talajfajta közül a löszös (T3) és a csernozjom (T2) talaj + iszapkeverékek mutatták a legjobb csírázási tulajdonságot (63. ábra). Az iszapos keverékek közül a 20 és a 40 %-os bekeverési arányú keverékek esetén figyelhető meg a legtöbb kicsírázott magarány, továbbá hosszabb gyökér- és hajtáskezdemények fejlődtek ezeken a keverékeken (64. ábra). Ha a 20%-os talaj-iszap keverék eredményeit összehasonlítjuk a kontroll talaj értékeivel, megállapítható, hogy az iszap jelenléte a talajban a magok növekedését stimulálta (Kovács-Bokor et al, 2019a).





63. ábra A konverter iszapos (KI) talajkeveréken kicsírázott magok aránya (T1: soproni, barna erdőtalaj; T2: csernozjom; T3: lösz; T4: szikes)



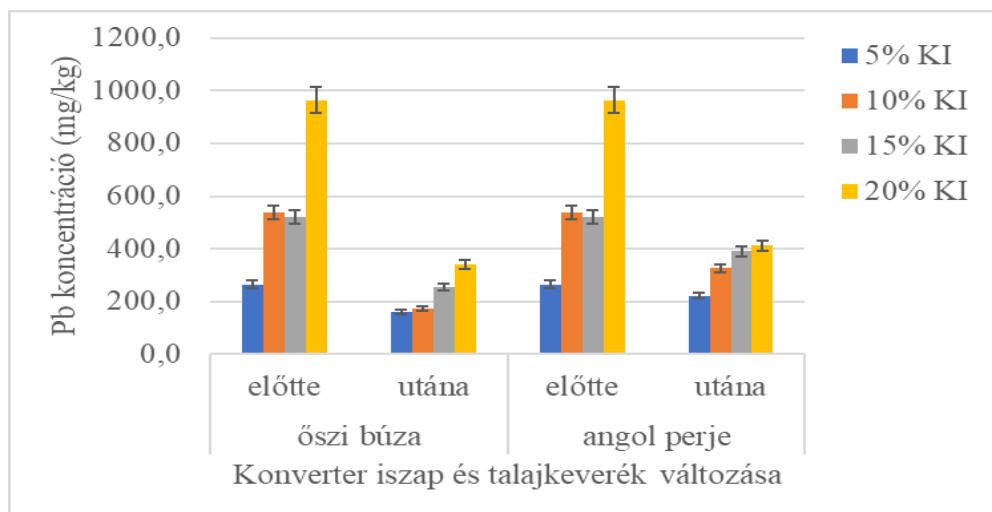
64. ábra A talaj-iszapkeverékeken fejlődött gyökér- és hajtáskezdemények nagysága (T1: soproni, barna erdőtalaj; T2: csernozjom; T3: lösz; T4: szikes)

### 3.1. Konverter iszap és lösz talaj keverékeken végzett kísérletek

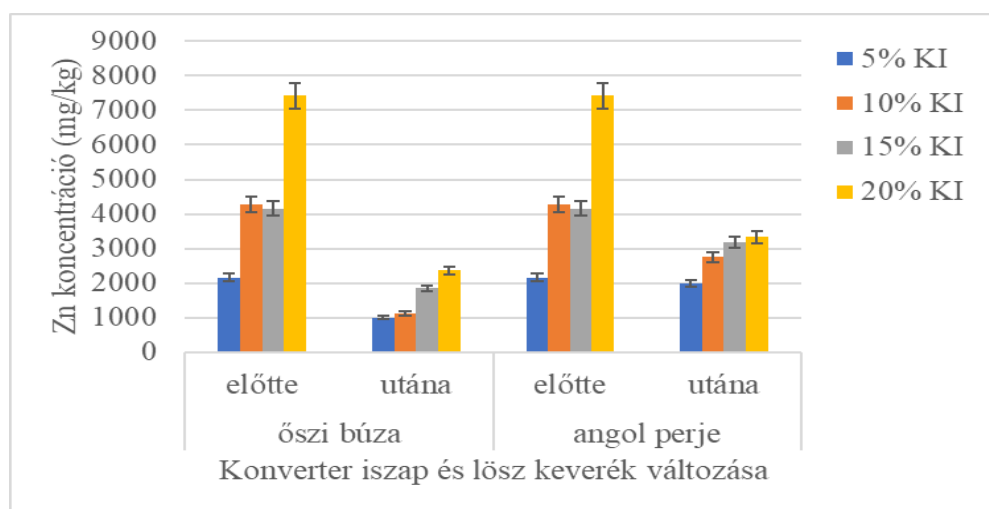
A csíranövény teszt eredménye alapján a konverter iszapot 5-10-15-20%-os arányban kevertem bele a szárított lösz talajhoz. Tesztnövényként őszi búzát (*Triticum aestivum L.*) és angol perjét (*Lolium perenne L.*) választottam ki, mivel ezek gyorsan csíráznak és fejlődnek, valamint előzetes kísérleteim szerint jól nevelhetők fénypolccal. A cserépek feltöltése előtt, azok aljára több rétegben gézlapokat helyeztem, hogy az öntözések során fellépő anyag kimosódást megakadályozzam. A keverékek össztömege 540 g volt. Minden cserépbe 8 gramm búzamazotot és 1 gramm perje magot ültettünk elszórtan. A cserépeket tálcára helyeztük, az öntözés a növénynevelés során alulról történt a növények hajtásrothadásának elkerülése céljából (Kovács-Bokor et al, 2019b).



Az iszap/talaj keverékekből mintát vettem a kísérlet elején és végén, hogy megállapítsam, mekkora arányban képes e két növény csökkenteni a konverter iszap által a rendszerbe vitt magas ólom és cink tartalmat. Az elemzéseket ICP-OES készüléssel hajtottam végre. Az 65. ábra eredményei alapján elmondható, hogy a keverékekben a növények hatására lecsökkent e két elem koncentrációja. Az őszi búza esetében keveréktől függően az ólom tartalom 40-67 %-kal, a cink tartalom pedig 53-73 %-kal. Az angol perje hatására az ólom tartalom 16-57 %-kal, a cink pedig 8-55 %-kal lett kevesebb.



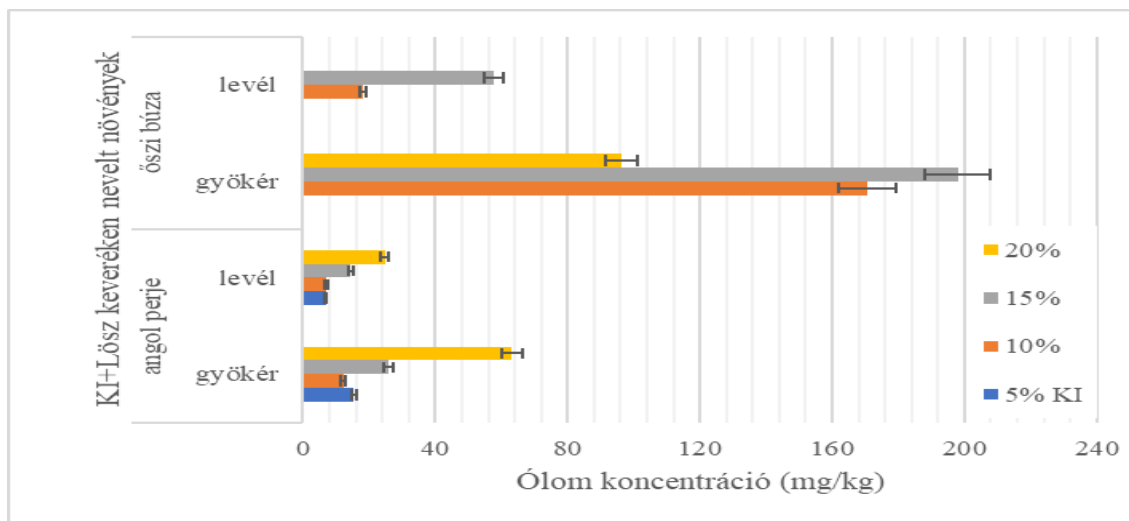
65. ábra A konverter iszap (KI) és lősz talaj keverék ólom tartalmának változása



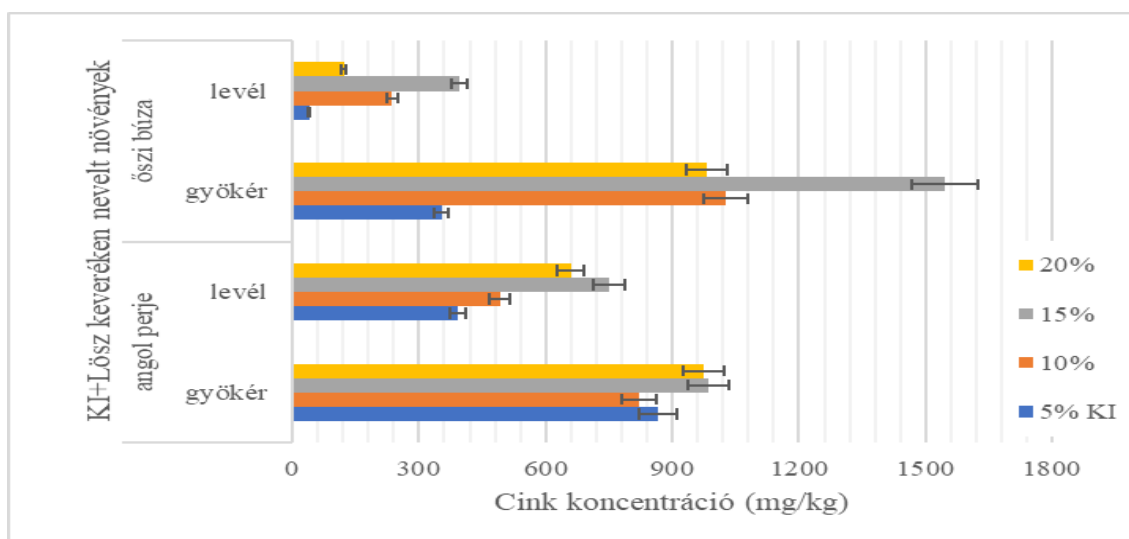
66. ábra A konverter iszap (KI) és lősz keverék cink tartalmának változása

Az iszap/talaj keveréken fejlődött növényeken belül megvizsgáltam e két elem fő akkumulációs helyét. Elmondható, hogy mindkét fém leginkább a két növényfajta gyökérzetében halmozódik fel, és csak kevés mennyiség mutatható ki a levelekből (67. ábra és 68. ábra). A növényeken belüli megoszlás tekintetében az őszi búza gyökérzete 89%-ban tárolta az ólmot és 84%-ban a cinket. Az angol perje gyökérzete ennél kisebb mértékben, 71%-ban halmozta fel az ólmot, és 63%-ban a cinket. Mivel a két elem túlnyomórészt a gyökerekben maradt, így a transzlokációs faktorszámok sem érik el az 1-et. Az angol

perjénél a legmagasabb TF érték 0,6 az ólom esetében, és 0,8 a cink esetén. Az őszi búza TF értékei 0,3 körüliek mindkét elemre nézve.



