

DEBRECENI EGYETEM
Agrár és Műszaki Tudományok Centruma
Mezőgazdaságtudományi Kar
Víz- és Környezetgazdálkodási Tanszék

KERPELY KÁLMÁN DOKTORI ISKOLA

Doktori Iskola Vezető:

Prof. Dr. Nagy János

MTA doktora

Témavezető:

Prof. Dr. Tamás János

MTA doktora, tanszékvezető egyetemi tanár

TERMÉSZETES KÁRMENTESÍTÉSI TECHNOLÓGIÁK VIZSGÁLATA

Készítette:

Nagy Attila

doktorjelölt

Debrecen

2009.

TERMÉSZETES KÁRMENTESÍTÉSI TECHNOLÓGIÁK VIZSGÁLATA

Értekezés a doktori (Ph.D.) fokozat megszerzése érdekében az
Agrártudományok területén a
Növénytermesztési és kertészeti tudományágban

Írta: Nagy Attila okleveles környezetgazdálkodási agrármérnök

Készült a Debreceni Egyetem Kerpely Kálmán doktori iskolája
(Környezetgazdálkodás programja) keretében

Témavezető: Prof. Dr. Tamás János, MTA doktora

A doktori szigorlati bizottság:

Név:

Elnök: Prof. Dr. Thyll Szilárd

Tagok: Dr. habil Juhász Csaba
Dr. Kovács Balázs

A doktori szigorlat időpontja: 2008. december 2.

Az értekezés bírálói:

Prof. Dr. Simon László

Dr. Zsembeli József

A bíráló bizottság:

elnök: Prof. Dr. Kátai János

tagok: Prof. Dr. Thyll Szilárd
Prof. Dr. Lehoczky Éva

Dr. Fodor László

titkár: Dr. habil Juhász Csaba

Az értekezés védésének időpontja: 2009.

TARTALOMJEGYZÉK

1.	BEVEZETÉS	1
2.	IRODALMI ÁTTEKINTÉS	4
2.1.	Nehézfémek a földtani közegben és toxicitásuk.....	4
2.2.	Nehézfém-szennyezés értékelési módszerei	13
2.2.1.	Hiperspektrális távérzékelés a környezet állapotfelmérésben	13
2.2.2.	Fitotoxikológiai tesztek a környezeti állapotfelmérésben	17
2.3.	Természetes kármentesítési technológiák.....	21
2.4.	A doktori értekezésben vizsgált növényfajok.....	28
2.5.	Nehézfém-szennyezést és kármentesítést érintő főbb jogi szabályozások	34
3.	ANYAG ÉS MÓDSZER	37
3.1.	A vizsgálati terület és a szennyezett közeg.....	37
3.2.	A vizsgálati terület légi hiperspektrális állapotfelmérése	39
3.3.	A CMS komplexképző, és a szennyvíziszap komposzt jellemzői.....	43
3.4.	Fitotoxikológiai vizsgálatok	44
3.4.1.	Békalencse reprodukciós teszt.....	45
3.4.2.	Laboratóriumi csíranövény teszt.....	46
3.4.3.	Tenyészedényes csíratesztek	47
3.5.	Nehézfém-akkumuláció vizes közegben	48
3.6.	Nehézfém-akkumuláció földtani közegben	50
3.7.	Az alkalmazott analitikai módszerek	53
4.	EREDMÉNYEK	56
4.1.	Nehézfémrel szennyezett zagyártározó légi hiperspektrális vizsgálata	56
4.2.	Fitotoxikológiai tesztek.....	62
4.2.1.	Békalencse reprodukciós teszt.....	62
4.2.2.	Salátával végzett laboratóriumi csíranövény tesztek.....	64
4.2.3.	Tenyészedényes csíranövény tesztek.....	67
4.3.	A vizes közegben lejátszódó bioakkumuláció eredményei	69
4.3.1.	Komplexképzővel segített rizofiltráció.....	70

4.3.2. Savas bányavíz rizofiltrációjának modellezése	78
4.4. Földtani közegben végzett bioakkumulációs vizsgálatok eredményei	82
4.4.1. Tenyészedényes vizsgálatok	82
4.4.2. Szabadföldi körülmények között végzett vizsgálatok	86
4.5. A vizsgált növényfajok összefoglaló értékelése	89
4.6. Új generációs FPXRF spektrometria alkalmazási lehetőségei a környezetállapot felmérésében.....	92
5. KÖVETKEZTETÉSEK, JAVASLATOK.....	96
6. ÚJ ÉS ÚJSZERŰ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK	100
7. ÖSSZEFOGLALÁS	101
8. SUMMARY.....	103
9. PUBLIKÁCIÓS JEGYZÉK	105
10. PUBLIKÁCIÓK AZ ÉRTEKEZÉS TÉMAKÖRÉBEN	126
MELLÉKLETEK	

1. BEVEZETÉS

Szembe kell nézni azzal a ténnyel, hogy a gazdasági, ipari fellendülés áraként a természeti környezet egyre nagyobb mértékben károsodhat, ami gyakran közvetlenül veszélyezteti magát az embert. A talajba, talajvízbe, felszíni vizekbe, ipari szennyvizekbe igen sokféle szervesetlen szennyező anyag kerülhet be, melyek között a nehézfémek előfordulása jelentős probléma lehet. Nehézfém-szennyeződés alakulhat ki a bányák (meddőhányók) és fémfeldolgozó üzemek kohók környékén, továbbá fémszennyeződést okozhat az ipari, kommunális hulladékok gondatlan kezelése, elhelyezése.

Az 1960-as évek óta a felgyorsult kutatások eredményei nyilvánvalóvá tették, hogy – különösen az ipari körzetekben és a városokban – rendellenesen megemelkedhet a talaj nehézfém-koncentrációja (*Kádár, 1991*). Bár számos területen a nehézfém-koncentrációk (még) nem olyan magasak, hogy akut mérgezési tüneteket váltsanak ki, megnövekedett mennyiségük a táplálékláncban, hosszú távon, kimutatható egészségkárosodást okozhat. Az emberi szervezetben felhalmozódásra hajlamos fémek (pl. Cd, Pb) kiemelt jelentőségűek. A környezet extrém szennyezettségéből fakadó halálos kimenetelű, embertömeget érintő kadmium és higanymérgezések is előfordultak. Egyre gyakrabban volt mérhető megemelkedett ólomszint a csecsemők, gyermekek vérében. Ezek a tények ösztönzően hatottak az ismert és feltételezett szennyezett területek hazai átfogó vizsgálatára, a nehézfém talajban lejátszódó kémiai reakcióinak, táplálékláncban való viselkedésének kutatására (*Kádár 1991, 1993*). A klasszikus talajkémiai, növénytáplálási tudomány elsősorban a növényi makrotápelemek (N, P és K) kutatására koncentrált. Annak ellenére, hogy a nehézfémeknek az állatokra és növényekre gyakorolt akut toxikus hatása már régóta ismert, számos fémnek a talajban és az ökoszisztémákban való krónikus felhalmozódásának ténye csak az elmúlt 20-30 évben került elfogadásra (*Kádár, 1992; Pais, 1991*).

A nehézfémekkel már jelentősen szennyezett talajok alapvető környezeti problémát jelentenek, mivel igen sok elem a feltalajban maradványokként, esetleg évezredekig keresztül is megőrizheti potenciális mérgező hatását. A már szennyezett területeket ezért megkülönböztetett figyelemben kell részesíteni. Élelmiszernövények termesztésére nem kerülhetne sor ezeken a talajokon. A nehézfémek és egyéb toxikus elemek talajban lejátszódó kémiai reakcióit, a növényi

felvehetőségét, a táplálékláncban való viselkedését meghatározó, illetve befolyásoló tényezők ismerete alapvető fontosságú (*Láng és Harnos, 1985*).

A fejlett ipari társadalmakban az 1970-es években, Magyarországon az 1990-es évek elején került a közvélemény figyelmének középpontjába a múlt örökségét képező, hátrahagyott tartós környezetkárosodások ténye. Ezeknek az örökölt szennyeződéseknek az a legnagyobb veszélye, hogy az emberi szem elől rejtve a talajban és ezeken keresztül a felszín alatti vizekben megmaradnak. Károsító hatásuk gyakran térben és időben is elkülönülve, a szennyeződések bekövetkezése után évekkel-évtizedekkel később jelenik meg. Jelentős részüknél a talaj és a felszín alatti vizek szennyeződése csak akkor válik egyértelműen ismertté, amikor az már közvetlen veszélyt jelent az élővilágra, sok esetben az ott élő emberek egészségére.

Interdiszciplináris megközelítést igénylő terület a bányászati tevékenységből eredő szennyezések, nehézfémekkel terhelt bányameddők térségeinek kockázat becslése, illetve a megfelelő kármentesítése és rekultivációja. Ennek oka, hogy a zagytározók, bányameddők nagymértékű, nagy felületre kiterjedő terhelést jelentenek, amellyel, hogy jelentős, 10^3 mg kg^{-1} nagyságrendű nehézfémeket tartalmazhatnak, amely mind lokálisan, mind pedig erózió útján jelentős kockázattal bír. Ugyanakkor a bányameddőben, oldhatatlan csapadékok formájában jelenlevő elemek mobilitása alacsony. A felszínre kerülve azonban problémát jelenthetnek a pirit tartalmú ásványok, amelyek savas mállástermékei a nehézfémek mobilizálódását okozhatják. A mobilizálódott elemtartalom így bekerülhet a táplálékláncba, illetve csapadék a talajvízbe moshatja. Emiatt a szennyeződés változó nehézfém-koncentráció mellett, de évtizedekig meghatározó lehet az adott területen.

A szerves szennyezőkkel terhelt terület környezeti állapotfelmérése esetén meghatározó jelentőségű a terület ásványtani sajátosságainak megismerése, az ásványok térbeli eloszlásának gyors felvételezése. Erre alapozva lehatárolhatóak azok a területek, amelyek további részletes vizsgálatokat igényelnek, továbbá meghatározhatóak az úgynevezett „hot spot”-ok, amelyeket kizárólag konvencionális, fiziko-kémiai úton lehet kármentesíteni. A nagyobb területet érintő közepes és alacsony szintű diffúz szennyezések kármentesítése a nagy térbeli kiterjedés miatt optimálisan fitoremediációval oldható meg (*Tamás, 2002; Simon, 1999; Simon, 2004*). A szennyezett területeken a vegetáció jelenléte és formája is alapvető fontosságú, hiszen ez a terület vízgazdálkodásában, erózió- és tájvédelmében is szerepet játszik. Vegetációs

elemzésekkel kiválaszthatóak azok a jellemző társulások, amelyekkel a rekultiváció, fitostabilizáció megoldható.

Kutatásaim során a nehézfém-tartalmú bányászati melléktermékekkel terhelt Szárazvölgyi tározó (Gyöngyösoroszi) területét választottam a fenti problémák vizsgálatára. Vizsgálataimmal a környezet állapot felmérési módszereknek fejlesztését, illetve biológiai eljárásokkal az okozott környezeti kockázat csökkentését kívántam megalapozni. A főbb tudományos célkitűzéseim az alábbiak:

I. Légi hiperspektrális környezeti állapotfelmérés lehetőségének elemzése a Szárazvölgyi zagytározón:

- a terület ásványtani sajátosságainak megismerése, ásványok térbeli eloszlásának vizsgálata;
- a vizsgált terület vegetációjának meghatározása, illetve térbeli eloszlásának vizsgálata.

II. Nehézfémekkel szennyezett földtani közeg fitostabilizációjának vizsgálata:

- kereskedelmi célú szennyvíziszap-komposzt, mint talajjavító adalékanyag alkalmazási lehetőségei a fitostabilizációban;
- fitostabilizációra alkalmazható növényfajok kiválasztása bioakkumulációs vizsgálatok alapján;
- fitotoxikológiai tesztekre alkalmas növényfajok bioakkumulációs vizsgálata.

III. Nehézfémekkel szennyezett vizes közeg rizofiltrációjának elemzése:

- a CMS¹ (ipari melléktermék), mint komplexképző szer alkalmazhatósági vizsgálata
- a CMS extrahálószer minőségi és mennyiségi optimalizálása;
- fokozott nehézfém-tűrőképességű és akkumulációra hajlamos növényfajok kiválasztása;
- savas bányavíz rizofiltrációjának lehetőségei.

IV. Új generációs FPXRF² alkalmazási lehetőségei bányameddőn:

- a detektált mérési adatok megbízhatóságának elemzése földtani közeg és növényminták esetén;
- a földtani közeg nedvességtartalmának a mérési pontosságra gyakorolt hatása és elemtartalom becslése különböző nedvességtartalmak mellett.

¹ Condensed Molasses Soluble – Koncentrált melasz, lizinfermentációs melléktermék

² Field Portable X-Ray Fluorescence spectrometry – Terepi hordozható röntgenfluoreszcenciás spektrometria

2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

2.1. Nehézfémek a földtani közegben és toxicitásuk

A talajszennyeződés az a folyamat, mely során a talaj természetes viszonyok között kialakult fizikai, kémiai és biológiai tulajdonságai jelentős mértékben, kedvezőtlen irányban változnak meg (Simon, 1998). A talajszennyeződés napjainkban főként a kémhatás-csökkenésben, az élőlények szempontjából káros toxikus nehézfémek felhalmozódásában, a talaj kémiai összetevőinek kedvezőtlen megváltozásában nyilvánul meg. A nehézfémek 20-nál nagyobb rendszámú, $4,6 \text{ g cm}^{-3}$ -nél nagyobb sűrűségű fémek (Neumüller, 1983, Kerényi, 1997). A legtöbb nehézfém nemcsak elemi (por-) állapotban, hanem különösen oldható sók formájában erősen mérgező hatású lehet, így a természetben történő feldúsulásuk központi témává vált. A dózis és toxicitás között szoros az összefüggés. A növények számára nélkülözhetetlen mikrotápanyagok (Cu, Zn, Mo, Mn stb.) vagy a humántáplálkozásban fontos egyes elemek (B, Zn, Cr, Mn, Mo, Cu, Co, Fe) nagy koncentrációban káros hatásúak, ugyanakkor nagyon kis mennyiségben a közismerten toxikus elemek (Pb, Hg, Cd, Ni) sem gátolják a fejlődést (Filep, 1999).

A nehézfémek előfordulása és forrásai

A szennyeződés származhat elsődleges forrásokból (műtrágya mész, öntözés, szennyvíziszapok) és másodlagos forrásokból, ide tartoznak a bányavidékek szennyezései, amelyek kis területre koncentrált, nagymértékű szennyező források. Ahhoz, hogy a nehézfémekkel szennyezett közeget megtisztíthassák a nehézfémek valamely csoportjától, tudni kell a közeg háttér-koncentrációját és az adott nehézfémek megjelenési formáit, állapotait (Tomschey, 1993).

A toxikus elemek, ugyanúgy, mint a fémionként hasznosuló tápelemek, különböző mozgékonyságú formában vannak jelen a talajban és a talajvízben. Folyadékfázisban hidratált ionként, oldható szerves és szervetlen komplex vegyületek formájában, valamint finom diszperz lebegő kolloidok alkotórészeiként találhatóak. Szilárd fázisban oldhatatlan csapadékban, szerves és szervetlen kolloidok felületén kicserélhető és specifikusan adszorbeált állapotban, illetve szilikátok kristályrácsaiban fordulnak elő (Filep, 1999). A különböző formák között, a rendszer tulajdonságai által megszabott dinamikus egyensúly jön létre, amelyet a környezeti rendszerben uralkodó oldhatósági, ionerősségi, kémhatás és oxidációs-redukációs viszonyok határoznak meg. A

talajszennyeződés környezeti hatásának megítéléséhez nemcsak a toxikus fémek összes mennyiségét, hanem a mobilis készletet is mindig számításba kell venni. Fontos kérdés az is, hogy az oldhatatlan részek milyen körülmények között kerülhetnek ismét oldható állapotba (Barótfi, 2000). A talaj savanyodásakor, mivel a fémek adszorpcióképessége nagymértékben függ a közeg kémhatásától, jelentősen nőhet a mobilis ionok mennyisége (1. táblázat), melyek súlyos környezeti károkat okozhatnak.

1. táblázat Nehézfémek relatív mobilitása (Tomschey, 1993)

Relatív mobilitás	Feltételek			
	Oxidáló	Savas	Semleges/lúgos	Redukáló
Nagyon nagy			Se	
Nagy	Se	Se, Hg		
Közepes	Hg, As, Cd	As, Cd	As, Cd	
Alacsony	Pb, As, Sb	Pb, Bi, Sb	Pb, Bi, Sb	
Nagyon alacsony			Hg	Se, Hg, As
Immobilis				Cd, Pb, Bi

A komplexképzés, mind szerves mind szervetlen ionokkal, fontos szerepet játszik a vizes rendszerekben lefolyó fém-migrációban, mivel a komplex vegyületek vízben jól oldódnak és biológiailag felvehetőek (Tamás, 2002). A kétvegyértékű fém-ionok komplexképző képessége Bohn (1985) szerint a $Mn^{2+} < Fe^{2+} < Co^{2+} < Ni^{2+} < Cu^{2+} < Zn^{2+}$ sorrendnek megfelelően változik.

A redoxipotenciál-változás különösen a Fe, Mn, Cr esetén bír jelentőséggel. A redukált Fe^{2+} és Mn^{2+} szerves komplexet képeznek, így mozgékonyvá válnak, míg az oxidálódott Cr(VI) jelentősen meghaladja a redukált forma mérgező sajátságát (Filep, 2002; Szegvári et al., 2003).

A talajok nehézfém-tartalma az alábbi főbb forrásokból származnak (Lisk, 1972):

- Talajképző kőzetek és ásványok fémtartalma.
- Műtrágyák és meszezőanyagok tisztátalanságaként, valamint peszticidek és szervestrágyák alkotóelemeként, szennyvizek vagy szennyvíziszap szennyeződéseként talajba jutó nehézfémek.
- Ipari és bányászati hulladékokból származó fémek, hulladékdepóniák, fosszilis energiahordozók égéstermékeinek szélrózió által szállított talajrészecskéinek, kísérleti atomrobbantásból, pollen, meteor, vulkáni tevékenység útján légtérbe került anyagok száraz és nedves üledékének fémtartalma. A közlekedés nehézfém-szennyezése.

- Vízerózióval szállított talajrészecskék fémtartalma, illetve a talajvízben feloldott, vagy szuszpendált fém-vegyületek, melyek a mozgó talajvízzel érkeztek. Öntözéssel kijuttatott nehézfémek.

Toxikus elemeket tartalmazó műtrágyák és növényvédőszeres többszöri kijuttatása után egyes növények és rajtuk keresztül a tápláléklánc többi elemei is károsodhatnak. *Sharpley és Menzel (1987)* a talaj- és műtrágya-foszforok a környezetre gyakorolt kedvező és kedvezőtlen hatásairól számolnak be. P-szegény talajon a P-műtrágyázás jobb növényborítottságot, következésképpen mérsékeltebb eróziót eredményez. Foszfor kijuttatásával növelhető a területegységre jutó hozam, a növénytermesztés kisebb területre koncentrálható, ami kevesebb össz- herbicid és inszekticid felhasználást jelent. Műtrágyázással ugyanakkor a Cd, U és Sr stb. talajban való felhalmozódásával kell számolnunk (*Kádár, 1991; Taraczközi, 2003*).

Hazai talajaink 0,5 mol/L HNO₃-ban oldható Cd-tartalma általában 0,2 mg/kg alatt van, de kisebb területeken eléri, illetve meghaladja a 0,6 mg/kg-ot is (*Karkaliné és Patócs, 1990*). Magyarországon a megengedhető érték 1-3 mg/kg a talajban, a kötöttség függvényében. A kadmium természetes előfordulását elsősorban a humusztartalom, kötöttség és az anyakőzet határozzák meg. *Tamás (1992)* egy nagyüzem példáján mutatta be a nyolc éven át (1984-1992) kijuttatott szuperfoszfát műtrágya talaj nehézfém-tartalmára gyakorolt hatását, melyek az alábbiak voltak: Cu: 1,3-7,1 g/ha, Zn: 7,5-9,4 g/ha, Pb: 1,6-3,3 g/ha, Mn: 21,9-27,8 g/ha, Cr: 2,3-2,5 g/ha, Ni: 0,24-0,30 g/ha és Cd: 0,1-0,2 g/ha. A szerves trágyával (szarvasmarha és sertés) kiadagolt egyes esszenciális mikroelemek, a Cu (4-7 kg/ha) és a Zn (0,4-1,3 kg/ha) vonatkozásában jóval meghaladták a szuperfoszfáttal kijuttatottakat.

A műtrágyák mellett ugyancsak szennyezőforrást jelenthetnek az egyes nehézfém-tartalmú peszticidek. Előregedett gyümölcsösökben a korábbi kiterjedt Pb-, As-, Cu-, Zn- stb. tartalmú növényvédő szer használat ezen elemek feldúsulását eredményezte a feltalajban. A toxikusnak bizonyuló nehézfém-koncentrációk számos esetben megghiúsították régi gyümölcsösök szántóföldi növényekkel való felváltását, illetve új gyümölcsös telepítését (*Bornemisza, 1985*).

Aboulroos et al. (1989) a 60 éve szennyvízzel öntözött talaj tulajdonságainak megváltozásáról, valamint a rajta termelt növények (kukorica, lucerna) nehézfém-tartalmáról tájékoztatnak. Az összes nehézfém-tartalom Fe-Mn-Zn-Cu-Pb-Cd-Co-Ni sorrendben 290-40-46-15-34-0,9-25-14 mg/kg volt kiinduláskor, 60 évi szennyvízöntözés után az Fe 40-szeres, a Zn 15-szörös, a Mn, Cu és Ni 8-szoros, a Cd

és Co 5-6-szoros növekedést mutatott. Az Fe és Co főképp oldhatatlan formában került a talajba. A Pb, Cd és Ni közepesen oldható, a Mn, Zn és Cu könnyen oldhatóak voltak. A talajban való feldúsulásuk hatására a Fe, Mn, Zn és Cu koncentrációja a lucerna és kukorica levelében megemelkedett, míg a többi elemre ez nem volt jellemző.

A szennyvíziszap hatását vizsgálva a jelzőnövények nehézfém-tartalma semmilyen, vagy csak minimális változást mutatott eltérő nehézfém terhelés mellett (*Vermes, 1989*).

A talajok szennyvíziszapokkal kijuttatott nehézfémekkel szembeni pufferoló hatását vizsgálta *Tamás (1992)*. A humuszos homok talajok pufferkapacitása szignifikánsan csökkent a csernozjom és a réti talajok pufferkapacitásához viszonyítva. A pufferkapacitás értékelésébe a talajok Ca- és Mg- karbonát tartalmát, humusz mennyiségét és minőségét, illetve agyagásvány összetételét és mennyiségét vonta be. Vizsgálatai alapján homok talajon a szervesanyag mennyisége nőtt, viszont nehézfém megkötő képessége csökkent.

A közlekedés is fontos szerepet játszik – főleg az utak mentén – a nehézfém terhelésben. A benzinbe kopogásgátlás céljából kevert ólom-tetraetil a gépjárművek kipufogógázai útján jutott a környezetbe. A levegő Pb-tartalmának 80 %-a a gépjárművek kipufogógázából származott és az autóutak mentén ülepedett ki (*Lagerwerff, 1972*). Az ólomkiülepedés valós problémáját közútmenti kukorica állományok talajában is kimutatták (*Köles, 1997*). Mára ez a szennyezőforrás az ólomadalék elhagyásának köszönhetően megszűnt.

Kádár (1993) ismerteti az M-7 autópálya menti talaj és a gyepnövényzet nehézfém-tartalmát. Az ott kapott adatokat a szennyezetlen területek (forgalmas utaktól távollevő kísérleti telepek) talaj- és növényvizsgálati eredményeivel is szembeállítja.

Mint ismert, az Pb a benzinből, a Zn és Cu a fékbetétek és súrlódó felületek kopásából, a Zn és Cd főként a gumiköpenyek porladásából és egyes fémalkatrészek kopásából eredhet. A talajminták nehézfém-tartalmának vizsgálata során statisztikailag a Pb, Cd és Zn feldúsulása igazolható az úttól való távolság függvényében. A fűtakaró nehézfém-tartalmát megvizsgálva megállapítható, hogy mind a négy elem felhalmozódása jelentős és statisztikailag is igazolható az úttól való távolság függvényében. Az útpadkán való feldúsulás arra is utal, hogy a szennyezők részben közvetlenül az útra kerülhetnek, majd onnan a porral és az esővízzel a padkára jutnak (*Regius et al., 1990*). A légkörbe jutó szennyezők másik része több-kevesebb időt tölt a légkörben és az uralkodó szelekkel távolabbi területekre sodródik.

A bányászat és ércfeldolgozás környezetre gyakorolt hatása

Az eddig tárgyalt szennyezőforrások nagy területet érintenek, azonban a szennyezettség mértéke az ipari területekénél jóval szerényebb. Egy hátrahagyott színesfém érc feldolgozó meddőjében, illetve flotált származékaiban nagyságrendekkel nagyobb lehet a nehézfémek koncentrációja.

Világszerte számos területen jellemző a bányászati tevékenység eredményezte meddőhányókból és az ércdúsítási iszapokból származó nehézfém-szennyezés (*Svetnik, 1997*). Az Európai Környezetállapot-jelentés (*EPA, 1995*) megállapítja, hogy e lerakók jelentik az egyik legjelentősebb környezeti és humán-egészségügyi kockázatot.

Turner et al. (1993) elemzik Prescot (Észak-Nyugat Anglia) sárgaréz előállító ipari terület hatását a környék erdeinek fanövekedésére és talajának réztartalmára. Az 1950-től gyűjtött adatok szerint a talajterhelés a légköri kiülepedés révén az üzemtől mintegy 3 km-re volt a legnagyobb. 1975-től a kibocsátás mintegy 85 %-kal csökkent, azonban a fák növekedési üteme (törzskörméretre vonatkoztatva) 15-20%-kal alacsonyabb az eddig akkumulálódott Cu sók mennyisége miatt (ami a normál háttér érték 9,5-szerese).

Magyarországon Gyöngyösorszi térsége az egyik olyan terület, amely nehézfémekkel nagymértékben terhelt, az 1925 és 1986 között folytatott cink- és ólobányászatnak köszönhetően (*Záray, 1991*). A fő szennyezőforrás a bányameddők, a flotációs iszap- és víztározók, illetve az aknákból kifolyó savas bányavíz jelentős nehézfém-tartalma. Emellett a szennyezők terjedéséhez hozzájárult a technológiai hanyagság, a nyílt tartás, továbbá a szél és víz erózió, melynek eredményeként több mint 100000 m³, átlagosan 5 %-ban szulfidos ásványokat tartalmazó iszap került bele a Toka patak völgyébe (*Jordan és D' Alessandro, 2004*). Ez a folyamat 800 t tiszta galenit (PbS) és szfalerit (ZnS) felhalmozódását jelentette a patak menti termőterületeken, melynek köszönhetően a terület alkalmatlanná vált a zöldségtermesztésre.