67. ábra Az ólom őszi búzán és angol perjén belüli megoszlása

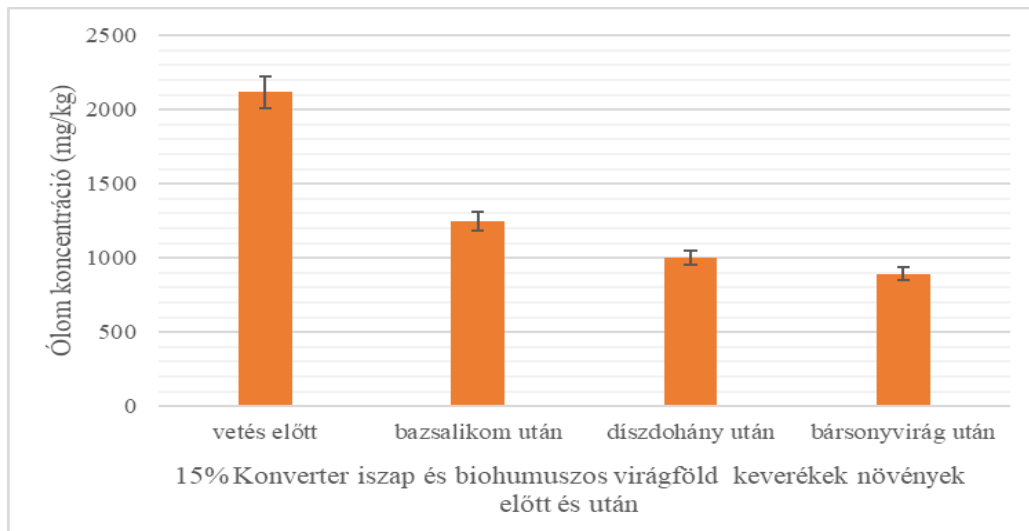


68. ábra A cink őszi búzán és angol perjén belüli megoszlása

### 3.2. Konverter iszapot és biohumuszos virágföld keverékeken végzett kísérletek

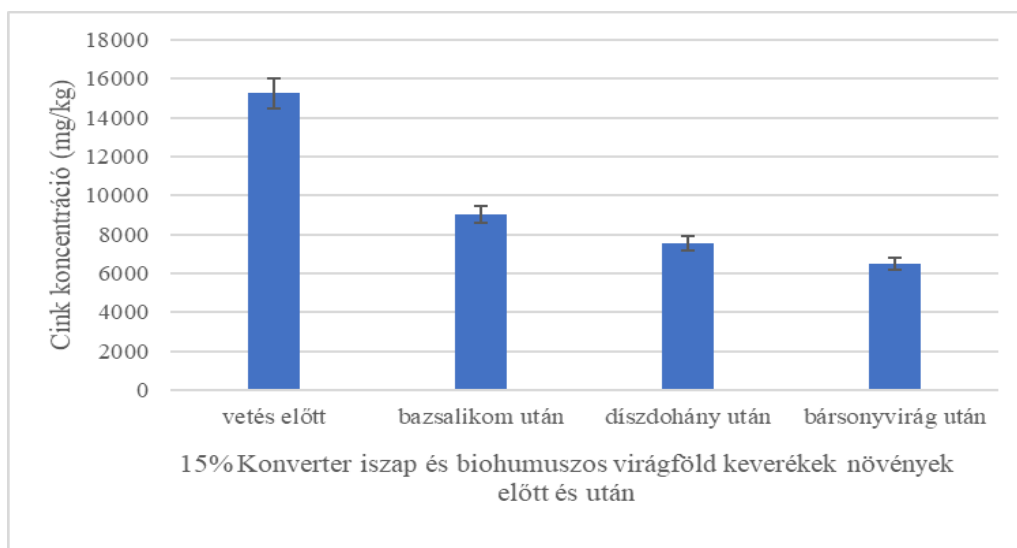
Konverter iszapot nemcsak természetes talajba, hanem biohumuszt tartalmazó virágföldbe is bekevertem, amely szervesanyag tartalma min. 70%, pH értéke 6,6 ( $\pm 0,5$ ) körüli, N tartalma 1,0 m/m%,  $P_2O_5$  tartalma 0,1 m/m%,  $K_2O$  tartalma 0,3 m/m% volt. Az előzőleg megfigyelt növényfejlődési tapasztalatok alapján a 15%-os bekeverési arányt alkalmaztam. Tesztnövényként bazsalikomot (*Ocimum basilicum L.*), szárnyalt díszdohányt (*Nicotiana glauca L.*) és kisvirágú bársonyvirágot (*Tagetes patula nana L.*) választottam ki. A kísérlet 60 napig tartott szobahőmérsékleten, 21-25 °C-on. A megvilágítási idő 12 óra volt. A terem nedvességtartalma 21,2 és 42,9% között változott. A locsolás alulról történt, a cserépből kimosódás nem volt megfigyelhető a feltöltés előtt a cserépbe rakott gézlapoknak köszönhetően.

A 69. ábra adatai alapján megállapítható, hogy a vetésnél a talaj/iszap keverékben található ólom koncentráció (2117 mg/kg) mindhárom növényfaj növekedése során csökkent, legnagyobb mértékben a bársonyvirág esetén. Az ólom tartalom csökkenésének aránya növényenként eltérő volt, a bazsalikomnál 41%-os, a díszdohánynál 53%-os, a bársonyvirágnál pedig 58%-os.



69. ábra A konverter iszap/virágföld keveréken nevelt kultúrnövények ólom akkumulációja

A cink koncentráció változásához hasonlóan a kezdeti cink tartalom (15 258 mg/kg) is lecsökkent a növények hatására (70. ábra). A csökkenés mértéke bazsalikomnál 41%-os, a díszdohánynál 51%-os, a bársonyvirágnál pedig 57%-os volt.

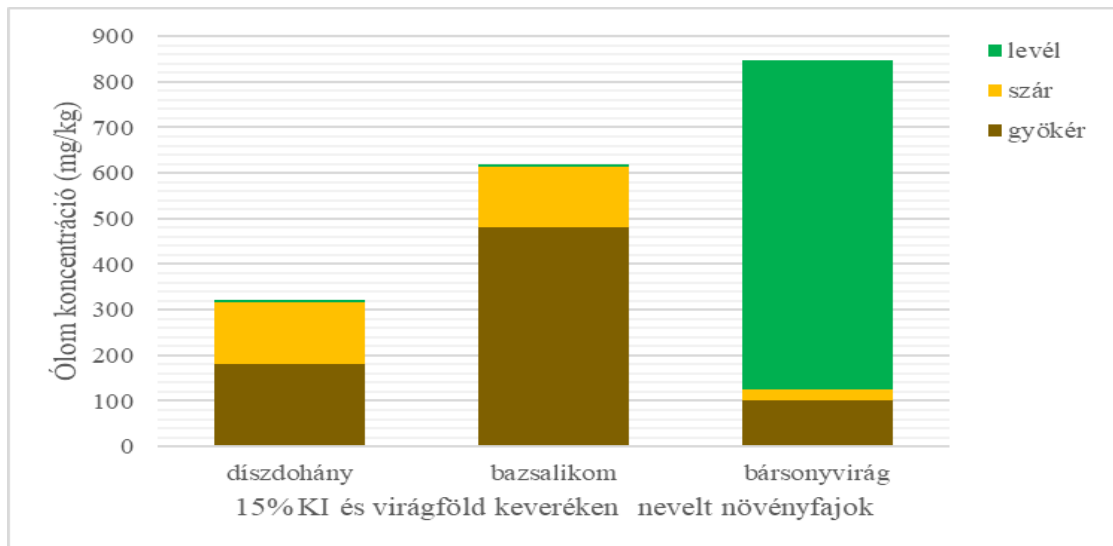


70. ábra A konverter iszap/virágföld keveréken nevelt kultúrnövények cink akkumulációja

A.) A konverter iszap/virágföld keverékeken nevelt növényfajták átlagos ólom és cink akkumulációja

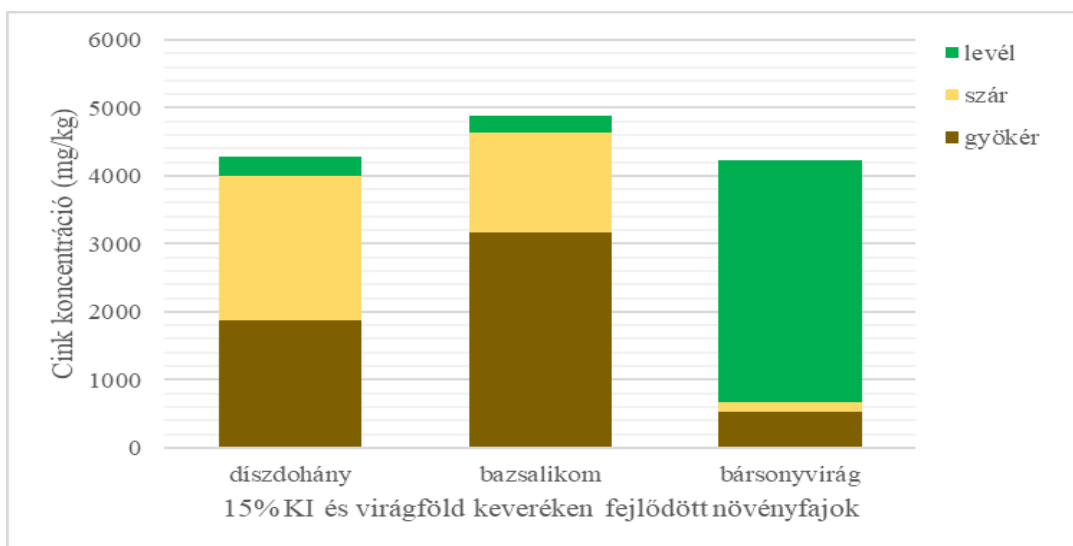
Az ólom akkumuláció a díszdohány és a bazsalikom esetében leginkább a gyökérzetben figyelhető meg. Az ólom növényi részek közötti megoszlását figyelembe véve elmondható, hogy a díszdohány és a bazsalikom csak a száráig, míg a bársonyvirág már a leveléig is képes

volt transzlokálni az ólmot (71. ábra). A bársonyvirág 82%-ban a leveleiben halmozta fel ezt a szennyezőt. A 15%-os bekeverési aránynál a bársonyvirág hajtásaiban összesen több, mint 700 mg/kg mennyiségű ólmot halmozott fel, a keverék kezdeti, több, mint 2000 mg/kg Pb tartalma mellett. A hajtásokban mért érték nagyobb, mint Mónok *et al.* (2019) által, 400 mg/kg-os Pb kezelés mellett kapott értéke.



71. ábra Konverter iszap és virágföld keveréken nevelt növények átlagos ólom tartalma

A cink akkumuláció megoszlásában a növényeken belül eltérést figyelhetünk meg az ólomhoz képest (72. ábra). A díszdohány a cinket már inkább a szárában halmozta fel (49%), a bazsalikomnál viszont 64%-ban a gyökereből volt ez az elem kimutatható. A bársonyvirág a cinket legnagyobb mértékben (84%) a levelében akkumulálta. A hajtásokban mért Zn tartalom több, mint 3700 mg/kg. Ez az érték nagyobb, mint Mónok *et al.* (2019) által, 800 mg/kg-os Zn kezelés mellett kapott eredmény.



72. ábra Konverter iszap és virágföld keveréken nevelt növények átlagos cink tartalma

### 3.3. Bioakkumulációs (BAF) és Transzlokációs (TF) faktor számítások eredményei

A kapott talaj/iszap keverék és a növényi részek elemtartalma alapján elvégeztem a BAF és a TF számításokat. A 20. táblázat eredményei alapján megerősíthető, hogy az öt teszt növény közül a bársonyvirág TF értékei jóval egy feletti, amely azt jelenti, hogy a két vizsgált elemet hatékonyan tudta a föld feletti hajtásaiba szállítani és akkumulálni.

20. táblázat A konverter iszap/bioföld keverékeken nevelt kultúrnövények faktor számításai

Teszt növények	BAF		TF	
	Pb	Zn	Pb	Zn
díszdohány	0,14	0,32	0,79	1,29
bazsalikom	0,11	0,19	0,28	0,55
bársonyvirág	0,56	0,57	7,43	7,08
őszi búza	0,22	0,21	0,29	0,26
angol perje	0,04	0,23	0,56	0,76

## 4. Szinergia kísérletek eredményei

### 4.1. Folyóvízi növényfajták szinergiájának hatása a nehézfém akkumulációra

Folyóvízi környezetben két növényfajta szinergikus hatását vizsgáltam meg a nehézfém tartalom akkumulációra, a baracklevelű keserűfűt (*Persicaria maculosa* L.) és parti sásét (*Carex riparia* L.). A két növényfaj alól a mintagyűjtés idejében vettem üledékmintákat, amelynek tulajdonságait a 21. táblázatban mutatom be.