Pirittartalmú meddő (FeS₂) oxidatív mállása nagyban hozzájárul a meddő savanyodásához, a savas bányavíz képződéséhez, meghatározva a nehézfém mobilitását és speciációit (*Garcia et al., 1996; Hayes és Traina, 1998; Lacal et al., 2003*). Az oxidatív mállás meglehetősen komplex, köszönhetően a változatos biogeokémiai folyamatoknak. Számos tényező alapvetően meghatározza a piritoxidáció mértékét, arányát; így például a pH, az oldott O₂, a pirit morfológiája, a terület hidrológiája, az agyagásványok jelenléte, valamint a szulfid-, illetve vasoxidációban szerepet játszó mikroorganizmusok – *Leptospirillum ferrooxidans* (*Johnson, 2003*), *Thiobacillus ferrooxidans* (*Sengupta, 1993*), *Thiobacillus thiooxidans* – megléte, vagy hiánya

(*Evangelou és Zhang, 1995; Jenkins et al., 2000*). A pirit oxidatív mállása során protonokat szabadít fel (*Salomons, 1995*), amely pufferközeg jelenléte nélkül fokozza a nehézfémek mobilitását. Az oldott Fe^{3+} ionok mennyiségét is tovább növeli, amelyek a nehézfém-tartalmú ásványok oldását segítik elő (*Fowler és Crundwell, 1998; Puura és Neretnieks, 2000*).

A nehézfémek toxicitása, vegetációra gyakorolt hatása

A fémek toxikus hatásának megítélése biológiai akut toxikológiai tesztek alapján lehetséges. Figyelembe kell azonban venni, hogy a legtöbb fém esetén a káros hatás csak hetek, hónapok, évek múltán jelentkezik (krónikus toxicitás). Ez esetben a fémkumuláció nem korai pusztulást, hanem csak változást, rendellenességeket okoz (*Barótfi, 2000*).

Ismeretes relatív hatás is, ez esetben a közegben jelenlevő különböző fémek toxikus hatása additív, szinergikus és antagonisztikus is lehet, attól függően, hogy az összetett hatás egyes fémek hatásából egyszerűen összegződik, vagy annál erősebb, illetve gyengébb. Eltérően azoktól az antropogén szerves szennyezőktől, melyek a környezetben lebomlanak, a nehézfémek rendkívül perzisztens anyagok, környezetünkben állandóak (*Molnár, 2002*).

A talajok elemtartalma, elemösszetétele és a kémiai elemek felvehetősége alapvetően meghatározza a termésmennyiséget és minőséget. A növények számára nélkülözhetetlenek a tápelemek, melyeket mennyiségi előfordulásuk alapján makroelemek és mikroelemek kategóriákba sorolunk (*Filep, 1988; Győri, 1977; Szabó és Fodor, 1994*). Táplálkozásélettani és környezetvédelmi szempontból inkább kémiai tulajdonságaik és élettani funkciójuk alapján csoportosítjuk az elemeket. Egyes nehézfémek (pl. Cd, Cr, Hg, Pb), különösen nagyobb koncentrációban, toxikusak a növényekre (*Tamás, 2005*). Azonban nem lehet éles határt vonni az ún. „esszenciális” és a „toxikus” elemek között az élő szervezet reakciója szempontjából. A toxicitás problematikája rendkívül összetett, számos tényezőtől (koncentráció, ionállapot, más elemekkel való kölcsönhatás, a vegyület formája) függhet (*Kádár, 1995; Szabó és Fodor, 1994; Szabó, 1988*). Erre iskolapélda a különböző nehézfémek mobilitásával és megkötésével foglalkozó vizsgálat, amelyek során a szerves anyagok hatására és megfelelő pH érték mellett a Cr, Cu, Pb és Zn könnyen mobilizálódik (*Kumpiene et al., 2008*). Vizsgálatukban a meghatározó, domináns Cu, Zn és Pb elemcsoportok kationként jelentek meg, amelynek köszönhetően a savanyodás hatására

mobilizálódhattak. Ezzel ellentétben az As és a mobilis Cr(VI) anionként viselkedtek, és a reakciójuk a pH változásra fordított volt.

A nagy koncentráció nem csak olyan toxikus elemek esetében jelent problémát, mint a Cd, Hg, Pb, As, Cr, hanem az egyéb esszenciális mikroelemek, mint Mn, Zn, Cu, B, Mo esetében is (Németh és Kádár, 1991; Szabó és Fodor, 1994). A toxicitás más oldalról is relatív fogalmat takar. Még a toxikus elem is kifejthet áldásos hatást, amennyiben más elem toxikus befolyását mérsékli. Így pl. a káros Cd túlsúly Zn adagolással enyhíthető mind a növényben, mind az emberi vagy állati szervezetben. Terápiás célokra használnak olyan toxikus nehézfémeket, mint a Hg, Pb, As, Sb, Bi, Se stb. (Kádár, 1995; Széles et al., 2007).

Arora et al. (2008) zöldségek nehézfémfelvételét vizsgálták különböző öntözővizek használata során. Munkájukhoz öntöző- és szennyvizet használtak, s arra az eredményre jutottak, hogy a szennyvíz által kijuttatott nehézfémek és egyéb alkotó elemek könnyebben mobilizálódtak. Az általuk vizsgált szennyvízzel öntözött növények (pl.: retek, karfiol, sárgarépa stb.) mind jelentős mennyiségű nehézfémet tartalmaztak. Mishra és Tripathi (2008) a nehézfémek vízinnövények általi akkumulációjával és az ezzel egyidejű a szennyezett közegből történő eltávolításával foglalkoztak. *Pistia stratiotes* L., *Spirodela polyrrhiza* W., *Koch* és *Eicchornia crassipes* növényeken öt nehézfém (Fe, Zn, Cu, Cr és Cd) hatását tanulmányozták. A 15 napos vizsgálat után megállapították, hogy az általuk választott növények mind toleránsak az adott nehézfémekkel szemben és azok nem gátolták jelentősen a növekedésüket amellet, hogy a felvett mennyiség minden kísérleti növényenél más volt.

Megállapításra került, hogy a talaj magas nehézfém-tartalma kisebb termésátlagot okoz a búzánál (*Triticum aestivum*) (Bose és Bhattacharyya, 2008). Kísérletükben 30%-os különbség mutatkozott a nehézfémrel terhelt és a kontroll talajon termesztett búza termésátlagai között.

Kommunális hulladékból előállított, Cu, Pb, Zn és Pb tartalmú komposzt a lucerna (*Medicago sativa*) biomasszájának 20-25 százalékos növekedését okozta a kontrollhoz képest agyagtalajon a (Mbarki et al. 2008). Ellenben ugyanez a komposzt homok talajra kijutattva negatívan hatott a lucerna növény biomassza mennyiségére. Ennek oka a fokozottabb elem akkumuláció, amely valószínűleg a talaj alacsony adszorpciós képességének, így a megnövekedett biológiailag hozzáférhető elemtartalomnak köszönhető. Kruckeberg és Wu (1992) a termeléssel felhagyott kaliforniai rézbányák környékén végzett botanikai felmérés során figyelt fel arra, hogy több összefüggő, de

egymástól függetlenül telepeket kialakító pázsitfűféle is előfordul, amelyek nagy mértékben akkumulálják a rezet kimutatható toxikus hatás nélkül.

Antosiewicz (1995) két növény fajon (*Silene inflata* és a *Biscutella laevigata*) az egyes mezo- és makroelemek – Ca, Mg és P – ólomtoleranciára gyakorolt hatását vizsgálta. Megfigyelései során arra a megállapításra jutott, hogy Ca jelenlétében a *Silene inflata* jobban tolerálja az ólmot, bár a kalcium pontos szerepét nem határozta meg. Bár a szerző nem említi, de magyarázatot adhat erre az, hogy Ca az apatit ($\text{Ca}_5(\text{F}(\text{PO}_4)_3)$) egyik fontos alkotója, amelybe az ólom beépül és így immobilizálódik, felvehetősége pedig csökken.

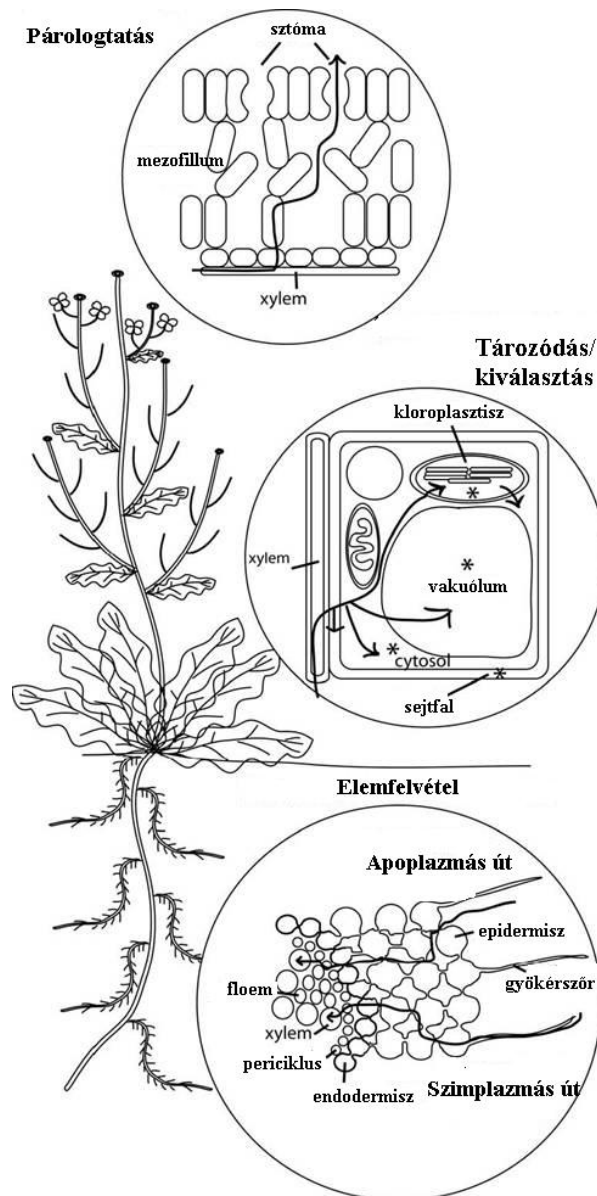
A króm és egyéb fémek kölcsönhatása szintén említésre méltó ugyanis néhány esszenciális elem, mint a vas, a mangán, a réz, és a cink koncentrációjában zavart okozhat a többlet króm jelenléte a növényi szövetekben. A *Phyllanthus amarus* és *Solanum nigrum* krómmal való kezelése jelentős növekedési depressziót okozott és felborította az egyéb esszenciális elemek koncentrációs egyensúlyát (*Rai et al., 2007*).

Pichtel és Bradway (2008) *Spinacea oleracea*, *Brassica oleracea*, *Vicia faba* és egy fűkeverék (*Festuca rubra*, *Lolium perenne*) növényfajainak ólom, kadmium és cink felvételét és akkumulációját vizsgálták üvegházi és szabadföldi körülmények között. Az általuk használt növények, a bab kivételével, mind nehézfém toleránsak voltak. A tesztnövények fejlődése azonban kevésbé volt intenzív, mint a kontrollé. A kadmium káros hatása nem csak a fejlődésben, hanem a belső szerkezetben is elváltozást okoz. A kukorica (*Zea mays*) fejlődésével a Cd felhalmozódott a sejttálmányban, megváltoztatva annak sejtszerkezetét (*Vieira da Cunha et al., 2008*).

A nehézfémek természetű növényekre kifejtett hatásáról *Csathó (1994)* adott részletes hazai és nemzetközi áttekintést. Az élelmiszeripari szennyvíziszap-alkalmazása szántóföldi növénytermesztésnél nem okoz a növényekben jelentős nehézfém-koncentráció növekedést, bár magas cink (Zn) és vas (Fe) koncentráció alakulhat ki. A Zn és a Fe felhalmozás ellenére, nem figyelhetők meg klorotikus tünetek a növényekben (*Dolgen et al., 2007*).

Az oldott nehézfémek felvétele mind szimplazmás (a gyökér sejtmembánjain keresztül) mind apoplazmás úton (sejtek közötti tér) is történhet. Ahhoz, hogy tovább transzlokálódjanak, be kell jutniuk a xilémbe az endodermiszen keresztül. Ehhez azonban át kell lépniük az úgynevezett Caspary-vonalon, ami a növényi gyökerek endodermisének sejtfalában lerakódott vízhatlan anyagból, a szuberinből álló sáv. Ez membrán pumpa vagy kisebb csatornák révén valósulhat meg. Amennyiben a xilémbe

kerül a nehézfém, az növényi nedvek segítségével a hajtásrészek különböző sejt típusaiba áramlik, átlépve azok sejtmembránját, vagy megkötődnek a sejtfalakon. Az egyes nehézfémek komplexképzés, vagy kémiai konverzió segítségével kevésbé toxikus speciációkat hoznak létre a növényi sejtekben, vagy a citoszolban, vakuólumban felhalmozódnak (Peer et al., 2006). Továbbá egyes növényfajok sztómáikon keresztül képesek elpárologtatni a Se, Hg és As elemeket. (1. ábra).



1. ábra Elemfelvétel a növényben (Peer et al., 2006)

A nehézfémek növényekre gyakorolt toxicitása számos, káros biokémiai és fiziológiai változásban nyilvánul meg. A nehézfém stressz alapvetően membránkárosodást, enzimaktivitásbeli változást és a gyökérszövet fejlődésének gátlását jelenti. E jelenségek következményeként felborulhat a tápanyag-gazdálkodás, a hormonháztartás, csökkenhet

a fotoszintetikus aktivitás, illetve elégtelen vízellátás, transzspiráció léphet fel (*Bidar et al., 2007; Toppi et al., 2007; Tewari et al., 2008*).

2.2. Nehézfémzennyezés értékelési módszerei

A szennyezés területi eloszlásának megállapításához a reprezentatív mintavételi stratégia és módszer meghatározása alapvető feladat. A mintavételezés nehézségét tovább növeli, hogy a légköri eredetű szennyezéshez hasonlóan a talajszennyezés esetében is több forrás együttes jelenlétével kell számolni, amely ráadásul térben és időben folyamatosan változik. A közúti nehézfémzennyeződés elemzése során, melynek forrása a légköri kiülepedés vagy a felszíni lefolyás, meghatározó a felső néhány cm-es talajréteg (*Hamilton és Harrison, 1991*). A por mintavételezése porgyűjtő kád, seprés vagy vákuumos gyűjtés segítségével történhet.

A mintavételi eljárások kiválasztása során a fő szempont, hogy a különösen szennyezett területek állapotáról a legtöbb információt gyűjtsük össze a legkevesebb számú minta révén. *Kádár (1998)* nagy felületen, mérsékelt szennyezett talajok esetében részletesen elemzi a hagyományos átlagmintavételi eljárásokat. A feltételezeten homogén eloszlású (általában szervesetlen) szennyezés vizsgálatokor átlagmintákat képezünk. A szisztematikus mintavétel során valamilyen szabályos térbeli rács rácsponthoz veszünk rendszeresen mintákat. A szisztematikusság révén a „térbeliség” jól érvényesül, azonban a rácsméret nagyságától függően a reprezentativitás esetleg sérülhet. Előfordulhat, hogy a szennyezett terület a térben meghatározott monitoringháló közeibe, „lyukba” kerülhet (*Tamás 2002*).

Ugyanakkor a bányászati tevékenység lokálisan jelentős környezetszennyezést okoz, mivel a talajtani sajátosságok és különösen a szennyezettség mértéke kis távolságokban akár nagyságrendekkel is változhat. E szennyezett területek felmérésekor általában eltérő, esetenként más-más mintavételi stratégiákat (szisztematikus, random) követnek, és a minták száma nem feltétlenül reprezentatív (*Dudka és Adriano, 1997*). A mintavételi helyek pontos kijelölésében alapvető segítséget az előzetes hiperspektrális anyagvizsgálatok jelenthetnek.

2.2.1. Hiperspektrális távérzékelés a környezet állapotfelmérésben

Napjainkban a környezetről gyűjtött és hatékonyan feldolgozott információk kiemelt szerepet kapnak a gazdasági, ipari és környezetvédelmi folyamatok azonosításában, értékelésében és tervezésében (*Burai és Pechmann, 2004*).

Azonban a nehézfémekkel szennyezett területek felmérése, gyors részletes megismerése meglehetősen komplikált az eltérő viselkedésük, és térbeli eloszlásuk miatt. Számos kutató (Szucs *et al.*, 2002; Yan és Bradshaw, 1995) foglalkozott savas bányameddők karakterizálásával (Kabata-Pendias, 2001) és a talaj-növény kapcsolatrendszer elemzésével (Csathó, 1994; Abdorhim *et al.*, 2004; Kádár, 1991; Tury *et al.*, 2008). Távérzékelési, térképészeti módszerrel történő nehézfém térbeli eloszlásának felmérése azonban még nem kiforrott, általánosan elterjedt alkalmazás. Napjainkban már számos hazai kutató (Kardeván *et al.*, 2003; Juhász *et al.*, 2004; Burai, 2006) is foglalkozik a távérzékelés, azon belül a hiperspektrális technológia környezeti állapotfelmérésben való alkalmazhatóságával.

A távérzékelés a földfelszín különböző anyagú és hőmérsékletű elemeiről visszaverődő, vagy az azokból kibocsátott elektromágneses hullámok érzékelésén alapul. Fizikai alapja az elektromágneses sugárzás térbeli és időbeli változásainak detektálása (Sabins, 1997). A földfelszínre vonatkozó információk gyűjtése céljából ezeket az elektromágneses spektrumokat olyan berendezések alkalmazásával rögzítik és értelmezik, amelyek nincsenek közvetlen kapcsolatban a vizsgálat tárgyával, hanem attól bizonyos távolságra helyezkednek el. Korunkban, a távérzékelésben használt eszközök és módszerek gyors fejlődésével, lehetőség nyílik az elektromágneses spektrum mind szélesebb tartományából történő információgyűjtésre. Az adatgyűjtésre használatos szenzorok különböző hordozóeszközökön helyezkedhetnek el, légi és földi egységeken egyaránt. Az információk feldolgozása és kiértékelése során azonban szükségesek a klasszikus mintavételezési eljárásokkal gyűjtött referencia adatok is. Az elmúlt évtizedekben az adatrögzítő eszközök is egyre tökéletesebbé, egyre nagyobb kapacitásúvá váltak, amely lehetővé teszi a nagy területről azonos felmérés során gyűjtött információhalmaz tárolását, valamint az adatok későbbi reprodukálhatóságát (Berke *et al.*, 2004).

Egy vizsgálandó terület geológiai viszonyainak, ásványainak meghatározása, vegetációjának feltérképezése a területről készült multispektrális, hiperspektrális felvételtől leolvasható spektrális tulajdonságok alapján határozható meg (Sabins, 1999; Jung *et al.*, 2006). Az ásványtani elemzés során fő problémát a széles hullámhossz sávokat alkalmazó multispektrális szenzorok okozhatják, hiszen ezek nem biztosítanak elegendően nagy spektrális felbontást az adott területről. Így a finom spektrális különbségek nem érzékelhetők, az elemzés eredménye is elnagyoltabb, felületesebb (Kruse *et al.*, 2003).

A hiperspektrális szenzorok azonban nagyban különböznek a multispektrálisoktól. A hiperspektrális szenzor nagy spektrális felbontást biztosít úgy, hogy a nagyszámú, akár több, mint száz keskenysávú (10 nm vagy kisebb szélesség) csatorna fedi le a spektrális görbét (*Polder és van der Heijden, 2001*). Ennek köszönhetően konkrét anyagokat, ásványokat, illetve növényfajokat lehet meghatározni, míg a multispektrális technológiák alkalmazása során csak anyagcsoportok közötti különbségek meghatározására van lehetőség (*Kruse et al., 2003*).

Ásványtani vizsgálatok

Nehézfémekkel szennyezett felhagyott bányameddők környezetre gyakorolt hatásának elemzésekor kulcsfontosságú a nehézfémek térbeli eloszlásának vizsgálata. Az általánosan elterjedt módszerek, amelyek magukba foglalják a mintavétel, laboratóriumi mintaelemzés, adatfeldolgozás munkafolyamatait, sok időt emésztnek fel, amellett, hogy meglehetősen költségigényesek (*Ferrier, 1999; Kemper és Sommer, 2002*). Ezzel ellentétben a hiperspektrális távérzékelés megoldást jelenthet a nehézfémek gyors feltérképezésében (*Tamás et al., 2005*). Nehézfém-tartalmú ásványok hiperspektrális úton történő meghatározásával (*Farrand és Harsanyi, 1997; Ferrier, 1999; Nagy, 2006*), illetve a felhagyott bányameddő savanyodásáért felelős ásványok karakterizálásával (*Montero et al., 2005; Tamás et al., 2002*), indirekt úton történő pH meghatározásával (*Sares et al., 2004*) számos tanulmány foglalkozik. A földtani közeg nehézfém-tartalmát statisztikai modellek és reflektancia adatok alapján is meg lehet becsülni (*Wu et al., 2005; Kemper és Sommer, 2002*).

Kutatások bizonyítják, hogy a területen megtalálható ásványok, ásványtársulások meghatározására az 1,5-1,8 μm és 2-2,5 μm közötti hullámhossz tartományok adatai alkalmasak (*Kardeván et al., 2003; Pechmann et al., 2003*). Azonban az adott ásványtani tulajdonságok (kristályszerkezet, funkciós csoportok stb.) is befolyásolják az egyes reflektancia spektrumok lefutását. *Bishop és Murad (2005)* megállapításai szerint a szulfát és hidroxil csoportok, a fém-oxigén kötések és a rácsszerkezet rezgései határozzák meg az alunit és jarosit ásványok spektrumainak lefutását. A jarosit szulfát és hidroxil csoportjai a 4,5-5,1 μm , 2,41, 2,63 μm és 2,26-2,27 μm , míg alunit ugyanezen csoportjai 4,3-4,6 μm , 2,44-2,53 μm , 2,17-2,22 μm közötti tartományokon mutatnak jellegzetes eltérést a reflektancia lefutásában. *Gilmore et al. (2008)* vizsgálatai rámutattak arra, hogy a 430 nm és 930 nm-en a Fe^{3+} rácsszerkezete, 1470, 1850, 2250, 2270, 2500 nm-en a hidroxil csoportok befolyásolják a jarosit adszorpciós

tulajdonságait. Hasonló következtetésekre jutott *Ben-Dor et al. (1999)*, miszerint 400-1200 nm-en kristályszerkezet, illetve az Fe-O abszorpció, 2200 nm-en a hidroxil csoportok jellemzik az ásványok spektrális tulajdonságait. Emellett *Gaffey (1987)* megállapításai szerint az ásványokat alkotó karbonátok abszorpciója 2,33 μm -en a legnagyobb.

Vegetációelemzés

Nagy területek különböző célú felmérésére egyre elterjedtebben alkalmaznak távérzékelési mérési módszereket. Ily módon erdőgazdálkodási, mezőgazdasági és talajszennyezettség-felmérési céllal egy adott vegetáció állapota is meghatározható pl. a klorofill jellemző reflektancia-spektrumai alapján. Számos spektrum-feldolgozási technika létezik, amelyek különböző pontossággal becsülik a vegetáció klorofill-tartalmát (*le Maire et al., 2004; Zhang et al., 2008*). A spektrális reflektancia értékek és a vegetáció toxikuselem-tartalma közötti összefüggés nem feltétlenül adódik szignifikánsnak, melynek oka az, hogy a fitotoxicitáshoz rendelhető elem-koncentráció fajonként és elem-specifikusan változó. Ugyanakkor a felvehető toxikuselem-koncentráció emelkedésével egyes tanulmányok szerint növekszik, míg mások szerint (*Gitelson et al., 2003*) csökken a növények klorofilltartalma. Emellett a toxikus elemek a klorofill-spektrum eltolódását is előidézhetik, amely egyaránt lehet a toxikus elemek közvetlen vagy közvetett hatásának megnyilvánulása (*Hecker, 2003*). E kettősségnek valószínűbb oka az, hogy a nehézfémek gátolják a klorofill bioszintézisét, vagy a fotoszintetikus apparátust felépítő klorofill-protein komplexek arányait, illetve a kloroplasztiszok tilakoid membránszerkezetét. Azonban kis koncentrációkban ugyanezek a nehézfémek stimuláló hatást váltanak ki a növényben, klorofilltartalma megnövekszik, növekedési paraméterei is pozitívan változnak.

A spektrum látható tartományában jelentkező minimum a növényi levelekben található pigmenthez köthető. A klorofill erősen elnyeli a 450-670 nm közötti hullámhossztartományt. Az infravörös tartomány felé haladva 700 nm-nél az egészséges növényzet reflektanciája ugrásszerűen megnő. A 700-1300 nm közötti sávban az egészséges növényzet visszaveri a beérkezett energia 40-50%-át. A növényzet visszaverő képessége a 700-1300 nm közötti sávban főleg a levélzet belső szerkezeti sajátosságából következik. Így a mért visszaverődés lehetőséget ad a fajok elkülönítésére, még akkor is, ha ezek a fajok nagyon hasonlóak a látható fény alapján (*Berke et al., 2004*). A levelek reflektancia tulajdonságait a sejtfalak felületének összege, és nem a

sejtközötti terének mérete határozza meg. A levelekben a sejtfalak és sejtek közötti járatok ideális szinterei az elektromágneses sugarak többszörös szóródási folyamatainak (Kumar *et al.*, 2001). A növényi szövetek víztartalmának megbecslése a stressz állapot meghatározása érdekében, már hosszabb ideje foglalkoztatja a kutatókat. Az eddigi vizsgálatok azt mutatják, hogy a vízstressz meghatározására a 760-790 nm-es tartomány alkalmas (Jung, 2005). A nehézfémfelvétel alapvető növényélettani folyamatokra gyakorol hatást; blokkolja a klorofill és mitokondriális elektron transzportot, így reaktív oxigén gyökök szabadulnak fel. Az szabad oxigén gyökök a sejt lipid- fehérje- és nukleinsav szerkezetében okoznak károkat (Bidar *et al.*, 2007).

Az NDVI³ (Normalised Difference Vegetation Index) a távérzékelésben igen elterjedt vegetációs index. Rouse *et al.* (1974) fejlesztették ki, és a fotoszintetikusan aktív vegetációt mutatja meg. Az NDVI nem ad pontos referenciát (Huete, 1988), ha az adott képpontban a vegetáció alatt látható a talaj, erre az esetre dolgozták ki ebből a SAVI⁴-t. Olyan esetekben alkalmazzák, amikor feltételezhető, hogy a vizsgált területen a vegetációban talajfoltok is előbukkannak a növényzet alól. Az NDVI és a SAVI első generációs indexeknek tekinthetők. A VÉP⁵ vagy angolul REP⁶ görbeértékelésen alapuló, második generációs vegetációs index (Broge és Mortensen, 2002). A VÉP értékét a 690-720 nm-ig terjedő tartományban található görbe inflexiós pontjának helyzete adja meg. Szerepe a vegetációelemzésben az, hogy erősen korrelál a klorofilltartalommal, így növekvő a klorofilltartalommal a VÉP a nagyobb hullámhossz-tartomány felé tolódik el (Blackburn 2002). Meghatározása nehéz feladat, mert helyzetének vagy lefutásának meghatározása jelentősen függ a felhasznált csatornák számától is (Harris *et al.*, 2005).

2.2.2. Fitotoxikológiai tesztek a környezeti állapotfelmérésben

A nehézfém fitotoxicitását élő növényekre gyakorolt toxikus hatásként lehet leírni, amely során a tesztnövények a szennyezőanyagot tartalmazó táptalajban fejlődnek, miközben az egyes szennyezőanyagokat felveszik és akkumulálják (Chang *et al.*, 1992). A fitotoxikológiai és biomonitring módszerek használata vegyi szennyeződés ellenőrzésekor számos előnnyel bír, a kémiai monitoringot kiegészíti, és részben helyettesítheti. A biomonitring és fitotoxikológiai módszerek gyakran olcsóbbak,

³ Normalised Difference Vegetation Index – Normalizált Differenciált Vegetációs Index

⁴ Soil-Adjusted Vegetation Index – talaj tényezővel módosított vegetációs index

⁵ vörös él pozíció

⁶ Red Edge Position

pontosabbak és érzékenyebbek a környezetben lejátszódó kedvezőtlen feltételek jelzésére, mint a kémiai analízis. Ez abból a tényből adódik, hogy a biológiai válasz integráló és akkumuláló természetű, különösen a fejlettebb biológiai szervezetek esetén. Ez a szükséges mérések számának csökkentéséhez vezethet mind térben, mind a mérések gyakoriságában (*Gruiz, 2000*).