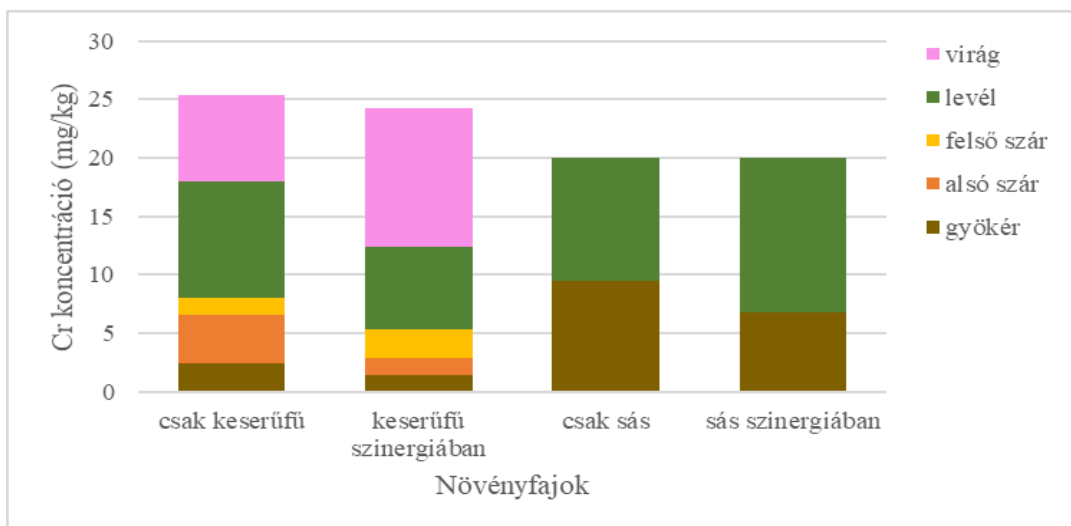
21. táblázat A dunaiúvárosi iszapmeddő üledékének tulajdonságai szinergia esetén

Származási hely:	Keserűfű alatti iszap	Sás alatti iszap	Keserűfű+sás alatti iszap
pH	6,7	5,8	5,3
CaCO <sub>3</sub> (%)	9,3	7,6	8,1
nedvesség tartalom (%)	48	48	57
szerves anyag tartalom (%) – <sup>+</sup> LOI	7,1	8,1	11,5
összes vízoldható só (mg/100 g iszap)	188,8	182,1	211,0
K <sub>A</sub>	71	75	77
Szín nedvesen	10YR5/1	10YR5/1	10YR5/1
Szín szárazon	10YR6/1	10YR6/1	10YR6/1

Megjegyzés: <sup>+</sup>LOI: Loss of Ignition féle módszer szerint

#### 4.1.1. Króm akkumuláció

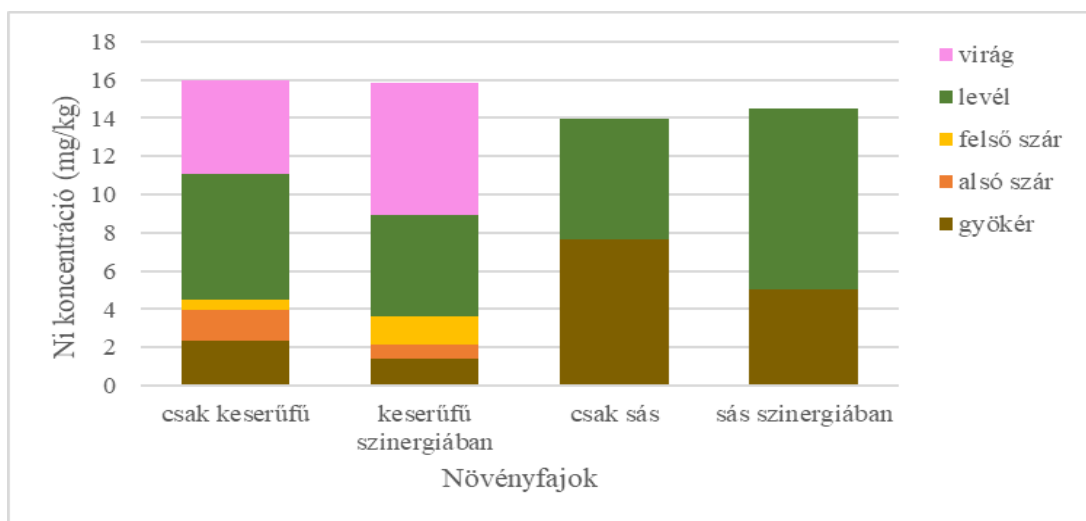
A króm akkumuláció esetében csak kismértékű változást mutat a szinergia és az egyedül fejlődés. A növényekben található összes króm tartalom alapján megállapítható, hogy a keserűfű esetén a szinergiában növekedés hatására csak 1,05-ször volt kisebb a króm felvétele. A sás esetében azonban a króm felvétele kismértékben hatékonyabb volt szinergiában, ekkor 1,001-szer több krómot tudott akkumulálni a növény. A króm növényen belüli megoszlása azonban megváltozott, hiszen szinergiában inkább a felsőbb növényi részekből volt nagyobb króm tartalom kimutatható, nem a gyökérből (73. ábra).



73. ábra Keserűfű és parti sás króm akkumulációja szinergia esetén

#### 4.1.2. Nikkel akkumuláció

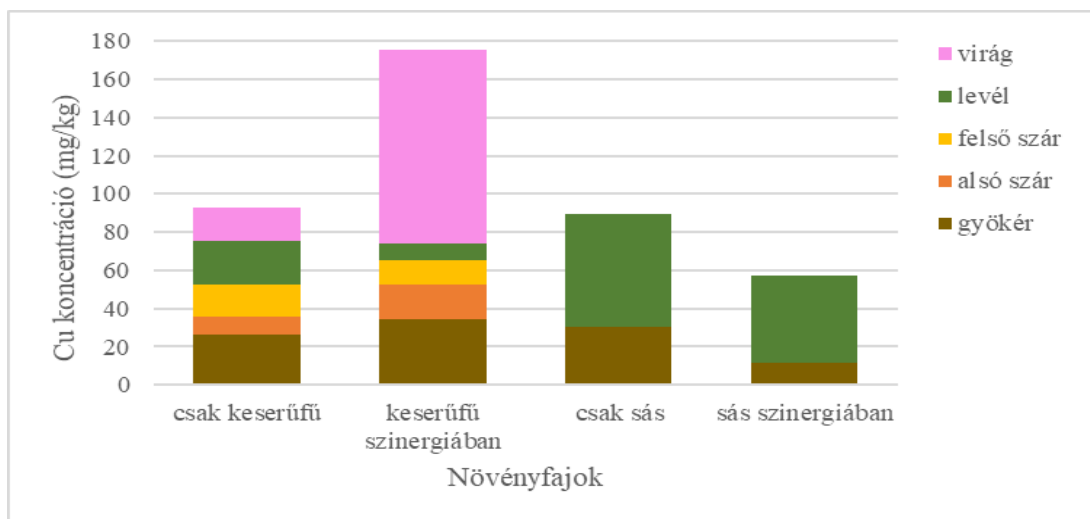
A nikkelt vizsgálva megfigyelhető, hogy a krómhoz hasonlóan a keserűfű egyedül fejlődve, a sás viszont szinergiában növekedve vett fel több nikkelt (74. ábra). Az eltérés csak kismértékű. Ha a nikkelt növényeken belüli megoszlását nézzük, akkor látható, hogy a sás és a keserűfű is szinergiában inkább a felső részekben (levél vagy szár + virág) tudta akkumulálni ezt az elemet.



74. ábra Keserűfű és parti sás nikkelt akkumulációja szinergia esetén

#### 4.1.3. Réz akkumuláció

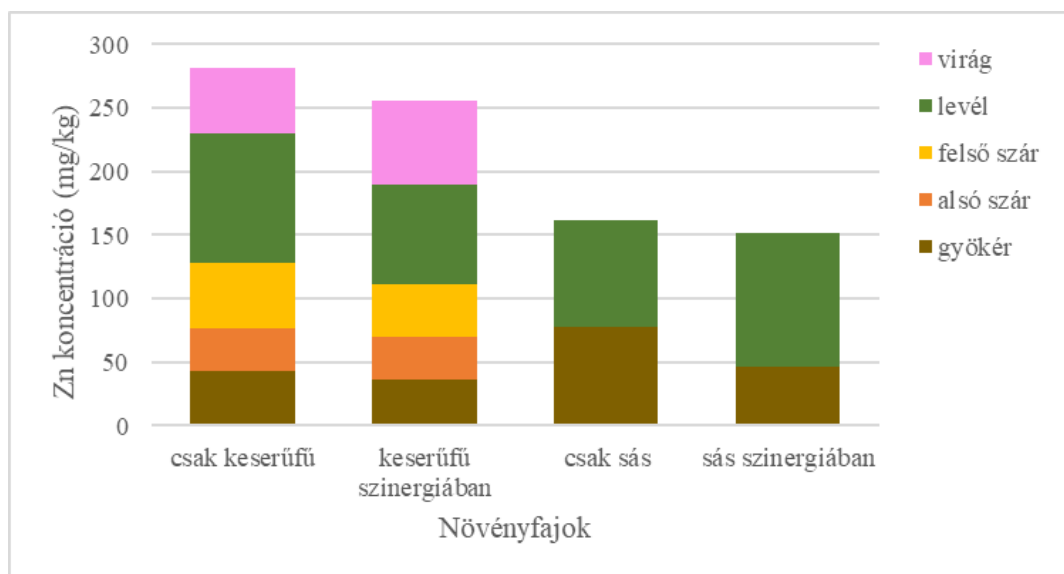
A réz tartalmat vizsgálva a nikkellel és a krómmal ellentétben a keserűfű szinergiában halmozott fel több elemet, a mértéke 1,9-szeres volt. Ennek oka további kutatás alapját képezi. Lehetnek az üledékben, vagy a parti sás gyökérzónájában olyan enzimek, amelyek elősegítik a keserűfű réz felvételét. A sás azonban inkább egymagában fejlődve tudott több rézet akkumulálni, ennek mértéke 1,6-szoros volt. A réz a keserűfűben szinergia esetén a virágból volt kimutatható legnagyobb mértékben (75. ábra).



75. ábra Keserűfű és parti sás réz akkumulációja szinergia esetén

#### 4.1.4. Cink akkumuláció

A cink esetében a növényfajták leginkább magukban fejlődve mutattak nagyobb koncentrációkat. A keserűfű és a sás 1,1-szer akkumulált több cinket egyedül fejlődve, mint együtt (76. ábra).



76. ábra Keserűfű és parti sás cink akkumulációja szinergia esetén

#### 4.1.5. Faktorszámítások eredményei

A kísérlet során kapott üledék és növényi fémtartalmakat összevetve kiszámítottam a bioakkumulációs és transzlokációs faktorokat is a növények fitoextrakciós potenciáljának meghatározásához.

A bioakkumulációs faktorokat a 22. táblázat mutatja be. Az eredmények jól mutatják, hogy a vizsgált elemek tekintetében a keserűfű külön fejlődve nagyobb mértékben tudja az üledék fémtartalmát akkumulálni, a sás viszont inkább együtt fejlődve mutatott nagyobb akkumulációs képességet.

22. táblázat A baracklevelű keserűfű és a parti sás bioakkumulációs faktorai

BAF	Keserűfű külön	Keserűfű szinergiában	Sás külön	Sás szinergiában
Cr	2,11	0,63	0,29	0,57
Ni	7,70	1,07	0,47	1,21
Cu	7,06	7,73	3,24	3,26
Zn	1,39	0,94	0,36	0,25

A növények föld feletti részeinek, hajtásainak és a gyökerek fémtartalma alapján kiszámítottam a transzlokációs faktort is, hogy meghatározzam, a növényeket hogyan befolyásolja az elemek transzlokációjában a szinergia (23. táblázat).

A kapott eredmények alapján elmondható, hogy mind a keserűfű, mind a sás szinergiában növekedve hatékonyabban transzlokálja a toxikus elemeket a felsőbb növényi részek felé. A transzlokációs faktor keserűfűnél 1,5-szer, sásnál pedig 2-szeresen lett nagyobb együttélés esetén.