A fitotoxikológiai tesztek a veszélyes anyagok ökoszisztémára és a különböző társulási szintekre kifejtett hatását vizsgálják, a vegyi anyagok jellemzésére, környezeti hatásvizsgálatra és a kockázatfelmérésre szolgáló elővizsgálati eszköz. A már szennyezést elszenvedett területek feltárásában, lehetséges ártalmatlanításban az egész folyamat nyomon követésében és utólagos monitorozásában segítséget nyújtó biológiai eljárás, ami megfelelően reprezentálja a szerves és szervesetlen anyagok toxicitását (*Darvas és Székács, 2006*).

A környezeti toxikológia több szintre bontható a vizsgált hatás szempontjából. Lehet egyedet, populációt, társulást és teljes ökoszisztémát vizsgálni. Egyedre vonatkoztatva annak növekedését, energiaháztartását, biokémiai folyamatait, mutációját, esetleges pusztulását; a populációknál pedig a szaporodási készséget, az egyedek sűrűségét, eloszlási tendenciáit vizsgálja. Társulás tekintetében a fajok számát, a közöttük kialakult kapcsolatokat, az esetleges indikátor fajok meglétét, a teljes ökoszisztémára nézve a teljes rendszer anyag és energia háztartására koncentrál az ökotoxikológia rendszere. A fitotoxikológia mindezen vizsgálati lehetőségek felhasználása a növényi életformáknál, azaz a növények különböző társulásainak vizsgálata az említett szempontok alapján (*Gruiz et al., 2001*).

A fitotoxikológiai vizsgálatokra használt élő szervezeteknek több szempontból is megfelelőnek kell lenniük, ezek az általános követelmények a következők:

- Feleljenek meg a vizsgálat céljának: a vizsgált szennyezőanyag számszerűen mérhető élettani válaszreakciót produkáljon; vagy megfelelően változtassa.
- A válasz extrapolálható legyen a környezetre.
- A mérés és az eredmény pontos és egyszerűen reprodukálható legyen.
- Laboratóriumi körülmények között megfelelő életképességet mutasson.
- A kísérlet során alkalmazott körülmények között válaszreakciója értelmezhető legyen.
- Legyen érzékeny több különböző típusú anyagra.
- Könnyen hozzáférhető legyen.
- Jelezze megfelelően a trofitás szintjét.

A kritériumok egy része nehezen teljesíthető, sok esetben ugyanis nem ismerjük a vizsgálni kívánt közeget és annak jellemzőit, így nem biztos, hogy a megfelelő testlőlényt választjuk. A tesztorganizmusok között lehet olyan is, amely az adott társulás legérzékenyebb egyede a vizsgált anyagra nézve. Ez alapján az adott organizmus az adott környezetre gyakorolt minimális szennyezést is ki tudja mutatni (Fleit és Gulyás, 1989).

A tesztek szintjei:

Algatesztek

Az algák használata ökotoxikológiai vizsgálatokra általánosan elterjedt a világon (OECD Guideline, 2002), talajok esetén azonban csak a talajkivonat tesztelhető velük, így az algák a talajok ökotoxikológiai tesztelése szempontjából kisebb jelentőségűek.

Magasabbrendű növényi tesztorganizmusok

A fejlettebb növények általában érzékenyebbek a szennyezőanyagokra, mint a baktériumok. Számos bioteszt alacsonyabb- és magasabbrendű növényeket használ szennyeződések kimutatására (Felföldy, 1987).

A növényi tesztek végzését az teszi lehetővé, hogy sok növény magvai csírázáskor, illetve az azt megelőző duzzadási fázis alatt érzékenyek a környezeti behatásokra, változásokra, így ezek befolyásolhatják a fejlődés korai állapotát. A különböző végpontok, mint a túlélés, csírázás, korai növekedési állapot könnyen vizsgálhatók. Mivel sok növény magjának a sejtosztódása, ásványianyag transzportja, metabolizmusa nagymértékben függ a közegtől, a potenciálisan toxikus nehézfémek és szerves szennyezés vizsgálatára kidolgozott növényi tesztek a magcsírázáson, gyökérnövekedésen alapulnak. A szabványok többnyire egygyári növényeket és fűféléket javasolnak. Általánosan javasolt növények: angolperje, bab, búza, cirok, bükköny, kínai káposzta, lóhere, mustár, repce, retek, rizs, saláta, tarlórépa, zsázsa. Ramirez et al. (2008) kutatásaik során a felsorolt növények közül többet is sikeresen alkalmaztak csírázásgátlási és gyökérnövekedési teszteknel. A csíratesztek és a gyökérnövekedés gátlás mellett egyéb tesztek is elterjedtek: a fotoszintetikus aktivitást vizsgáló, a biokémiai indikátorokat alkalmazó és a szimbiotikus nitrogén-kötési tesztek (Gruiz et al. 2001).

Reprodukciós teszt

Számos fitotoxikológiai tesztet dolgoztak ki édesvízi zöld algákkal, békalencsével, kékeszöld algákkal, kovamoszatokkal és gyökeres makrofitákkal (egész növények és

magok). Több tesztmódszert standardizáltak mikroalgákra, amelyek elsősorban a vegyszerek, szennyvizek, kommunális és veszélyes hulladékokból kilúgzott anyagok vizsgálatára alkalmazhatóak (MSZ 22902-2, 1989; MSZ 21978-36, 1989).

A különböző tesztorganizmusok érzékenysége egy adott szennyezőanyagra nagy változatosságot mutat. Ha kockázatfelmérésre akarjuk használni az eredményt, és pesszimista becslést alkalmazunk, célszerű a szennyezőanyagra legérzékenyebb fajt választani a tesztelésre. Természetesen ezen elv megvalósíthatósága csekély, hiszen az ökotoxikológiai tesztelést erősen bonyolítaná az esetről esetre történő tesztorganizmus választás. Ezért biotesztelésre olyan tesztorganizmust célszerű használni, amelynek már ismerjük az érzékenységét különböző szennyezőanyagokra. Így tesztfajokra való tekintet nélkül a fitotoxikológiai adatoknak elérhetőbbnek és hatásosabbnak kell lenniük a környezeti kockázatértékelésben, ezért további információszerzés szükséges a különböző fajok érzékenységével kapcsolatban (Lewis, 1995). Nehézfémekkel szennyezett vizek toxicitás vizsgálata során a nehézfémekre különösen érzékeny *Lemnaceae* osztály számos faját (*Lemna sp.*, *Spirodela sp.* és *Wolfia sp.*) alkalmazzák a reprodukciós tesztekhez (Wang, 1986, 1990; Huang et al., 1991; Greenberg et al., 1992; Nagy et al., 2005), mivel rendkívül elterjedtek, gyorsan fejlődnek és szaporodnak; legtöbb esetben a gyökeres növényeknél gyorsabban (Hillman, 1961).

Csíránövény teszt

A fitotoxikológiai tesztek széles perspektívájából a csírázás gátlás és a gyökérnövekedés teszteket összefoglalóan csíránövény tesztnek nevezzük. Ez az összevont eljárás nagy pontossággal megmutatja az adott minta toxicitását a tesztnövényre vonatkoztatva, összevetve egy kontroll tenyésztettel. A csírázási százalékot és a gyökérhosszúságot együttesen vizsgálva megalapozhatók a környezeti hatástanulmányok és az esetleges további vizsgálati módszerek, amelyekkel még pontosabb képet kaphatunk egy adott szennyezésről (Gong et al., 1998; Nagy et al., 2008). A csíránövény tesztet világszerte rendszeresen és eredményesen alkalmazzák a legkülönbözőbb természettudományos vizsgálatok során (Riepert és Felgentreu, 2002). Könnyű kezelhetősége miatt széles körben alkalmazott módszer, amely során a vizsgálandó közegbe adott növényfajtól származó magvakat helyeznek el és meghatározott idő elteltével megszámlálják a kikelt csíránövények számát. Moreira et al. (2008) szennyvíziszap komposzt és szennyezett talaj összehasonlítására sikeresen alkalmazták a csírázásgátlás módszerét *Brassica rapa* és *Avena sativa* növények

felhasználásával. A csírázásgátlás mellett más paraméterek mérése is elterjedt az egyes szennyezők toxicitásának vizsgálatára. Kutatások alapján az angolperje hajtásmagassága lehet az egyik legalkalmasabb növényélettani paraméter a kadmiummal, ólommal és/vagy rézzel szennyezett talajok toxicitását értékelő növényi biotesztben (Barna, 2007). A csírázásgátlási teszthez hasonló körülmények között, gyakran azonos kísérletben vizsgálják a kicsírázott magvak gyökereinek hosszát. (Janoušková et al., 2006). Csíratesztre javasolt tesztnövények közé tartoznak még: uborka, saláta, retek, rizs, köles, mustár, repce, zsázsa, vörös here, búzafélék [Organization for the Economic Cooperation and Development (OECD) 1984], zab, kukorica, káposzta, sárgarépa, szója, paradicsom, angol perje, hagyma, bab [United States Food and Drug Administration (USFDA), 1984; United States Environmental Protection Agency (USEPA), 1996].

Csíranövény tesztekkel azonban nemcsak egyes szennyezők hatásait lehet vizsgálni, hanem egyes növényfajok az éghajlat által befolyásolt lehetséges földrajzi elterjedését is (Grenz és Sauerborn, 2007).

A csíratesztek előnye, hogy számos tényezőt kontrollálhatunk, míg a vizsgálat tárgyát nem képző faktorok hatása általánosítható, vagy éppen figyelmen kívül hagyható. Ezenkívül pontosan ismerjük a hozzáadott anyagok mennyiségét is.

2.3. Természetes kármentesítési technológiák

Az okozott szennyezést általában fizikai-kémiai technológiákkal meg lehet szüntetni, ám azok gyakran költségesek és a közeg biológiai aktivitását csökkentik. Megállapítható, hogy a fizikai és kémia technológiák igen hatékonyak, gyakran 98-99 %-os szennyezés felszámolást is elérhetünk alkalmazásukkal. Gyorsan, rövid idő alatt kivitelezhetőek.

A biológiai (beleértve a mikrobiológiai és magasabb rendűekkel végzett tisztítást) tisztítási technológiák csak bizonyos szennyezettségi koncentrációk mellett alkalmazhatóak. Időben sokkal lassabban lejátszódó és a környezeti állapot változásra érzékenyebb megoldások. Kivitelezésük speciális szakismeretet igényel. A kármentesítés teljes időtartamára vetített költségük azonban nagyságrendekkel kisebb, mint a fizikai és kémiai eljárásoknál. Azokon a helyeken, ahol a célobjektum elérési ideje nagy és jelentős felületekre kiterjedő célérték közeli szennyezést találunk, előnyben kell részesíteni a biológiai *in situ* megoldásokat (Simon, 2004).

Gyakorlatban sokszor kevert fiziko-kémiai-biológiai technológiát alkalmaznak a nehézfémekkel szennyezett talajok, talajvizek megtisztítására. Azokon a kritikus helyeken („hot spots”), ahol igen jelentős a szennyezés, radikális fizikai és kémiai megoldásokat alkalmaznak. Míg az enyhén szennyezett környező területeken biológiai módszereket alkalmaznak, fizikailag izolálják a szennyezett és a nem szennyezett területeket egymástól (Tamás, 2002; Simon, 1999). A fizikai, kémiai kármentesítési módszerek között mindenképp meg kell említeni a szennyezett közegek izolálását, a talajmosást, az ioncserét, a kicsapatást, a derítést és a stabilizálást (Szabó, 2002).

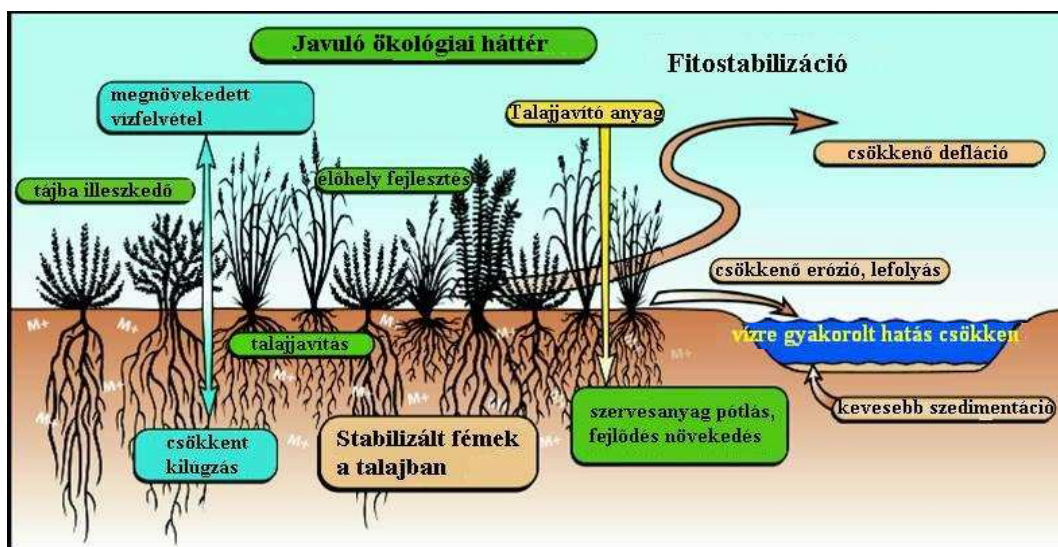
A kármentesítési technológiák speciális módszere a fitoremediáció, amely során a specifikusan kiválasztott a természetben előforduló, vagy arra nemesített (esetleg génszűrés útján előállított) fém-akkumuláló növények (hiperakkumulátorok) és a rizoszférában lévő mikroorganizmusok segítségével a talajból, a felszíni és a felszín alatti vizekből és a levegőből a különböző szerves és szervesetlen szennyező anyagok (szénhidrogének és klórozott származékaik, nehézfémek, stb.) eltávolítása, lebontása vagy lokalizációja történik az adott közegben. A növényfajok fitoremediációs képességét főleg azok evapotranszpirációs jellemzői, a szennyező anyag tűrőképessége, a degradációs folyamatokhoz a lebontást végző enzimek megléte, a növekedési sebességük és a hozamuk, valamint a gyökérszóna mélysége határozza meg (Cunningham et al., 1995). A fitoremediáció előnyei közé tartozik, hogy *in situ* módon kivitelezhető környezetkímélő technológia, a napfény energiája hasznosul, lényegesen olcsóbb, mint a hagyományos fizikai vagy fizikai-kémiai talajtisztítási eljárások, és kevesebb másodlagos szennyezés keletkezik az alkalmazásakor (Tamás, 2002; Simon, 1999; Simon, 2004).

Széleskörű alkalmazásának lehetséges akadályai között szerepel a rehabilitációhoz szükséges hosszú idő, a növények által eltűrt szennyezés mennyisége és a tény, hogy csak a biológiailag hozzáférhető szennyezéseket kezeli. Ökológiai, toxikológiai és egészségügyi szempontból a biológiai hozzáférhetőség a legfontosabb (Vajdáné, 2002). A mentesített közeg mélységét a gyökérszóna mélysége határozza meg (általában csak sekély mélység esetén alkalmazható), nehézfémek magas koncentrációja toxikus lehet a növényekre. A fémtávolítás szezonális lehet helytől és növénytől függően, továbbá a fitoremediáció nem hatásos erősen kötött, oldhatatlan szennyezők kármentesítésére. A stabilizált szennyező anyagok mobilizálódhatnak, bekerülhetnek a felszín alatti vizekbe. és a növények közvetítésével beléphetnek a táplálékláncba (Németh, 2001; Tamás, 2002; Szabó, 2002).

A fitoremediáción belül újabb fogalmak, illetve eljárások alakultak ki az elmúlt időszakban, mint például a *fitostabilizáció*, a *rizofiltráció* és a *fitoextrakció*, amelyekkel a nehézfémekkel terhelt közeget hosszú távon kármentesíthetők. A kármentesítés során a szennyezett növényi biomasszát összegyűjtik és ellenőrzött körülmények között feldolgozzák. A nehézfémeket tartalmazó biomassza tömegét komposztálással, égetéssel lehet csökkenteni. Az alacsony hőmérsékleten történő égetés után a hamuban 10-30 % ban jelenlévő fémet stabilizálják, vagy újra kinyerik (Chaney et al., 2007).

Fitostabilizáció

A fitostabilizáció során nehézfém-toleráns növények (pl. fűfélék) segítségével a nehézfémek mobilitása lecsökkenthető, és ezáltal megakadályozható azok talajvízbe való oldódása, illetve a légkörbe kerülése. (2. ábra).



2. ábra Fitostabilizáció (Pierzynski et al., 2002)

A fitostabilizáció első lépéseként a szennyezők biológiai elérhetőségének, toxikusságának csökkentése a cél, mivel ez kulcsfontosságú egy adott terület stabilizálásához, amely hozzájárul a szél és víz erózió csökkenéséhez, a szennyező anyag transzportjának szignifikáns lassulásához. Ennek érdekében a talajra különféle adalékanyagokat kell kijuttatni azért, hogy megfelelő életteret biztosítsunk a telepítendő növényállománynak (Mench, 2005). Simon et al. (2005a) és Simon et al. (2006) szerint mész, szennyvíziszap komposzt és zeolit adalékanyagokkal a gyöngyösorosi bányameddő stabilizálható, és ezen a közegen arbuskuláris mikorrhiza gombákkal szimbiózisban élő vörös csenkesz (*Festuca rubra*) telepíthető meg (Simon et al.,

2005b). A gyöngyosoroszi terület stabilizálása öt tömegszázalékban kiadagolt Fe-Mn-mentesítő csapadék kijuttatásával is megoldható (Anton és Barna, 2008). Gruiz *et al.* (2007) és Feigl *et al.* (2008) megállapításai szerint, a gyöngyosoroszi, diffúzan szennyezett területek kémiai stabilizációja erőművi pernye kijuttatásával megoldható, ezáltal lényegesen csökkenthető a Toka patak vizének toxikus fém koncentrációja is. Helmisaari *et al.* (2005) kommunális eredetű hulladék és forgács komposztját sikerrel alkalmazta egy finnországi Cu és Ni kohászüzemhez közeli nehézfémekkel terhelt terület stabilizációjára. További szerzők mészkő (Stuczynski, 2005), illetve mészkő és szennyvíziszap (Tsadilas, 2005) együttes alkalmazását javasolják a fitostabilizáció előkészítésére. A fitostabilizáció egyik kritikus faktora a növényfaj(ok) kiválasztása. Felhasználhatóak a helyszínen élő fajok, a fenntarthatóság kilátásait növelik az évelő fajok, melyek eróziócsökkentő hatásúak. Emellett energianövények termesztése a harmadik lehetőség, amely gazdasági haszonnal is jár. A fitostabilizáció kritikus faktorai a következők (Japenga *et al.*, 2005):

- A terület lehetséges gazdasági haszna: energianövények;
- Pozitív hatások az erózióra: évelő növények;
- Alacsony kimosódás az immobilizálódás hatására;
- A területre telepített növények alacsony fémfelvétele, ezáltal a táplálékláncba való bejutás csökkenése.

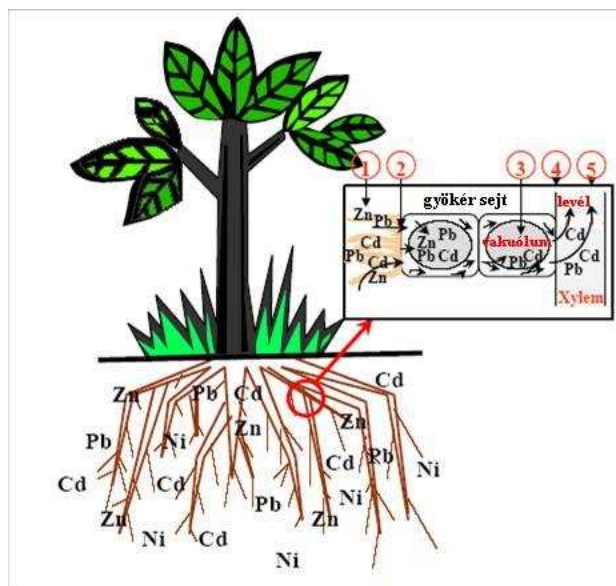
Fitoextrakció

A fitoextrakció során magasabb rendű növényeket alkalmaznak a fémekkel (illetve egyes szerves szennyező anyagokkal) szennyezett talajok megtisztítására.

A legtöbb esetben növények gyökereiben és a sejtfalakban történő nehézfém immobilizáció következménye a toxikus elemekkel szembeni rezisztencia. A fitoextrakció számára ideális növényfajok a fémek nagy mennyiségével szemben toleránsak (a növényi szövetek nem károsodnak), azonban jelentős mennyiségű fémet akkumulálnak, gyorsan növekednek, jelentős mennyiségű biomassza termelésére képesek, kiterjedt gyökérrendszerrel rendelkeznek (Garbisu *et al.*, 2001). Elképzelhető genetikailag módosított növényfajok felhasználása is ilyen célokra, de figyelembe kell venni ezek környezeti, humánegészségügyi kockázatát, a szennyezés átvitelének lehetőségét a táplálékláncba, és a környezeti hatásokat (Vajdáné, 2002).

A *folymatos fitoextrakció* során különleges, a fémek hiperakkumulációjára képes növényeket alkalmaznak a nehézfémekkel szennyezett közegek megtisztítására. Speciális

fém-akkumuláló növények a könnyen betakarítható földfeletti szerveibe (hajtásába), juttatják a nehézfémeket (3. ábra). A termelődött biomasszát összegyűjtik, és ellenőrzött körülmények között szárítják, hamvasztják, majd deponálják, vagy fémeket nyernek ki belőle (Simon, 1999). Hiperakkumulációról (Brooks, 1998) akkor beszélhetünk, ha a növény adott szervében a fémkoncentráció meghaladja az 1000 mg/kg szárazanyag értéket. A növény tehát jóval nagyobb mennyiségben veszi fel az adott elemet, mint az annak talajbéli koncentrációjából következne. A hiperakkumuláció koncentráció kritériuma nehézfémeként változik, a fémakkumuláció pedig fajspecikus. Elsősorban érclelőhelyek közelében, nehézfémekben gazdag ún. metallifer vagy szerpentintalajokon találhatóak olyan őshonos növények (*Thlaspi*, *Alyssum*, *Sebertia* fajok), melyek igen nagy mennyiségben képesek cinket, nikkelt, kadmiumot, ólmot, mangánt, rezet és kobaltot felhalmozni föld feletti szerveikben (Simon és Wenzel, 2003; Simon, 2004). A mérsékelt égövi hiperakkumulátor növények elsősorban a keresztesvirágúak (*Brassicaceae*), a trópusiak a kutyatejfélek (*Euphorbiaceae*) családjába tartoznak, fűfélékként, gyomként, cserjeként, félcserjeként, faként fordulnak elő.



3. ábra Fitoextrakció folyamata (McGrath, 1998)

Ernst (1996) szerint a fémek akkumulációja három faktor függvénye. A fémfelvétel a közeg szennyezettségétől, a nehézfémek biológiai hozzáférhetőségétől és a növény akkumulációs képességétől függ. Sikeres fitoextrakció csak akkor érhető el, ha évente 20t/ha, vagy azt meghaladó a száraz biomassza-hozam és ha a növényi szövetek 1-2%-os fémkoncentrációval jellemezhetők (Chaney et al., 1997).

Az *indukált fitoextrakció* során (indukció=elindítás, gerjesztés) kelátképzők talajba juttatásával teszik a fémeket könnyen felvehetővé nagy biomasszát képző növényfajok (pl. kukorica, szareptai mustár, nádfélék) számára. Fémeket kelatizáló vegyületeket (pl. EDTA⁷-at, etilén-bisz(oxi-etilén-nitrilo)-tetraecetsavat, citromsavat) akkor juttatják a talajba, amikor a növény föld feletti hozama eléri a maximumot. A növények így néhány napig jelentős mennyiségű vízoldhatóvá alakított fémet (Pb, Cr, U) vesznek fel és juttatják azokat hajtásaikba. Ekkor kell a sokszor már elpusztult növényeket betakarítani (*Tamás et al., 2008*). Komplexképzők alkalmazása azonban gondos mérlegelést igényel, nehogy a komplexképző anyagok révén a mobilizált fémek lejussanak a talajvízbe. Ígéretesnek tűnik a szerves, természetes eredetű növényi vagy mikrobiológiai komplexképzők alkalmazása (*Vajdáné, 2002*).

A *passzív fitoextrakció* során gyorsan fejlődő nagy biomasszát képző növényeket, nád- (pl. kínai nádat *Miscanthus*-t, olasz nádat *Arundo*-t) és fűféléket, illetve fafajokat, leginkább nyárfákat (*Populus sp.*), fűzfákat (*Salix sp.*) (*Máthé-Gáspár és Anton, 2005a*), illetve nyír-, éger- és juharfákat ültetnek a szennyezett talajra, bányameddőre. Feltétlenül meg kell említeni azt, hogy pl. a fűzfánál a levélzet Zn-tartalma több, mint 4-szerese a fás vesszőének (*Anton et al., 2002*). Botolással, az avar gondos összegyűjtésével, a fák kivágásával jelentős mennyiségű cinket, kadmiumot és nikkelt lehet a szennyezett talajból ily módon néhány év alatt eltávolítani (*Lakatos et al. 2001*). A fitoextrakció során fontos, hogy a fémakkumuláló növények növekedését gátló tényezőket kiküszöböljük, a talajt műtrágyázni, meszezni, öntözni, növényvédő szerekkel permetezni kell, mert csak így érhetünk el nagy hozamot. Ez azonban további problémákat okozhat, a foszfát műtrágyák pl. oldhatatlan vegyületekké alakítják az ólmot, a meszezés a legtöbb nehézfém növénybéli felvételét csökkenti, az öntözéssel a nehézfémek a talajvízbe mosódhatnak (*Máthé-Gáspár és Anton, 2005b*). A fitoextrakció hatékony kivitelezésében a hiperakkumuláció fontosabb szerepet játszik majd, mint a nagy hozam, illetve biomassza (*Simon, 2004*).