23. táblázat A baracklevelű keserűfű és a parti sás transzlokációs faktor értékei

TF	Keserűfű külön	Keserűfű szinergiában	Sás külön	Sás szinergiában
Cr	9,52	16,05	1,10	1,94
Ni	5,81	10,32	0,83	1,88
Cu	2,53	4,10	1,94	3,97
Zn	5,48	6,11	1,08	2,24

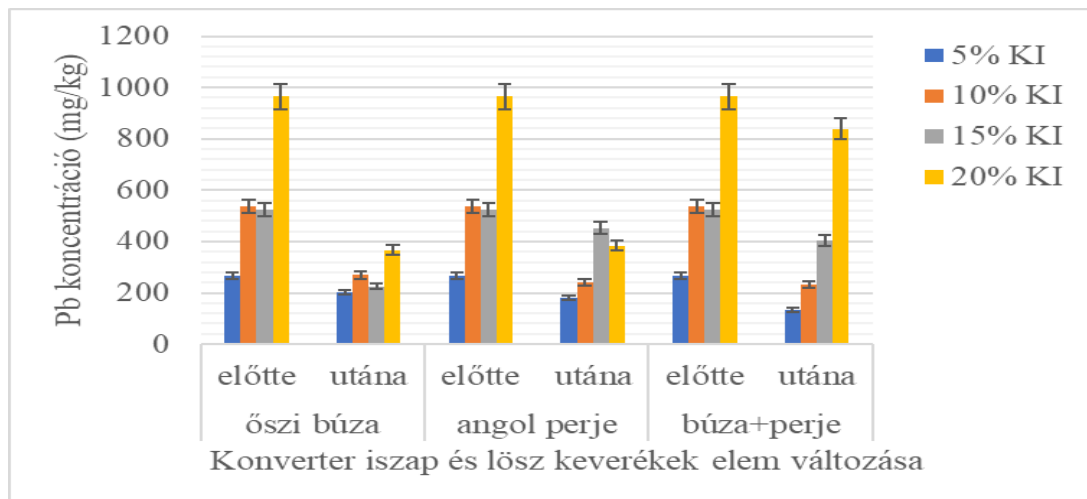
#### 4.2. Szinergia kísérletek konverter iszap és lösz talaj keverékek esetén

A laboratóriumi szinergia kísérleteket két alkalommal ismételt meg, 2020. és 2021. folyamán. A konverter iszap lösz talajba való bekeverési aránya 5-10-15-20%-os volt. A kísérlethez választott növényfajták az angol perje (*Lolium perenne L.*) és az őszi búza (*Triticum aestivum L.*) voltak.

##### 4.2.1. Növényfajták szinergiájának hatása az ólom és cink akkumulációra

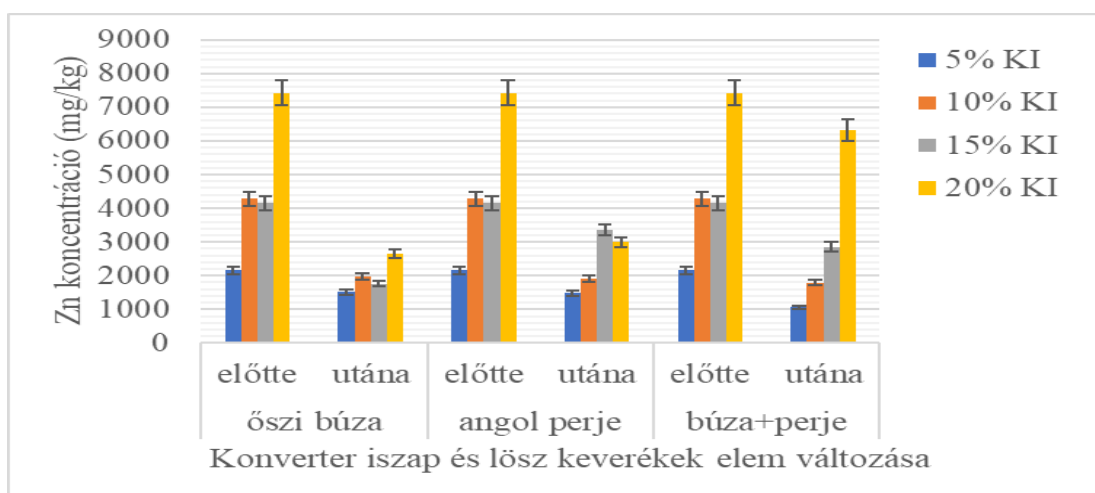
Szinergia esetén a négyféle konverter iszap bekeverési arány közül az 5 és a 10%-os keverékek esetén volt nagyobb mértékű az iszap/keverékek fémtartalmának csökkenési aránya. Ezekben a keverékekben szinergia esetén a búza és a fű együttesen 16%-kal több ólmot vont ki a keverékből, mintha a búza egyedül nőtt volna. Továbbá 10%-kal többet akkumuláltak a növények együtt, mintha csak az angol perje nőtt a keverékeken (77. ábra).





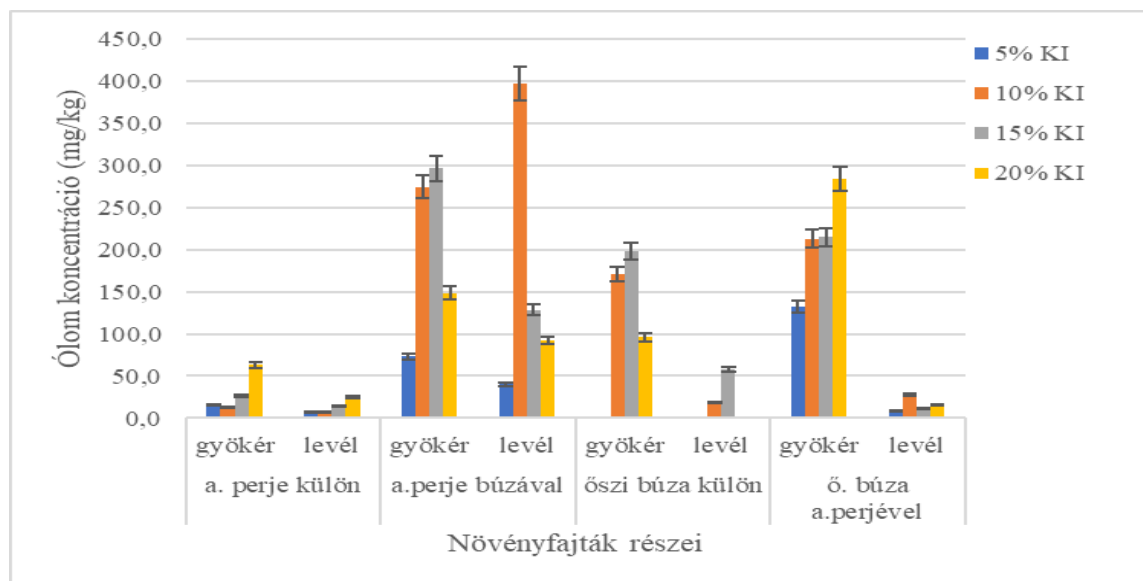
77. ábra Az iszap/talaj keverékek ólom tartalma külön és együtt fejlődés esetén

Hasonló eredményt kapunk az 5 és a 10%-os konverter iszapos lösz keverékek cink tartalmát vizsgálva. Ha a búza és a perje szinergiában növekedett, akkor átlagosan 12%-kal többet vontak ki együtt a keverékekből, mint amikor csak búza fejlődött rajta, és 11%-kal több cink tűnt el a keverékekből, mint amikor csak egyedül az angol perje akumulálta ezt az elemet (78. ábra).



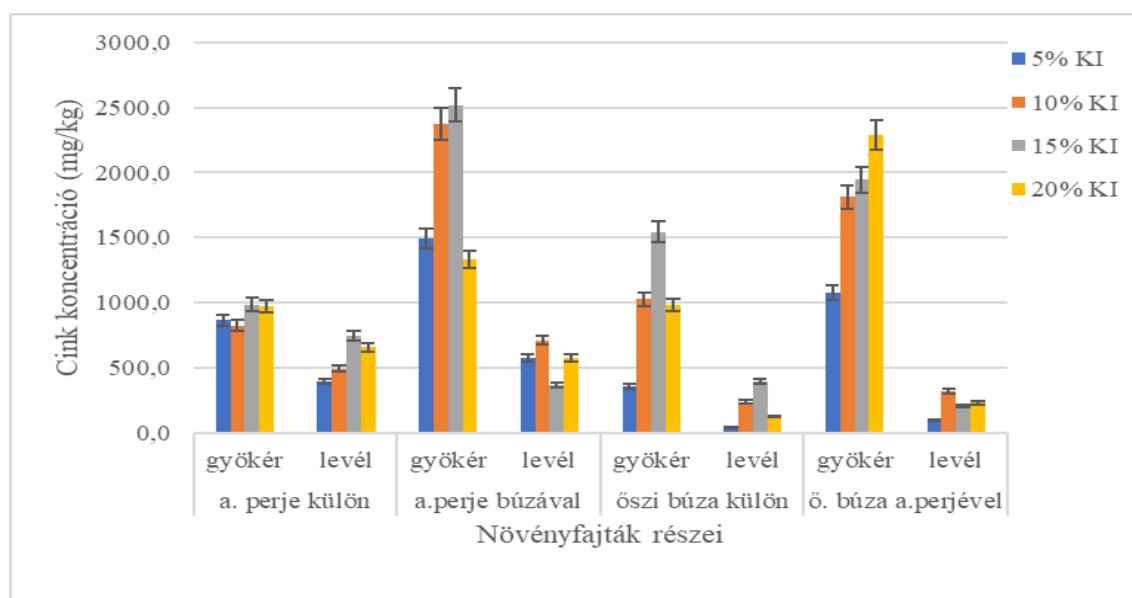
78. ábra Az iszap/talaj keverék minták cink tartalma külön és együtt fejlődés esetén

A búza és az angol perje együtt fejlődése hatással volt a növényekben felvett ólom és cink koncentrációjára. Mindkét növény több elemet volt képes felhalmozni, ha együtt növekedett (79. ábra). A növekedés a talajba kevert iszap arányától is függött, de átlagosan 80-85%-kal több ólmot akumulált az angol perje szinergiában. A búza a gyökerében átlagosan 48%-kal, míg levelében 34%-kal több ólmot halmozott fel szinergiában.



79. ábra Az őszi búza és az angol perje ólom tartalma egyedül és szinergiában fejlődve

A cink akkumuláció esetén inkább a növények gyökere vett fel több elemet szinergiában. Az angol perje 48 %-kal, az őszi búza gyökere átlagosan 45%-kal több cinket volt képes felhalmozni szinergia esetén (80. ábra).



80. ábra Az őszi búza és az angol perje cink tartalma egyedül és szinergiában fejlődve

## 5. ÖSSZEFOGLALÁS

Dolgozatom egyik célja volt, a felszíni vizek minőségének javításához, az elszennyezett árterek későbbi remediálásához hozzájárulva, hogy olyan, elsősorban természetes növényfajt találjak, amely alkalmas a kis és nagy vízfolyások üledékében található nehézfémeket hatékonyan akkumulálni, az üledékben évtizedek alatt felhalmozódott szennyeződések csökkenteni.

Ennek elérése végett a Dunán négy mintavételi helyet jelöltem ki. A kijelölt mintavételi pontokon vett üledékminták nehézfém tartalma alapján megállapítottam, hogy az üledékek kadmium, króm, cink tartalmuk szerint a nyári hónapokban meghaladták az érvényes hazai jogszabály által előírt határértékeket. Az iszapok nikkell és ólom mennyisége jellemzően határérték alatt maradt.

A kiválasztott hatféle, évelő növényfaj közül a kadmium és a króm felvételére leginkább a réti lósóska bizonyult a legalkalmasabbnak. Az ólomot a vízi menta tudta legnagyobb mértékben az üledékből akkumulálni. A nikkell felvételére a baracklevelű keserűfű a leghatékonyabb. A cink akkumulálására a feketéllő farkasfog volt a legalkalmasabb. A fémek transzlokációját kiszámítva elmondható, hogy a hat növényfaj közül a legjobb „fémáthelyező” képességgel a vízi menta rendelkezik, hiszen a legtöbb elem esetén a TF értéke nagyobb volt, mint 1. Külön elemenként vizsgálva a transzlokációs képességet a kadmium áthelyezésére a farkasfog, a króméra a keserűfű, az óloméra a vízi menta, a nikkellére a lósóska, a cinkére pedig szintén a vízi menta volt legalkalmasabb.