Termesztett növényeink között is találunk nehézfém-akkumuláló növényfajokat, melyek főként a keresztesvirágúak (káposztafélék) és a fészkesvirágúak közé tartoznak. Kimagasló pl. a szarepta mustár (*Brassica juncea*) egyes fajtáinak Pb, Cd, Cr, Ni, Zn és Cu-akkumulációja. *Simon (1999)* kísérletei során a szarepta mustár, a fehér mustár, a takarmányretek, a tarlórépa, a kender és a repce galvániszappal szennyezett talajból

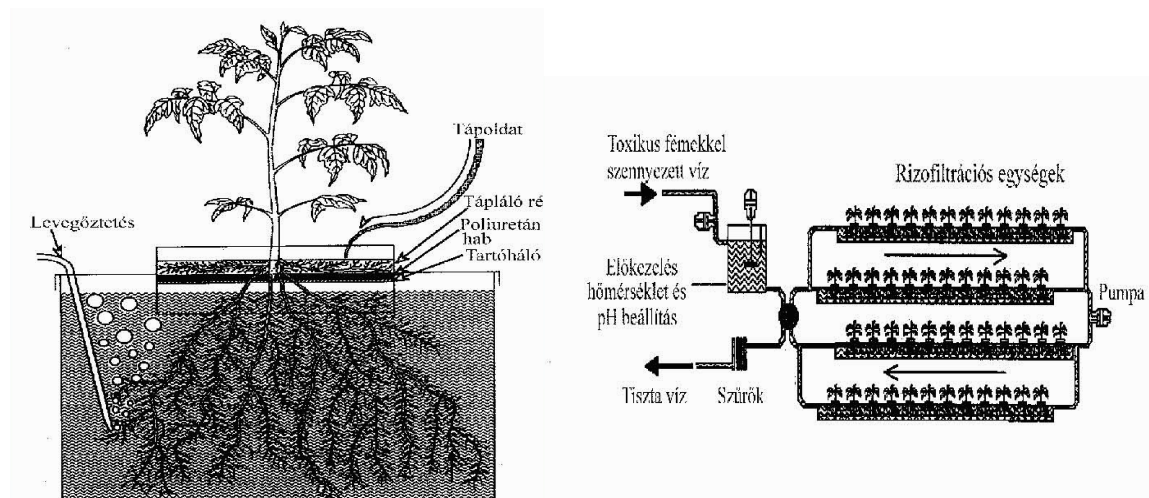
⁷ etilén-diamin-tetraecetsav

történő nehézfém-akkumulációját összehasonlítva azt tapasztalta, hogy a nehézfémek elsősorban a keresztesvirágúak családjába tartozó növények föld feletti szerveibe (szár, levél, termés) kerültek be.

Rizofiltráció

A rizofiltráció során növényi gyökerek segítségével kötik meg, halmozzák fel vagy csapják ki a szennyezett vizekből a nehézfémeket. A felhalmozott szennyezőket főként gyökereiben, szárában, kisebb mértékben a leveleiben raktározza (Borosné, 1998) (4. ábra).

A vízijácint (*Eichhornia crassipes*), a gázló (*Hydrocotyle umbellata*), a békalencse (*Lemna minor*), és a békalencse páfrány (*Azolla pinnata*) többféle vízben oldott fém eltávolítására képes. A szarepta mustár (*Brassica juncea*) és a napraforgó (*Helianthus annuus*) gyökerével képes csökkenteni a szennyvizek króm-, mangán-, kadmium- és réztartalmát (Simon, 1999; Simon, 2004). Továbbá Nagy *et al.* (2005) rámutattak a nád (*Phragmites australis*), és bizonyos esetekben a deres sás (*Carex flacca*), alkalmazhatóságára a rizofiltrációs technológiában.



4. ábra Rizofiltrációs egység sémája; átfolyó rendszerű rizofiltrációs egység sémája (Simon, 2004)

Rizofiltrációra elsősorban azok a növényfajok alkalmasak, melyek nagy gyökértömeggel, gyökérfelülettel rendelkeznek, gyökereik sok fém megkötésére képesek, és viszonylag kevés fémet szállítanak át a hajtásba (Simon, 1999, Simon, 2004). Az elemfelvétel során a gyökerek protonokkal savanyítják a közeget, mobilizálva a nehézfémeket, így fokozzák azok biológiai felvehetőségét (Barótfi, 2000). Ezzel ellentétben a gyökerek felszínén vas-hidroxid csapadék képződik, ami gátolhatja a

fém-akkumulációt (*Ernst, 1996*). *Robinson (1990)* a polipeptidek szerepét vizsgálta, bizonyította jelentőségét a növényi nehézfém-tolerancia kialakításában.

A rizofiltráció során a növények gyökerei a sejten kívüli térben (extracellulárisan) csapják ki a fémekeket, illetve azok sejt falon csapódnak ki és adszorbeálódnak, vagy a sejtekbe bejutva citoplazmába, vakuólumokba bezárva nem toxikus formában kerülnek elkülönítésre (*Simon, 2004*). A rizofiltrációs célra alkalmazott növényfajoknak legalább néhány napig el kell tűrniük a szennyezett víz magas fémkoncentrációját. *Wong (2003)* szerint nélkülözhetetlen olyan növények kiválasztása, amelyek nemcsak nehézfém toleránsak, szárazságtűrők, de elviselik a szűkös tápanyag-szolgáltatást is.

Az ipari szennyvizek megtisztítására általánosan vízínövényeket alkalmaznak. A vízínövényekkel történő fémmeltávolítás hatékonysága azonban kicsi, ennek oka, hogy ezek a növények viszonylag kisméretűek, illetve kis felületű, lassan növekvő gyökérszettel rendelkeznek. Ezzel szemben a szárazföldi növények általában nagy mennyiségű biomasszát képeznek, és nagy kiterjedésű, rostos, nagy fajlagos felületű gyökérszettel rendelkeznek, amelyet szobahőmérsékleten is könnyen meg lehet szárítani (*Dusenkov et al., 2000*).

A rizofiltrációs célra ideális növények maximális mennyiségű toxikus elemet képesek a szennyezett vízáramból eltávolítani, a növényegyedek könnyen és gyorsan felnevelhetőek és gyorsan nagy gyökértömeget képeznek. A rizofiltrációs rendszer működése során optimális esetben olcsón üzemeltethető, és minimális mennyiségű másodlagos hulladékanyagot kell kezelni.

A rizofiltráció elősegíthető komplexképző anyagokkal, amelyek a mikrotápelemek biztosításán túl azok oldott állapotban tartását is elősegítik, továbbá a növényi nehézfém-akkumulációt növelik. A fém-komplexek fenntartják a nehézfémek elérhetőségét azáltal, hogy meggátolják a csapadékképződést és a szorpciós folyamatokat (*Garbisu, 2001*). Véleményem szerint komplexképző anyagok használata különösen fontos lehet hidropóniás⁸ rendszerben, mivel ott a csapadékképződés gondot okozhat a technológiai folyamatokban.

2.4. A doktori értekezésben vizsgált növényfajok

Nehézfém tűrőképességeik és akkumulációs sajátásaik alapján teszt növényeket választottunk rizofiltrációs, fitostabilizációs vagy fitotoxikológiai célokra.

⁸ vízkultúrás

Fejes káposzta (*Brassica oleracea* convar. *capitata* provar. *alba*)

A keresztes virágúak (*Brassicaceae*) családjába tartozik. Talaj és klíma szempontjából nem igényes, de kedveli a laza, humuszban gazdag, jó tápanyag-ellátottságú talajokat. Csírázási ideje 8-10 nap. *Ciura et al. (2007)* szerint a káposzta alkalmas a mangán, réz, nikkell, és cink talajból történő kivonására. *Wasserman et al. (2007)* kimutatták, hogy a vas- és a mangán-oxidok ösztönzően hatnak a kobalt transzportjára trópusi talajokon. *Kisku et al. (1999)* vizsgálataik kimutatták a káposztáról, hogy nehézfém-szennyezettség esetén (Mn, Zn, Cu, Pb, Ni, Cr) fejlődése nem tért el a kontollétól. *Pandey és Sharma (2002)* 500 μM Cr^{3+} kijuttatásával a megnövekedett krómakkumuláció mellett csökkent vasszorbálást mutattak ki, amely a fotoszintézis egyes lépéseit korlátozta. A káposztanövény a leveleiben a megnövekedett krómakkumuláció eredményeként turgor-csökkenést, párologtatás csökkenést mutatott, amely a vízhiányra utaló stressz tüneteivel egyezik meg.

Fejes saláta (*Lactuca sativa*)

Bár fitotoxikológiai vizsgálatokra jellemzően a fehér mustár (*Sinapis alba* L.) csíranövény teszt terjedt el (*Németh, 1998*), *Renoux et al. (2000)* a fészkesek (*Asteraceae*) családjába tartozó salátát (*Lactuca sativa*) használtak fel eredményesen nehézfém-szennyezés toxikus hatásának kimutatására. *Carlson et al. (1991)* kimutatták, hogy a saláta gyökérnövekedése érzékenyebben reagál a nehézfém terhelésre, mint más fajok. *Ramos et al. (2002)* vizsgálták a Cd hatását a fémek felvételére a saláta növényben. Megállapították, hogy a gyökérrendszerben a kadmiumnak nincs szignifikáns hatása a Mn, Fe, Cu, Zn koncentrációkra, míg a hajtásban szignifikánsan csökkentette a Fe, Cu, Zn koncentrációját, a Mn mennyiségét viszont megnövelte (2. táblázat). A megnövekedett Mn szint a Cd toxicitás mérséklését segíti elő.

2. táblázat Mn, Zn, Fe, Cu koncentráció a fejes saláta gyökérben és hajtásban (mg l^{-1}) Cd expozíció során (Ramos et al., 2002)

		0,00 mg l^{-1} Cd	0,10 mg l^{-1} Cd
Mn	hajtás	26,8	45,0
	gyökér	43,2	41,5
Fe	hajtás	217	132
	gyökér	896	758
Zn	hajtás	23,1	19,5
	gyökér	41,1	37,0
Cu	hajtás	6,80	5,58
	gyökér	12,2	11,9

Lehoczky et al. (2000) bebizonyították, hogy a saláta nagy mennyiségben képes a kadmiumot a hajtásában akkumulálni.

Angol perje (*Lolium perenne*)

A pászitfűfélék (*Poaceae*) családján belül a lazabokrú aljfüvek közé tartozik. Nagy területeken elterjedt fűféle, Európában, Ázsiában, Észak- és Dél-Amerikában, Új-Zélandon és Ausztráliában is megtalálható. Érzékeny a szárazságra és a fagyokra. Nemesítik takarmány- és díszgyep célokra egyaránt. Magról könnyen telepíthető és jól fejlődik. Kedvező körülmények között egy hét után képes kikelni, agresszív fejlődése elnyomja és kiöli a gyengébb fejlődésű füveket. Egyéb fűfélékkel kisebb arányban keverve védőnövényként alkalmazható, de minden magkeverékbe betervezhető (*Gunter, 1997*).

Pichtel és Bradway (2008) szerint az angol perje az egyik leginkább alkalmazható növényfaj a növényi eredetű komposzttal stabilizált, ólommal, kadmiummal és cinkkel szennyezett talaj fitostabilizációjára. *Herwijnen et al. (2007)* azt találták, hogy komposzt hozzáadásával párhuzamosan csökkent az angolperje Cd, Zn, Pb és Cu bioakkumulációja. További kutatások (*Bidar et al., 2007*) arra is rámutattak, hogy az angolperje elsődlegesen a gyökerébe transzlokálja a nehézfémeket, emellett a fémek által indukált oxidatív stressz károsítja az angol perje szöveteit. *Hartley és Lepp (2008)* megállapításai szerint fitostabilizációra történő alkalmazása vas hidroxid, illetve mész egyidejű kijuttatása mellett a leghatékonyabb. Ezt támasztja alá az is, hogy meszezés hatására kisebb volt a nikkel bioakkumuláció futóhomokon (*Sipos, 2008*). Magyarországon *Vágó et al. (1997)* és *Loch et al. (1993)* foglalkoztak az angol perje fémakkumulációs sajátságaival.

Sóska (*Rumex acetosa*)

A keserűfűfélék (*Polygonaceae*) családjába tartozik. A savanyúbb talajokat részesíti előnyben, ezen belül is kedveli a nedves, tápanyagban gazdag táptalajt. Az öntözésre jól reagál, mint a legtöbb zöldségféle. Csírázása 12-14 napot vesz igénybe. A sóska több alkalommal használták fitoremediációs kísérletekben. *Ye et al. (2008)* a Jangce folyó mentén, található szennyezett területekről gyűjtött 82 növény faj vizsgálatából arra a következtetésre jutottak, hogy a sóska a réztoleráns növények közé tartozik, azonban nem hiperakkumuláló faj. *Zhuang et al. (2007)* szintén arra a megállapításra jutottak, hogy a sóska réztoleráns és hiperakkumulációra nem képes. A klorofilltartalom, az

akkumulált réztartalom és a biomassza alapján megállapítható továbbá az, hogy a rézzel szennyezett területről gyűjtött *Rumex denatus* faj réz-stresszel szemben toleránsabb, a nem szennyezett állományához képest (Liu et al., 2004). Ugyanerre a következtetésre jutottak Ke et al. (2007) a *Rumex japonicus*-szal végzett kísérleteik során. Megnövekedett foszforfelvétel mellett, a foszfor jelentős szerepet tölthet be a Cu akkumulációban. *Rumex induratus* és *Marrabium vulgare* növényfajokkal végzett akkumulációs vizsgálatok alapján a *R. induratus* biokoncentrációs faktora bizonyult nagyobbak, így higanyal szennyezett területek fitoremediációjára alkalmazható (Jimenez et al., 2006). Tang et al. (1999) szerint az általunk is vizsgált *Rumex acetosa* pionír fajként jelenik meg rézzel szennyezett területeken.

Nád (*Phragmites australis*)

A nád a pászitfű félek (*Poaceae*) családjába tartozó, évelő rizómával rendelkező azon növények egyike, amely a magas nehézfém-koncentrációt képes tolerálni. Jelentős tulajdonsága – több más növényel együtt –, hogy a fémeket a gyökérben, illetve a rizómában akkumulálja, mivel a fémek hajtás felé történő transzlokációja gátolt (Baker és Walker, 1990). E tulajdonság jelentősége abban mutatkozik meg, hogy a nád nem segíti elő a toxikus nehézfémek táplálékláncba jutását (Jacob és Otte, 2003). Tordoff et al. (2000) szerint az ilyen nehézfém-toleráns növények alkalmasak a magas nehézfém-tartalmú talajok kármentesítésére. Azonban ez az állítás kérdéses lehet, mivel jelentős költség lenne a gyökerek talajból történő eltávolítása. Ez alapján a nád inkább gyökérszűrő rendszerű mesterséges vizes élőhelyek, wetland-ek, vagy hidropóniás rendszerű nehézfém-tartalmú szennyvizek (pl. bányavizek) tisztítására szolgálhat.