Kis vízfolyásként a Veszprémben található Békatói-árkot választottam ki mintavételi helyszínnek, amely nyolc pontjában vizsgáltam meg mind az üledék, mind az azon gyökerező évelő növényfajta nehézfém tartalmát. A vizsgálati eredmények alapján megállapítottam, hogy az üledékminták átlagos fémtartalma meghaladta a hazai jogszabályi határértékeket. A szennyezés mértéke a forrásvidék felé növekszik. A kadmium, króm és réztartalom az őszi hónapok felé csökkenő, míg az ólom, nikkell és cink átlagos mennyisége inkább növekvő tendenciát mutatott.

A megvizsgált ötféle növényfaj közül a nikkell akkumulációjára leginkább alkalmas a vastagerű moha és a baracklevelű keserűfű. A réz akkumulációjában a kerek repkény volt a leghatékonyabb. Az elemek felsőbb növényi rész felé történő áthelyezését (TF) tanulmányozva szintén megállapítottam, hogy az angol perje, a kerek repkény és a vízi hídör erre a feladatra a legalkalmasabb faj.

Folyamatos mintavételezésem mellett terepi kísérletet is lefolytattam. Ennek során főként kultúrnövény fajta kadmium, nikkell, réz és cink akkumulációját vizsgáltam meg folyóvízi üledékek esetén. A kiválasztott teszt növényeket a Duna ártéri üledékén ültettem el. A növény minták nehézfém tartalmát és a fémek növényi részek között végbemenő mobilizációját azért határoztam meg, hogy megállapítsam a teszt növények képesek-e csökkenteni a folyóvízi üledék toxikus elem tartalmát, illetve az ehettő növényfajta esetében a felvett toxikus elem koncentráció hordoz-e magában egészségi kockázatot fogyasztásukat tekintve.

Az üledékek nehézfém tartalmát elemezve megállapítottam, hogy a négy kísérleti helyszín közül a H3-as kisapostagi és a H4-es dunaföldvári helyszín szennyezettebb. Ennek oka főként Dunaújváros ipari tevékenységének szennyezése. A vizsgált elemek (Cd, Ni, Cu, Zn) közül az üledékminták réz és a cink koncentrációja meghaladta a jogszabályban előírt határértéket. Emiatt a szennyezés terhelési index (PLI) erre a két elemre nagyobb lett, mint 1. A vizsgált folyóvízi üledékek réz és cink tartalma nagyobb volt, mint a referenciaként vett mederüledék (*JDS3*) vagy a területet jellemző, domináns talajtípus, a lösz réz és cink tartalma. A kísérlet végére az üledékek fémtartalma csökkent. A csökkenés mértéke azonban függött az üledéken nevelt növényfajától. Az elemeket tekintve, nikkelt esetében a csökkenés mértéke 35-66%-os, réz esetén 2-62%-os, cink esetén 16-28%-os volt. A legnagyobb, 66%-os nikkelt tartalom csökkenését a zöldborsó alatti üledékek esetén figyeltem meg. Fehér mustár hatására mértem a legnagyobb mértékű, 62%-os réz tartalom csökkenését, míg a cink tartalmat leginkább az angol perje tudta az üledékben csökkenteni (28%). A növénytípusokban mért fémtartalmak meghaladták a növényekben mért átlagos hazai értékeket. A hiperakkumulációs képesség feltárására kiszámítottam növényfajtánként a bioakkumulációs faktorszámokat (BAF), amelyek minden növény esetén kisebbek lettek, mint 1. Ez azt jelenti, hogy habár a növények képesek voltak felvenni a toxikus elemeket, nem sorolhatók be a hiperakkumulátorok csoportjába. A bioakkumulációs faktorszámok szerint a fémek felvételi sorrendje a következő:  $Cu > Zn > Cd > Ni$ . A transzlokációs faktorszámok szerint legkönnyebben a réz és a cink tudott a felsőbb növényi részekben felhalmozódni. A növényfajtaik közül a hónapos retek képesek csak a kadmiumot a levelében felhalmozni. Réz és cink esetében a transzlokációs faktorszám minden tesztnövény esetében nagyobb volt, mint 1, tehát ezt a két elemet tudták a növények leginkább a felsőbb növényi részekben akkumulálni. Ennek oka főként az, hogy ez a két elem esszenciális elem. A bioakkumulációs és a transzlokációs faktorszám mellett meghatároztam a fogyasztásra alkalmas növényfajtaik (hónapos retek, zöldborsó) esetén a napi fémbevitelt (DIM) és az egészség kockázati indexet (HRI). A napi fémbeviteli érték (DIM) a vizsgált fémekre nem volt magas, 1 alatt maradt. Az egészségi rizikó index (HRI) felnőttek esetében 1 alatti értéket jelentett, viszont gyerekek esetén ez a mutatószám 1 felett alakult a retek kadmium tartalma és a zöldborsó réz és cink tartalma esetén. Ez azt jelenti, hogy az ilyen jellegű szennyezettséggel rendelkező üledéken, vagy akár talajon termesztett retek vagy zöldborsó fogyasztása a gyerekekre kockázatos lehet.

Kutatásaim másik fő célterülete az ipari iszapok környezeti kockázatának csökkentéséhez és értékes elemeinek kinyeréséhez hozzájárulva olyan nagy fitoextrakciós potenciállal rendelkező növényfaj(ok) kiválasztása, amelyek által a konverter iszap magas ólom és cink koncentrációja mérsékelhető, s amely által az iszap az acélgyártási technológiába visszaforgatható.

A konverter iszap ólom és cink tartalmának csökkentésére végzett laborkísérletekhez lösz talajt és biohumuszos virágföldet alkalmaztam, hogy csökkentsem az ipari iszap toxicitását. Az eredmények alapján megállapítottam, hogy az ólom és a cink akkumulációjára a kiválasztott teszt növények közül a kisvirágú bársonyvirág volt a legalkalmasabb. A növényi hajtások és a gyökérszövet nehézfém tartalma alapján számított TF faktorszámok alapján a

vizsgált elemeket (Pb, Zn) leginkább a bársonyvirág tudta transzlokálni a gyökérzetéből a felsőbb növényi részek (levelek) felé.

Mivel a növények általában nem egyedüli faj/fajtaként fejlődnek egy területen, ezért szükségesnek éreztem megvizsgálni a növények szinergiájának, együttélésének hatását a fémakkumulációs képességeikre. Ezen vizsgálatokat mind folyóvízi üledékekre, mind ipari iszapra is elvégeztem.

Folyóparti környezetben a kiválasztott két növényfaj a baracklevelű keserűfű és parti sás volt, amelyek együttélése gátolta a keserűfű toxikus elem felvételét, míg elősegítette a parti sás fém felhalmozását. A transzlokációs faktor többszörösen (1,5 – 2-szeresére) nő mindkét növénynél azok együtt élése esetén, tehát megállapítható, hogy szinergia esetén a nehézfémek akkumulációs helye a tesztnövényekben a felsőbb növényi részek (felső szár, levél, virág) felé tolódik el.

A konverter iszap és lösz keveréken őszi búzával és angol perjével végzett szinergia kísérlet alapján megállapítottam, hogy a két növény együtt fejlődése hatására az 5-10%-os iszap/talaj bekeverési arányú keverékek esetén csökkent legjobban az ólom és a cink mennyisége. Ezekben a keverékekben a szinergia miatt az ólom átlagosan 53%-kal, a cink pedig 54%-kal lett kevesebb az ültetés végén a kiindulási mennyiséghez képest. Ha összehasonlítom a szinergia és a növények egyedüli növekedése során kapott elem csökkenési arányokat, akkor az együtt fejlődés esetén az ólom tartalom 16%-kal csökkent le jobban a csak búza keverékekhez képest, továbbá 10%-kal az angol perje egyedüli növekedési értékéhez hasonlítva. Cink esetében ez a csökkenési arány 12%, 11% volt. A növényekben felhalmozott elemtartalom alapján elmondható, hogy a szinergia serkentette a két növény elemfelvételét. Az ólmot mindkét növény inkább a gyökerében vette fel nagyobb mértékben. Ha az összes felvett elemtartalmat vesszük alapul, akkor az őszi búza a keverékek átlagában 34-48 %-kal több ólmot és 48%-kal több cinket, az angol perje pedig 80-85 %-kal több ólmot és 48 %-kal több cinket tudott akkumulálni együtt fejlődve.

Jelen kutatási eredmények alapján további kutatási irányom az iszapokon, de főként a konverter iszap és talajkeveréken nevelt biomassza elégetése után kapott hamu fém tartalmának (pl. Pb és Zn) visszanyerési módszerkidolgozására fókuszál a jövőben.

# ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK

## I. Folyóvízi iszapok nehézfém tartalmának csökkentése fitoextrakciós módszerrel

1. Megerősítettem, hogy a folyóvízi iszapok nehézfém tartalma csökkenthető természetes növényi vegetációval. A kiválasztott hatféle növényfaj fitoextrakciós potenciálját vizsgálva elmondható, hogy:
  - a legnagyobb Bioakkumulációs Faktor (BAF) értékek alapján a króm akkumulációjára a lósóska (2,56); az ólom felvételére a vízi menta (9,29); a nikkel felhalmozására a baracklevelű keserűfű (7,7); a cink akkumulációjára a feketéllő farkasfog (2,18), a rézére pedig a kerek repkény (5,56) bizonyult alkalmasnak.
  - a Transzlokációs Faktor (TF) értékek alapján a legnagyobb mértékben (6,7 – 103,5) a vízi menta képes a vizsgált nehézfémeket áthelyezni a felsőbb növényi részek felé. Külön elemenként vizsgálva a transzlokációs képességet a kadmium áthelyezésére a farkasfog (12,25), a króméra a keserűfű (9,52), az óloméra a vízi menta (103,5), a nikkelére a lósóska (10,73), a cinkére pedig szintén a vízi menta (6,69) volt legalkalmasabb.
2. A terepi kísérletek alapján megállapítottam, hogy a folyóvízi üledékek nehézfém tartalma kultúrnövényekkel csökkenthető.
  - Az üledékben mért átlagos csökkenési arányok elemenként, növényfajtól függően az alábbiak voltak: Ni: 35-67%, Cu: 2-62% és Zn: 16-28%.
  - A teszt növények leginkább a gyökérzetükben halmozták fel a nehézfémeket (TF <1).
  - Ilyen jellegű szennyezettségénél az üledékből a retekbe, valamint zöldborsóba akkumulálódott elemek kockázatot jelenthetnek a gyermekek egészségére.

## II. Ipari iszapok nehézfém tartalmának csökkentése fitoextrakciós módszerrel

3. A fehér mustármag csírázási eredményei alapján megállapítottam, hogy a vizsgálatokba bevont talajok közül a konverter iszap ártalmatlanítására a legjobban alkalmazható talajtípus a lösz és a csernozjom.
  - 20-40%-os konverter iszapos talajkeverék esetén 70-95%-os csírázási arányt mutattunk ki.
  - A konverter iszap 20%-os lösz talajba keverése esetén a gyökér és szárhosszúságok 1,8-szorosan, csernozjom talajba keverés esetén 1,1 – 2,7-szeresen lettek nagyobbak, mint a 100%-os talajok esetében.
4. A konverter iszap és lösz talaj, valamint virágföld keverékekben az ólom és cink tartalom eredményesen csökkenthető fitoextrakcióval.
  - Őszi búza ültetésével: Pb: 40-67%-kal, Zn: 53-73%-kal
  - Angol perje ültetésével: Pb: 16-57%-kal, Zn: 8-55%-kal
  - Bazsalikkal: Pb és Zn: 41%-kal
  - Díszdohánnyal: Pb: 53%-kal, Zn: 51%-kal
  - Bársonyvirággal: Pb és Zn: 58%-kal

### *III. Szinergia vizsgálatok*

5. Laboratóriumi vizsgálatok során megállapítottam, hogy az őszi búza és az angol perje együttes fejlődése esetén mindkét növényen belül megnő az Pb és Zn akkumulációja.
  - Az átlagos ólom akkumuláció mértéke angol perjénél 80 - 85 %-kal, míg az őszi búzánál 34 - 48%-kal növekszik.
  - A cink akkumuláció mértéke angol perjénél 48%-kal, őszi búzában 45%-ban nő meg szinergia esetén.
  - E két toxikus elem akkumulációs helye főként a gyökérzet, az elemek megoszlási aránya a gyökér és levél között nem változik számottevően szinergia esetén.
  
6. Folyóparti környezetben gyökerező baracklevelű keserűfű és parti sás együttélése következtében a keserűfű fém akkumulációs képessége elemtől függően 2-10%-kal, a sásé pedig 5-37%-kal csökkent.
  - Együttélés hatására a nehézfémek akkumulációs helye a tesztnövényekben a felsőbb növényi részek (felső szár, levél, virág) felé tolódik el.
  - A transzlokációs faktor (TF) átlagosan 1,5-szeresére nő a baracklevelű keserűfűben, és 2-szeresére a parti sásban szinergia esetén.

# THESES

## *I. Reduction of heavy metal content of river sediment by phytoextraction method*

### **Thesis 1**

I confirmed that the heavy metal content of river sediment can be reduced by natural plant vegetation. Examining the phytoextraction potential of the selected six plant species, it can be stated that:

- a. Based on the highest Bioaccumulation Factor (BAF) values the most suitable plant for chromium accumulation was parella (2.56); for lead uptake was water mint (9.29); for the accumulation of nickel was bistort (7,7); for zinc uptake was beggarticks (2.18) and for the accumulation of copper was creeping ivy (5,56).
- b. Based on the highest Translocation Factor (TF) values, water mint was capable of translocate most of the metals into its upper parts (6.7-103.5). Examining the translocation ability as a separate element the most suitable plant was beggarticks (12.25) for Cd, bistort (9.52) for Cr, water mint (103.5) for Pb, the parella (10.73) for Ni, and water mint (6.69) for Zn.

### **Thesis 2**

Based on my field experiments, I found that the heavy metal content of river sediments can be reduced with crops.

- a. The average reduction rates measured in the sediment per element were as follows: Ni: 35-67%, Cu: 2-62% and Zn: 16-28%.
- b. The test plants accumulated most of the heavy metals in their roots (TF <1).
- c. In this type of contamination, elements accumulated from the sediment into radishes and green peas can mean a risk to children's health.

## *II. Reduction of heavy metal content of industrial sludge by phytoextraction method*

### **Thesis 3**

Based on the germination results of white mustard seeds, I determined that loess and chernozem are the best soil types for the disposal of converter sludge.

- a. In the case of 20-40% converter sludge/soil mixture the germination rate was between 70-95%.
- b. In the case of 20 % mixing ratio of converter sludge and loess soil, the root and stem lengths were 1.8 times and in the case of chernozem soil 1.1 to 2.7 times higher than in the case of 100% soils.



#### **Thesis 4**

The lead and zinc concentration of converter sludge and loess soil mixtures can be effectively reduced by phytoextraction. The reduction rates are:

- With wheat planting: Pb: 40-67%, Zn: 53-73%
- By planting perennial ryegrass: Pb: 16-57%, Zn: 8-55%
- With basil: Pb and Zn: 41%
- With winged tobacco: Pb: 53%, Zn: 51%
- With French marigold: Pb and Zn: 58%

#### *III. Synergy experiments*

#### **Thesis 5**

During the laboratory experiments I investigated that the accumulation of Pb and Zn within both wheat and perennial ryegrass increases in synergy.

- a. The average lead accumulation increases by 80 to 85% for ryegrass and 34 to 48% for wheat.
- b. The rate of zinc accumulation increases by 48% in ryegrass and 45% in wheat in case of synergy.
- c. The accumulation place of these two toxic elements was mainly the root system. The distribution ratio of the elements between the root and the leaf does not change significantly in case of synergy.

#### **Thesis 6**

In the case of the coexistence of bistort and coastal sedge, rooted in a riverside environment, the metal accumulation capacity of bistort decreased by 2-10% and that of sedge by 5-37%, depending on the element.

- a. As a result of coexistence, the accumulation place of heavy metals in the test plants shifts towards the upper plant parts (upper stem, leaf, flower).
- b. The translocation factor (TF) increases on average 1.5 - times in bistort and 2 - times in sedge in synergy.

## KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Szakmai szempontból köszönettel tartozom témavezetőmnek Dr. Domokos Endrének, aki közreműködésével, iránymutatásával és szakmai tanácsaival jelentős segítséget nyújtott a doktori értekezésem elkészítéséhez.

Hálával tartozom Dr. Kiss Endrének, aki munkám során felkeltette érdeklődésemet a környezetvédelem iránt, szakmai tudásával, tanácsaival segítette kutatásaimat, valamint pályázati tevékenységével lehetőséget teremtett arra, hogy a laboratóriumi kísérleteimet, méréseimet elvégezzem.

Köszönettel tartozom Dr. Kővári Attilának, tanszékvezetőmnek, aki szakmai tanácsokkal látott el, és a kutatási eredményeim publikálásában nyújtott jelentős segítséget.

Külön köszönettel tartozom Dr. habil. Biró Borbálának, aki szakmai iránymutatásával és segítségével hozzájárult kutató munkámhoz.

Sok köszönettel tartozom Szabóné Juhász Ildikónak a terepi mintavételezésben, valamint a laboratóriumi kísérletek kivitelezésében, illetve az analitikai vizsgálatokban nyújtott segítségnyújtásáért.

Köszönöm a Környezetmérnöki Intézet munkatársainak támogatását, a témabeszámolókon feltett értékes szakmai hozzászólásaikat, tanácsaikat.

Ezen kívül köszönöm a Családom támogatását, akik biztos háttérrel nyújtottak tanulmányaim, kutatásaim sikeres elvégzéséhez.

## FELHASZNÁLT SZAKIRODALOM JEGYZÉKE

Adriano, D. C. (1986): Trace Elements in the Terrestrial Environment. Springer -Verlag, New York - Berlin - Heidelberg - Tokyo, 533 p.

Alatawi, A., Wang, X., Maqbool, A., Saleem, M.H., Usman, K., Rizwan, M., Yasmeen, T., Arif, M.S., Noreen, S., Hussain, A. (2022): S-Fertilizer (Elemental Sulfur) Improves the Phytoextraction of Cadmium through *Solanum nigrum* L. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 2022, 19, 1655. <https://doi.org/10.3390/ijerph19031655>

Al-Hwaiti, M., Al-Khashman, O. (2015): Health risk assessment of heavy metals contamination in tomato and green pepper plants grown in soils amended with phosphogypsum waste materials. *Environmental Geochemistry and Health*, 37 (2): 287-304.

Ali, M. T., Orkashvand A., Sedaghat H. S. (2007): Converter Slag as a Liming Agent in the Amelioration of Acidic Soils, *INTERNATIONAL JOURNAL OF AGRICULTURE & BIOLOGY*, Vol. 9, No. 5

Ali M. T. (2011): Effect of steel converter slag as iron fertilizer in some calcareous soils, *Acta Agriculturae Scandinavica Section B - Soil and Plant Science*; 61: 14-22

Alikaj M., Brahushi, F. (2017): Heavy Metals Assessment in the Macrophytes of Viroi Lake, *Albanian Journal of Agricultural Science*, 2017 (Special edition),

Alloway, B. J. (ed.) (1990): Heavy Metals in Soils. Blackie and Son Ltd. Glasgow and London. 19-25. p.

Anton, A., Dur, Gy., Gruiz, K., Horváth, A., Kádár, I., Kiss, E., Nagy, G., Simon, L., Szabó, P. (1999): Talajszennyeződés, talajtisztítás, Környezet- és Természetvédelmi Szakkönyvtár és Információs Központ, Budapest, ISBN 963 602 740 4

Arain, M. B., Kazi, T. G., Jamali, M. K., Jalbani, N., Afridi, H. I., Baig, J. A. (2008). Speciation of heavy metals in sediment by conventional, ultrasound and microwave assisted single extraction methods: A comparison with modified sequential extraction procedure. *Journal of Hazardous Materials*, 154(1-3), 998–1006. doi:10.1016/j.jhazmat.2007.11.004

Arthur, E. L., Rice, P. J., Rice, P. J., Anderson, T. A., Baladi, S. M., Henderson, K. L. D., Coats, J. R. (2005): Phytoremediation—An Overview. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 24(2), 109–122. doi:10.1080/07352680590952496

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 (2): 81-126.

Baker, A.J.M., McGrath, S.P., Sidoli, C.M.D., Reeves, D. (1994): The possibility of *In-situ* heavy metal decontamination of polluted soils using crops of metal-accumulating plants. *Resources, Conservation and Recycling* 11 (1-4):41-49.

Bani, A., Echevarria, G., Sulçe, S., Morel, J.L., Mullai, A., (2007): In-situ phytoextraction of Ni by a native population of *Alyssum murale* on an ultramafic site (Albania). *Plant and Soil*, 293 (1):79-89.

Bani, A., Echevarria, G., Pavlova, D., Shallari, S., Morel, J. L., Sulçe, S. (2017): Element Case Studies: Nickel. *Mineral Resource Reviews*, 221–232. doi:10.1007/978-3-319-61899-9\_12

Barbaroux, R., Mercier, G., Blais, J.F., Morel, J.L., Simonnot, M.O. (2011): A new method for obtaining nickel metal from the hyperaccumulator plant *Alyssum murale*, *Separation and Purification Technology* 83 57–65

Barbaroux, R., Plasari, E., Mercier, G., Simonnot, M.O., Morel, J.L., Blais, J.F., (2012): A new process for nickel ammonium disulfate production from ash of the hyperaccumulating plant *Alyssum murale*, *Science of the Total Environment* 423 111–119

Barceloux, D. G., Barceloux, D. (1999a): Zinc, *Journal of Toxicology: Clinical Toxicology*, 37(2), 279–292. doi:10.1081/clt-100102426

Barceloux, D. G. (1999b): Nickel, *Journal of Toxicology; Clinical Toxicology*, 37(2), 239–258; doi: 10.1081/clt-100102423

Barceloux, D. G. (1999c): Copper, *Journal of Toxicology; Clinical Toxicology*, 37(2), 217–230; doi: 10.1081/clt-100102421

Barceloux, D. G. (1999d): Chromium, *Journal of Toxicology; Clinical Toxicology*, 37(2), 173-194; doi: 10.1081/clt-100102418

Berecz, E., Kirnerné Kiss, A., Montovay, T., Péter, L., Raisz, L., Sipos, L., Szita, L., Vorsatz, B. (1995): *Kémia műszakiaknak*, Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest

Bidar, G., Garçon, G., Pruvot, C., Dewaele, D., Cazier, F., Douay, F., Shirali, P. (2007): Behavior of *Trifolium repens* and *Lolium perenne* growing in a heavy metal contaminated field: Plant metal concentration and phytotoxicity. *Environmental Pollution*, 147 (3): 546-553.

Bosiacki, M., Kleiber, T., Markiewicz, B. (2014): Continuous and Induced Phytoextraction — Plant-Based Methods to Remove Heavy Metals from Contaminated Soil. *Environmental Risk Assessment of Soil Contamination*. doi:10.5772/57257

Bradl, H. (2005): *Heavy Metals in the Environment: Origin, Interaction and Remediation*; Elsevier, Amsterdam, The Netherlands

Broadhurst, C. L., Chaney, R. L. (2016): Growth and Metal Accumulation of an *Alyssum murale* Nickel Hyperaccumulator Ecotype Co-cropped with *Alyssum montanum* and Perennial Ryegrass in Serpentine Soil. *Frontiers in Plant Science*, 7. doi:10.3389/fpls.2016.00451

Buzás, I., (1988): Manual for soil- and agrochemical analysis. (Talaj és agrokémiai vizsgálati módszerkönyv). Vol. 2. p. 242. Mezőgazdasági kiadó, Budapest (in Hungarian).

Cardwell, A., Hawker, D., Greenway, M. (2002): Metal accumulation in aquatic macrophytes from southeast Queensland, Australia. *Chemosphere*, 48(7), 653–663. doi:10.1016/s0045-6535(02)00164-9

Chaney, R.L., Malik, M., Li, Y.M., Brown, S.L., Brewer, E. P., Angle, J.S., Baker A.J.M. (1997): Phytoremediation of soil metals, *Environmental Biotechnology*, 8: 279 - 284

Chaney, R.L., Angle, J.S., Broadhurst, C.L., Peters, C.A., Tappero, R.V., Sparks, D.L. (2007): Improved understanding of hyperaccumulation yields commercial phytoextraction and phytomining technologies. *J. Environ. Qual.* 36: 1429-1443

Dahija, S., Bešta-Gajević, R., Jerković-Mujkić, A., Đug, S., Muratović, E. (2019): Utilization of *Mentha aquatica* L. for removal of fecal pathogens and heavy metals from water of Bosna river, Bosnia and Herzegovina. *International Journal of Phytoremediation*, 1–9. doi:10.1080/15226514.2019.1566883

Das, T.K.; Poater, A. (2021): Review on the Use of Heavy Metal Deposits from Water Treatment Waste towards Catalytic Chemical Syntheses. *Int. J. Mol. Sci.* 2021, 22, 13383. <https://doi.org/10.3390/ijms222413383>

Davis, B.E. (1992): Inter-relationships between soil properties and the uptake of cadmium, copper, lead and zinc from contaminated soils by radish (*Raphanus sativus* L.). *Water Air and Soil Pollution*, 63 (3) : 331-342

Dudka, S., Adriano, D.C. (1997): Environmental Impacts of Metal Ore Mining and Processing: A Review, Published in *J. Environ. Qual.* 26: 590-602

Erdei, L. (2015): Fito(bio)remediáció A környezet megtisztítása növényekkel, JATEPress, Szeged, ISBN 978 963 315 238 6

Ensley, B.D. (2000): Rationale for use of phytoremediation. In: Raskin, I., Ensley, B.D., eds. *Phytoremediation of Toxic Metals – Using Plants to Clean up Environment*. John Wiley & Sons, Inc. 5.

Fargašová, A. (2001): Phytotoxic effects of Cd, Zn, Pb, Cu and Fe on *Sinapis alba* L. seedlings and their accumulation in roots and shoots. *Biologia Plantarum* 44 (3): 471-473

Feigl, V., Fekete-Kertész, I., Molnár, M. (2014) : Csíranövény gyökér- és szárnövekedés gátlási teszt, [http://enfo.agt.bme.hu/drupal/sites/default/files/N%C3%B6v%C3%A9nyteszt%20laborleirat\\_2014.pdf](http://enfo.agt.bme.hu/drupal/sites/default/files/N%C3%B6v%C3%A9nyteszt%20laborleirat_2014.pdf)

Fernández-Ondoño, E., Bacchetta, G., Lallena, A. M., Navarro, F. B., Ortiz, I., Jiménez, M. N. (2017): Use of BCR sequential extraction procedures for soils and plant metal transfer predictions in contaminated mine tailings in Sardinia. *Journal of Geochemical Exploration*, 172, 133–141. doi:10.1016/j.gexplo.2016.09.013

Gaetke, L. (2003): Copper toxicity, oxidative stress, and antioxidant nutrients. *Toxicology*, 189(1-2), 147–163. doi:10.1016/s0300-483x(03)00159-8

Gawęda, M. (2008): Heavy Metal Content in Common Sorrel Plants (*Rumex Acetosa* L.) Obtained from Natural Sites in Małopolska Province, *Polish J. of Environ. Stud.* Vol. 18, No. 2 (2009), 213-218

Godt, J.; Scheidig, F.; Grosse-Siestrup, C., Esche, V.; Brandenburg, P.; Reich, A.; Groneberg, D. A. (2006): The toxicity of cadmium and resulting hazards for human health, *Journal of Occupational Medicine and Toxicology* 2006, 1:22 doi:10.1186/1745-6673-1-22

Gruiz, K., Horváth, B., Molnár, M. (2001): *Környezettoxikológia, Vegyi anyagok hatása az ökoszisztémára*, Műegyetem Kiadó, Budapest

Hodgson, E. (2010): *A Textbook of Modern Toxicology* 4th ed., John Wiley & Sons, Inc.

Hooda, V. (2007): Phytoremediation of toxic metals from soil and waste water. *Journal of Environmental Biology*, 28 (2): 367-376.

Hou, D., O'Connor, D., Igalavithana, A. D., Alessi, D. S., Luo, J., Tsang, D. C. W., Sparks, D. L.; Yamaouchi, Y.; Rinklebe, J.; Ok, Y. S. (2020): Metal contamination and bioremediation of agricultural soils for food safety and sustainability. *Nature Reviews Earth & Environment* 1, 366-381, doi:10.1038/s43017-020-0061-y

Hüseyinova, R., Kutbay, H.G., Bilgin, A., Kýlýç, D., Horuz, A., Kýrmanođlu, C. (2009): Sulphur and Some Heavy Metal Contents in Foliage of *Corylus avellana* and Some Roadside Native Plants in Ordu Province, Turkey. *Ekoloji* 18, 70, 10-16.

Kádár, I. (1995): A talaj-növény-állat-ember tápláléklánc szennyeződése kémiai elemekkel Magyarországon, Környezetvédelmi és Területfejlesztési Minisztérium MTA Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézete, Budapest, ISBN 963 04 5362 2

Kádár, I. (1998): Környezetvédelmi Kézikönyv 2. A szennyezett talajok vizsgálatáról, Környezetvédelmi Minisztérium, ISBN: 963 04 5362 2

Khan, S., Cao, Q., Zheng, Y. M., Huang, Y.Z., Zhu, Y.G., (2008): Health risks of heavy metals in contaminated soils and food crops irrigated with wastewater in Beijing, China. *Environmental Pollution*, 152 (3): 686-692

Kovács-Bokor, É., Domokos, E., Kiss, E. (2019a): Effect of industrial sludge-soil mixtures on germination of white mustard and wheat, *Journal of Applied Technical and Educational Sciences* 9:1 pp. 66-78., DOI: <https://doi.org/10.24368/jates.v9i1.87>

Kovács-Bokor, É., Domokos, E. (2019b): Phytoextraction potential of wheat and study on the applicable ratio of converter sludge in some soil-sludge mixtures, *Journal of Applied Technical and Educational Sciences*, Vol. 9, No. 4, 2019 pp. 88-100, <http://doi.org/10.24368/jates.v9i4.150> 13

Kovács-Bokor, É., Domokos, E., Biró, B. (2021). Toxic metal phytoextraction potential and health-risk parameters of some cultivated plants when grown in metal-contaminated river sediment of Danube, near an industrial town. *Environmental Geochemistry and Health*, 43(6), 2317–2330. doi:10.1007/s10653-021-00880-8

Kovalevskii, A. L., Kovalevskaya, O. M. (1989): Biogeochemical haloes of gold in various species and parts of plants. *Applied Geochemistry*, 4(4), 369–374. doi:10.1016/0883-2927(89)90013-9

Kuppusamy, S., Palanisami, T., Megharaj, M., Venkateswarlu, K., Naidu, R. (2016): Ex-Situ Remediation Technologies for Environmental Pollutants: A Critical Perspective. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* Volume 236, 117–192. doi:10.1007/978-3-319-20013-2\_2

Kuznetsov, S.N., Shkoller, M. B., Protopopov, E. V., Kazimirov, S. A., Temlyantsev, M. V. (2017): Processing of converter sludges on the basis of hermaloxidative coking with coals, *IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science* 84 012043, do i :10.1088/1755-1315/84/1/012043

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.

Literáthy, P. (1982): Felszíni vizek nehézfém szennyezései. Műszaki könyvkiadó, Budapest (17-122 o.)

Liu, L., Li, W., Song, W., Guo, M. (2018): Remediation techniques for heavy metal-contaminated soils: Principles and applicability. *Science of The Total Environment*, 633, 206–219. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.03.161

Magyar Takarmány Kódex (2003): 44/2003. (IV. 26.) (FVM rendelet a Magyar Takarmánykódex kötelező előírásairól)

Márkus, R., Grega, O. (2011): Veszélyes hulladéknak minősülő ipari eredetű porok és más hulladékok veszélyességének megszüntetése, hasznosítási lehetőségeik kidolgozása; <http://anyagokvilaga.hu/tartalom/2011/1/osszefoglalo.pdf>

MacDonald, D.D., Ingersoll, C.G., Berger, T.A., (2000): Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Archives of Environmental Contamination Toxicology*, 39 (1): 20-31.

Marchiol, L., Assolari, P., Sacco, P., Zerbi, G. (2004): Phytoextraction of heavy metals by canola (*Brassica napus*) and radish (*Raphanus sativus*) grown on multicontaminated soil. *Environmental Pollution*, 132 (1): 21-27

Mehr, M.R., Keshavarzi, B., Moore, F., Hooda, P.S., Busquets, R., Ghorbani, Z. (2020): Arsenic in the rock–soil–plant system and related health risk in a magmatic–metamorphic belt, West of Iran. *Environmental Geochemistry Health*, 42 (11): 3659-3673; <https://doi.org/10.1007/s10653-020-00599-y>

Minkina, T. M., Nevidomskaya, D. G., Pol'shina, T. N., Fedorov, Y. A., Mandzhieva, S. S., Chaplygin, V. A., Burachevskaya, M. V. (2016): Heavy metals in the soil–plant system of the Don River estuarine region and the Taganrog Bay coast. *Journal of Soils and Sediments*, 17(5), 1474–1491. doi:10.1007/s11368-016-1381-x

Mónok, D., Kardos, L., Végvári, Gy. (2019): Bársonyvirágfajok (*Tagetes* spp.) nehézfém fitoremediációs potenciáljának értékelése laboratóriumi tesztmódszerekkel, *Agrokémia és Talajtan*, 68 1, pp. 139-154

Mossop, K. F., Davidson, C. M. (2003): Comparison of original and modified BCR sequential extraction procedures for the fractionation of copper, iron, lead, manganese and zinc in soils and sediments. *Analytica Chimica Acta*, 478(1), 111–118. doi:10.1016/s0003-2670(02)01485-x

MSZ 12739/4-78 szabvány: Felszíni vizek üledékének vizsgálata, Nehézfémek meghatározása

Oloruntoba, A., Oloruntoba, A. P., Oluwaseun, A.R. (2017): Determination of heavy metal levels in green pea (*Pisum sativum*) a case study of selected markets in Abuja, FCT. *American Journal of Innovative Research and Applied Sciences* 5 (5): 343-349., ISSN 2429-5396

Oves, M.; Khan, M. S., Ahmad, A. Z. E. (2012): Soil Contamination, Nutritive Value, and Human Health Risk Assessment of Heavy Metals: An Overview, Toxicity of Heavy Metals to Legumes and Bioremediation, Springer, Verlag-Wien, ISBN 978-3-7091-0729-4, 1 pp

Papp, Z. (1997): A Talaj és Védelme, Széchenyi István Főiskola, Győr; ([http://www.sze.hu/~radicsa/TALAJVEDELEM/TALAJVEDELEM\\_1.pdf](http://www.sze.hu/~radicsa/TALAJVEDELEM/TALAJVEDELEM_1.pdf))

Papp, S. (2002): Biogeokémia - Körfolyamatok a természetben, Veszprémi Egyetemi Kiadó, Veszprém, ISBN 963 9495 07 7

Peng, J., Song, Y., Yuan, P., Cui, X., Qiu, G. (2009): The remediation of heavy metals contaminated sediment. *Journal of Hazardous Materials*, 161(2-3), 633–640. doi:10.1016/j.jhazmat.2008.04.061

Perei, K., Pernyeszi, T., Lakatos, Gy. (2012): *Bioremediáció*, Szegedi Tudományegyetem, Szeged, Jegyzet,

Petrovickijné, A.I., Tóth, T., Szántó, K., Tóth, L. (2020): *Tájékoztató Dunaújváros Megyei Jogú Város környezeti állapotáról 2020*, Dunaújváros, Dunaújváros Megyei Jogú Város Önkormányzata, 50. o., ISSN: 1786-7592

Plaža, A., Gašiorowska, B., Rzażewska, E. (2019): Heavy metal content in the green fodder of field pea/oat mixtures destined for cattle feed. *Environmental Monitoring Assessment* 191 (11):680

Puzder, T.; Csáki, F.; Gruiz, K.; Horváth, Zs.; Márton, T.; Sajgó, Zs. (2001): *Kármentesítési Kézikönyv 4. – Kármentesítési technológiák*, Környezetvédelmi Minisztérium, ISBN: 963 03 4604 4; [http://fava.hu/kvvm/www.kvvm.hu/szakmai/karmentes/kiadvanyok/karmkezikk\\_4/4-04.htm#21](http://fava.hu/kvvm/www.kvvm.hu/szakmai/karmentes/kiadvanyok/karmkezikk_4/4-04.htm#21)

Rattan, R.K., Datta, S.P., Chhonkar, P.K., Suribabu, K., Singh, A.K. (2005): Long-term impact of irrigation with sewage effluents on heavy metal content in soils, crops and groundwater—a case study. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 109 (3-4): 310–322.

Rauret, G. (1998): Extraction procedures for the determination of heavy metals in contaminated soil and sediment. *Talanta*, 46(3), 449–455. doi:10.1016/s0039-9140(97)00406-2

Raychaudhuri, S. S., Pramanick, P., Talukder, P., Basak, A. (2021): Polyamines, metallothioneins, and phytochelatins—Natural defense of plants to mitigate heavy metals, *Studies in Natural Products Chemistry*, Volume 69, 227-261 pp

Robinson, B. H. (1997): *The phytoextraction of heavy metals from metalloferrous soils*, Thesis - Massey University, New Zealand

Rumyantseva, A., Neporozhniaia, I., Denisova, E., Mazurkevich, A. (2021): Estimation of the phytoremediation potential of *Alisma plantago-aquatica* L. taken from different stations during water contamination by Cu and Pb (Russia, Vologda region) *E3S Web of Conferences*; Les Ulis, Köt. 265, (2021). DOI:10.1051/e3sconf/202126504004

Sager, M. (2020): Urban Soils and Road Dust—Civilization Effects and Metal Pollution—A Review. *Environments*, 7, 98. <https://doi.org/10.3390/environments7110098>

Sahu, Y. K., Deb, M. K., Patel, K. S., Martín-Ramos, P., Towett, E. K., Tarkowska-Kukuryk, M. (2020): Bioaccumulation of Nutrients and Toxic Elements with Macrophytes. *Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste*, 24(1), 05019007. doi:10.1061/(asce)hz.2153-5515.0000481

Salt, D. E., Smith, R. D., Raskin, I. (1998): PHYTOREMEDIATION. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology*, 49(1), 643–668. doi: 10.1146/annurev.arplant.49.1.643

Sheoran, V., Sheoran, S. A., Poonia, P. (2013): Phytomining of gold: A review. *Journal of Geochemical Exploration*, 128, 42–50. doi:10.1016/j.gexplo.2013.01.008

Simon, L. (2004): *Fitoremediáció*, Környezetvédelmi Füzetek. Azonosító: 2318. BMKE OMIKK, Budapest. 1-59. old. ISBN:963 593 429 0, ISSN 0866-6091



Simon, L. (2006): Toxikus elemek akkumulációja, fitoindikációja és fitoremediációja a talaj-növény rendszerben). DSc Doktori Értekezés, Magyar Tudományos Akadémia

Simon, L. (2014): Potentially harmful elements in agricultural soils. In: Bini, C. & Bech, J. (eds.), PHEs, Environment and Human Health. Potentially Harmful Elements in the Environment and the Impact on Human Health. Springer, Dordrecht, Heidelberg, New York, London (ISBN 978-94-017-8964-6), pp. 85-137, 142-150.

Singh, H., Verma, A., Kumar, M., Sharma, R., Gupta, R., Kaur, M., Negi, M., Sharma, S.K. (2017): Phytoremediation: A Green Technology to Clean Up the Sites with Low and Moderate Level of Heavy Metals, *Austin Biochem.*; 2(2): 1012

Stefanovits, P., Filep, Gy., Füleky, Gy. (1999): Talajtan, Mezőgazda Kiadó, Budapest, ISBN: 9789632866765

Szegedi, L. (2011): Toxikus nehézfém-szennyezés utóhatásának vizsgálata barna erdőtalajon, PhD Értekezés, Szent István Egyetem, Gödöllő

Tchounwou. P.B., Yedjou. C.G., Patlolla. A.K., Sutton. D.J. (2012): Heavy Metal Toxicity and the Environment. In: Luch A. (eds) *Molecular, Clinical and Environmental Toxicology. Experientia Supplementum*, vol 101. Springer, Basel, [https://doi.org/10.1007/978-3-7643-8340-4\\_6](https://doi.org/10.1007/978-3-7643-8340-4_6)

Tóth, L.A., Károly, Gy., Lengyel, A., Kiss, L., Szatmári, P. (2001): Kohászati reve és porbrikettek újrahasznosíthatóságának vizsgálata, *Anyag és Kohómérnöki Tudományok*, Miskolc, 29. kötet, pp. 39-47.

Ying, R.; Xia, B.; Zeng, X.; Qiu, R.; Tang, Y.; Hu, Z. (2022): Adsorption of Cadmium by *Brassica juncea* (L.) Czern. and *Brassica pekinensis* (Lour.) Rupr in Pot Experiment. *Sustainability*, 14, 429. <https://doi.org/10.3390/su14010429>

Yaozu. W., Zhengjian. L., Jianliang. Z., Rui. M., Yapeng. Z. (2020): Advanced converter sludge utilization technologies for the recovery of valuable elements: A review, *J. Hazardous Materials*, 381 (5); doi:10.1016/j.jhazmat.2019.120902

Van der Ent, A., Baker, A. J. M., Reeves, R. D., Chaney, R. L., Anderson, C. W. N., Meech, J. A., Mulligan, D. R. (2015): Agromining: Farming for Metals in the Future? *Environmental Science & Technology*, 49(8), 4773–4780. doi:10.1021/es506031u

Van der Ent, A., Echevarria, G., Baker, A.J.M., Morel, J.L. (2018): *Agromining – Farming for Metals*, Springer, ISBN 978-3-319-61898-2

Vona, V., Bakos, I.A., Giczi, Zs., Kalocsai, R., Vona, M., Kulmány, I.M., Centeri, CS. (2020): MÚLT-JELEN-JÖVŐ a hazai mezőgazdasági talajvizsgálatokban, *Agrokémia és Talajtan*, 69 1-2, pp. 127-151, DOI: 10.1556/0088.2020.00061

Vondráčková, S., Hejzman, M., Száková, J., Müllerová, V., Tlustoš, P. (2014): Soil chemical properties affect the concentration of elements (N, P, K, Ca, Mg, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, and Zn) and their distribution between organs of *Rumex obtusifolius*, Springer International Publishing Switzerland, *Plant Soil*, DOI 10.1007/s11104-014-2058-0

Zheljazkov, V. D., Jeliaskova, E. A., Kovacheva, N.; Dzhurmanski, A. (2008): Metal uptake by medicinal plant species grown in soils contaminated by a smelter. *Environmental and Experimental Botany*, 64(3), 207–216. doi:10.1016/j.envexpbot.2008.07.0

Zurayk, R.; Sukkariyah, B.; Baalbaki, R.; Abi Ghanem, D. (2002): Water, Air, and Soil Pollution, 139(1/4), 355–364. doi:10.1023/a:1015840601761

## INTERNETES IRODALOM

10/2010 (VIII. 18.) VM rendelet a felszíni víz vízszennyezettségi határértékeiről és azok alkalmazásának szabályairól, <https://net.jogtar.hu/jogszabaly?docid=a1000010.vm>

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; <https://net.jogtar.hu/jogszabaly?docid=a0900006.kvv>

Gruiz Katalin: Talajremediáció - A természetes szennyezőanyag-csökkenési folyamatok felhasználására és intenzifikálására alkalmas technológiák áttekintése; ([https://enfo.hu/sites/default/files/NA%C3%A9sremedgruiz\\_0.pdf](https://enfo.hu/sites/default/files/NA%C3%A9sremedgruiz_0.pdf))

JDS 3 - Joint Danube Survey 3 (2015): A Comprehensive Analysis of Danube Water Quality, ICPDR – International Commission for the Protection of the Danube River, Vienna. ISBN: 978-3-200-03795-3, 223-240.;

[http://www.danubesurvey.org/jds3/jds3-files/nodes/documents/jds3\\_final\\_scientific\\_report\\_1.pdf](http://www.danubesurvey.org/jds3/jds3-files/nodes/documents/jds3_final_scientific_report_1.pdf)

Royal Society of Chemistry - <https://www.rsc.org/periodic-table/>

Magyarország geokémiai atlasza:

<http://lrg.elte.hu/oktatas/Halado%20Geokemia%20MSc/Irodalom/MAFI%20anyagok/MAFI%20-%20Csonka-Magyarország%20geokémiai%20atlasza%20es%20magyarazata.pdf>

Milinki É. (2013) Ökotoxikológia és környezetvédelem. Retrieved from [https://www.tankonyvtar.hu/hu/tartalom/tamop412A/2011-0038\\_03\\_milinki\\_hu/ar01s06.html](https://www.tankonyvtar.hu/hu/tartalom/tamop412A/2011-0038_03_milinki_hu/ar01s06.html)

Mintavételi helyszín – Duna:

<https://geoportal.vizugy.hu/portal/apps/webappviewer/index.html?id=5f07d2ce942b4ca6959d9a7671a58d54>

Magyarország talajtípusai: [portal.nebih.gov.hu](http://portal.nebih.gov.hu): <https://portal.nebih.gov.hu/-/magyarorszag-talajtípusai>

MSZ EN 15933:2013 Iszap, kezelt biohulladék és talaj. A pH meghatározása.

MSZ EN 15935:2022 Talaj, hulladék, kezelt biohulladék és iszap. Az izzítási veszteség meghatározása

MSZ-08-0205:1978 A talaj fizikai és vízgazdálkodási tulajdonságainak vizsgálata

MSZ-08-0206-2:1978 A talaj egyes kémiai tulajdonságainak vizsgálata. Laboratóriumi vizsgálatok. (pH-érték, szódában kifejezett fenoltalein lúgosság, vízben oldható összes só, hidrolitos ( $\gamma^1$ -érték) és kicserélődési aciditás ( $\gamma^2$ -érték))

MSZ 18094-13:1980 Talajkorróziós vizsgálatok. A talaj karbonáttartalmának meghatározása.

MSZ 18094-14:1986 Talajkorróziós vizsgálatok. A talaj szemcseösszetételének meghatározása.

MSZ 20135:1999 Talaj oldható elemtartalmának meghatározása.

MSZ 21470-2:1981 Környezetvédelmi talajvizsgálatok. Talajminta előkészítése, nedvességtartalom, elektromos vezetés és pH meghatározása

MSZ 21470-50:2006 Környezetvédelmi talajvizsgálatok. Az összes és az oldható toxikus elem-, a nehézfém- és a króm(VI)tartalom meghatározása

MSZ 21470-51:1983 Környezetvédelmi talajvizsgálatok. Talajok kötöttségének meghatározása

MSZ 21 976-17: 1993 szabvány: Települési szilárd hulladékok vizsgálata. Csíranövény teszt.

Veszprém MJV Környezetvédelmi Programja 2015-2020, (2014): Budapest, <https://www.veszprem.hu/onkormanyzat/strategia/4900-koornyezetvedelmi-program-20152020>

Vízgyűjtő Gazdálkodási Terv 2 (VGT 2), A alegységek Vízgyűjtő Gazdálkodási Tervei, 1-13 Észak-Mezőföld és Kelet-Bakony, 3-1 melléklet (2016): Felszíni víztestek tápanyagterhelésének modellezése, <https://www.vizugy.hu/index.php?module=vizstrat&programelemid=149>

vizugy.hu: <https://www.vizugy.hu/index.php?module=content&programelemid=10>