Baltodini et al. (2004) 8 nehézfémet (Pb, Cd, Mn, Zn, Fe, Ni, Cu, Cr) vizsgáltak a nád szövetekben. A nád mintákat az Averno kráter tó partvonalán gyűjtötték és külön választották hajtásra és rizómára, utóbbit a tó vizében tisztították meg az iszaptól, így felületi adszorpcióval kötött fémek is a szövetben találhatóakkal együtt kerültek kimutatásra. A hajtást nem tisztították. (Ez viszont hibaforrás lehet, mivel a mérés során a hajtásra rakódó por elemtartalma az akkumulált mennyiséggel együtt mutatható ki, látszólagosan növelve a hajtásrészek nehézfém-koncentrációját.) Az eredmények értelmében Cd-ből, Mn-ből és Zn-ből legalább ötször annyi akkumulálódott a rizómában, mint a hajtásrészekben. Az ólom felvétel és transzlokáció kifejezett gyöktörzs preferenciát mutatott 32,5-szeres rizóma/hajtás elemeloszlás alapján. Peverly et al. (1995) megállapításai szerint a rizóma felszínén a vastartalom megnőtt és a

rizoszférába áramló oxigénnel $\text{Fe}(\text{OH})_2$ (vas-hidroxid) csapadékot képzett. Ez a réteg pedig egyes nehézfémek (Cu, Pb) kicsapódását, így immobilitását eredményezheti, illetve védelmet jelenthet a túlzott nehézfém-akkumulációval szemben (Batty et al., 2000).

Deres sás (*Carex flacca*)

A palkafélék (*Cyperaceae*) családjába tartozó, élő rizómával rendelkező sás szintén nehézfém-toleráns növény.

Soltz és Greger (2002) a svéd Boliden bánya meddőhányójáról származó csőrös sás (*Carex rostrata*) Cd, Zn, Pb és Cu akkumulációját tanulmányozták (3. táblázat).

3. táblázat Sás hajtás és gyökér akkumulációja és a közeg felvehető fémtartalma (mg kg⁻¹) (Soltz és Greger, 2002)

<i>nehézfémek</i>	<i>Carex rostrata (hajtás)</i>	<i>Carex rostrata (gyökér)</i>	<i>Felvehető fémtartalom</i>
Cd	0,4±0,2	1,4±0,5	1,3±0,3
Zn	90±6	656±62	277±83
Cu	12,6±1,7	74,9±4,1	17,1±4,9
Pb	12,8±3	305±18,4	410±62,1

Az eredmények alapján a csőrös sás gyökérakkumuláló. Zn és Cu felvétele a legjelentősebb, míg Cd akkumulációja közepes, az ólomé pedig alacsony. A sás alkalmazása is, a nádhoz hasonlóan szintén hidropóniás rendszerben, illetve gyökérszűrőrendszerű mesterséges vizes élőhelyeken képzelhetőek el.

Matthews et al. (2004) vizsgálatai alapján az is bizonyos, hogy a csőrös sás nehézfém toleranciája öröklött, genetikailag kódolt tulajdonság. Erre a következtetésre jutottak a szerzők más vízínövények (*Alisma plantago-aquatica*, *Phalaris arundinacea*, *Eriophorum angustifolium*) egyidejű vizsgálatai alapján.

Békalencse (*Lemna minor*)

A békalencse a *Lemnaceae* családba tartozik, melyek képviselői kiváló nehézfém-fellevő képességű, vízfelszínén élő makrofiták (Rahmani és Sternberg, 1999). Axtell et al. (2003) vizsgálatai rámutattak arra, hogy a békalencse nikkelfelvétele jórészt a vizsgálat első öt órájában lejátszódott és 10 mg/l-es ólom és 5 mg/l-es nikkell koncentrációjú oldatot sikeresen tisztították meg.

A békalencse kis biomasszatömege azonban kevésbé teszi lehetővé azt, hogy rizofiltrációban alkalmazzuk, viszont fitotoxikológiai tesztekre felhasználható.

Kagylótutaj (*Pistia stratiotes*)

A kagylótutaj a kontyvirágfélék (*Araceae*) családjába tartozik. Ipari szennyvizek tisztítására más növényfajokkal (*Phragmites australis*, *Typha orientalis* és *Ipomoea aquatica*) együtt kiválóan alkalmas magas KOI, BOI toleranciájának, és ammónium-nitrogén eltávolításának hatásfoka alapján (*Chen et al.*, 2006). Kommunális szennyvizek kezelésére is alkalmazzák nehézfém tartalmának csökkentése céljából (*Tewari et al.*, 2008; *Upadhyay et al.*, 2007.). *Zimmels et al.* (2006) kaszkád rendszerű, félig folytonos víztisztítási módszerrel kísérletezett, amely alapján megállapították, hogy a KOI szintjét nagymértékben csökkenteni képes.

Sune et al. (2007) szerint a kagylótutaj gyökérzete elősegíti a króm kicsapódását, amellett, hogy hajtásrészeiben is jelentős mennyiséget akkumulál. A higannyal szembeni toleranciáját, illetve akkumulációját *Skinner et al.* (2007) vizsgálták három másik növényfajjal összehasonlítva. Kísérletei során arra a következtetésre jutottak, hogy a leghatékonyabb akkumulációs tulajdonsággal a kagylótutaj és a vízjácint bír. Kadmiummal szennyezett közeg biofiltrációjára is alkalmas (*Bhakta és Munekage*, 2008).

Vízjácint (*Eichhornia crassipes*)

A vízjácintfélék (*Pontederiaceae*) családjába tartozik. Jelentős foszforakkumulációs sajátságának köszönhetően szennyvíztisztításban széleskörben használt növényfaj (*Hadad et al.*, 2007). Alkalmazásuk hátránya lehet (*Pistia stratiotes* növényfajjal együtt), hogy a víz felszínét egyenletesen beborítva csökkentik annak oldott oxigén tartalmát, amely – többek között – elősegíti szúnyog lárvák fejlődését is (*Nahlik és Mitsch*, 2006).

100 µM kadmiummal szennyezett közegben a vízjácint kadmiumtoleránsnak bizonyult, ugyanakkor a hajtásrészekben nagyobb arányú volt a felhalmozódás, mint a gyökereiben (*Toppi et al.*, 2007). Hasonló eredményeket kapott *Mishra és Tripathi* (2008) Fe, Zn, Cu, Cr és Cd nehézfémekkel szennyezett közegek esetén. Megállapították azt is, hogy biomassa mennyiségében csökkenés nem következett be, így a vízjácintot alkalmas növényfajnak tartják a nehézfémekkel szennyezett vizek bioremediációjára.

2.5. Nehézfém-szennyezést és kármentesítést érintő főbb jogi szabályozások

A 80-as években az egyre nagyobb számban végzett vízkárelhárítások, szennyeződés lokalizálások, majd a 90-es évek elején a szovjet csapatok kivonulását követő kárfelmérések a földtani közeg és a felszín alatti vizek kedvezőtlen környezeti állapotáról adtak képet. A számbavétel folyamatát felgyorsították az ipari nagyüzemek környezetvédelmi állapotfelméréséhez végzett környezetvédelmi felülvizsgálatok, amelyek az üzemek átalakulásához, felszámolásához, illetve privatizációjához készültek. A felszámolt iparvállalatok, a megszűnt katonai objektumok által a földtani közegben és a felszín alatti vízben, vagy az egyszerre mindkettőben okozott szennyeződések, a potenciális, vagy jelenleg is ható szennyezőforrások, a szennyezett területek számbavétele és a károk felszámolása érdekében készült el és került kiadásra az Országos Környezeti Kármentesítési Program, amellyel kapcsolatos feladatokat a 2205/1996. számú (VII. 24.) és a 2304/1997. számú (X. 8.) Korm. rendeletek határozzák meg. A Nemzeti Kármentesítési Program eredményesebb végrehajtását segíti elő a 2000. június 7-től hatályos a felszín alatti vizek minőségét érintő tevékenységekkel összefüggő egyes feladatokról szóló 33/2000. sz. Korm. Rendelet.

A felszín alatti vizek és a földtani közeg minőségi védelméhez szükséges határértékeket a 10/2000. (VI. 2.) KöM-EüM-FVM-KHVM együttes rendelet írja elő. Ennek a rendeletnek a mellékletei tartalmazzák azt, pl., hogy mekkora a hazai talajok, illetve felszín alatti vizek a réz, cink, ón, stb. (A) háttér-koncentrációja, mekkora ezek (B) szennyezettségi határértéke, (C) intézkedési határértéke (4. táblázat).

Az (A) határérték az a háttérkoncentráció, amelynél átlagos magyarországi viszonyok között a környezeti elem (talaj vagy felszín alatti víz) tiszta. A rövid definícióban igen lényeges az "átlagos magyarországi viszonyok" kifejezés. Az érték nem tartalmazza tehát sem a természetes, sem a mesterséges anyagdúsulásokat, szennyeződéseket.

A (B) a szennyezettségi határérték, valódi határérték, amely koncentrációig a környezeti elem terhelése nem jár nagy kockázattal. Meghatározásában a talaj esetében a multifunkcionalitás, a felszín alatti víz esetében az ivóvíz előállítására való alkalmasság fenntartása a cél.

A (C) intézkedési, szennyezettségi érték, amelynél nagyobb koncentráció esetén a kockázat elviselhetetlenül nagy, alapos gyanú van arra, hogy a környezeti elem károsodottnak, azaz beavatkozás nélkül helyreállíthatatlannak tekinthető. Azonban a 219/2004. (VII. 21.) Kormány Rendelet 45. §-a értelmében a felszín alatti víz és a földtani közeg minőségi védelméhez szükséges határértékekről szóló 10/2000. (VI. 2.)

KÖM-EÜM-FVM-KHVM együttes rendelet mindazon előírása hatályát veszti, mely a (C) intézkedési szennyezettségi határérték alkalmazására vonatkozik.

A D kármentesítési határérték komplex értékelésen, a kockázatos anyagnak a környezeti elemek közötti megoszlására, viselkedésére, terjedésére vonatkozó méréseken vagy modellszámításokon, mennyiségi kockázatelemzésen alapul. Olyan, a területhasználat figyelembevételével, a kármentesítési eljárás keretében, hatósági határozatban előírt koncentráció, amelyet az emberi egészség és az ökoszisztémák károsodásának megelőzése érdekében a kármentesítés eredményeként el kell érni.

A hazai OKKP kidolgozó által alkalmazott módszer a felszín alatti víznek és a talajnak az adott helyen a szennyezés előtti, a természetestől csak kevésbé eltérő állapotát, a (B) szennyezettségi határértékkel jellemzett állapotot veszi alapul. Ez a határérték a földtani közeg esetében a talajok multifunkcionalitásának és a felszín alatti vizek szennyezéssel szembeni érzékenységének figyelembevételével meghatározott kockázatos anyag-koncentráció (33/2000. (III. 17.) Korm. Rendelet).

4. táblázat Fémek (összes kioldható) és félfémek A, B, C határértékei (mg/kg szárazanyag)

<i>Fémek</i>	<i>A</i>	<i>B</i>	<i>C₁</i>	<i>C₂</i>	<i>C₃</i>
<i>Cr összes</i>	30	75	150	400	800
<i>Cr(VI)</i>	*	1	2,5	5	10
<i>Co</i>	15	30	100	200	300
<i>Ni</i>	25	40	150	200	250
<i>Cu</i>	30	75	200	300	400
<i>Zn</i>	100	200	500	1000	2000
<i>As</i>	10	15	20	40	60
<i>Se</i>	0,8	1	5	10	20
<i>Mo</i>	3	7	20	50	100
<i>Cd</i>	0,5	1	2	5	10
<i>Sb</i>	5	30	50	100	300
<i>Ba</i>	150	250	300	500	700
<i>Hg</i>	0,15	0,5	1	3	10
<i>Pb</i>	25	100	150	500	600
<i>Ag</i>	0,3	2	10	20	40

* a kimutathatósági határ alatt (ICP, AAS)

Ha a talajban, ill. a vízben levő kockázatos anyagok a (B) határértéket nem lépik túl, akkor a talaj, ill. víz már nincs ugyan természetes állapotban, de még nem tekinthető szennyezettnek. A hazai szabályozás egyedileg írja elő azokat a koncentrációkat, amelyeknek mértékéig el kell távolítani a kockázatos anyagokat egy adott területen. Ez a (D) kármentesítési határérték, amit gondos kockázatelemzéssel, a területhasználat figyelembevételével és költség-haszon elemzéssel állapítanak meg, de nem lehet kisebb, mint a már említett (B) szennyezettségi határérték. Vagyis általában nem kell nagyobb

tisztaságot elérni a kármentesítéssel, mint amilyen az adott környezeti elem állapota volt az elszennyeződés előtt.

Számos ország gyakorlatában a határértékek nem differenciáltak a talajhasználat függvényében, mert a kockázatelemzésre bízzák a beavatkozás szükségességének megítélését, a helyi viszonyok és a tervezett hasznosítás függvényében. Ezzel szemben a német gyakorlat részletesen differenciál. Erre például szolgálhatnak az ismert *Eikmann és Kloke (1991)* által javasolt határértékek, illetve az úgynevezett "Berlini Lista" határértékei, amelyek a szennyezett talajok és talajvizek megítélését segítik a vízvédelmi prioritások alapján. Említésre méltó a lengyel talajszennyezettségi osztályba sorolás is, melyet talajcsoportonként, a hasznosítás függvényében dolgoztak ki (*Kabata-Pendias és Adriano, 1995*).

3. ANYAG ÉS MÓDSZER

3.1. A vizsgálati terület és a szennyezett közeg

A vizsgálati terület egy felhagyott Pb-Zn bánya, nehézfémekkel erősen szennyezett flotációs iszap tározója (Szárzsvölgyi zagyotározó) és közvetlen környezete. A helyszín Heves megyében, Gyöngyösoroszi közelében, a Nyugat-Mátra déli részén, a Toka-patak völgyében helyezkedik el. A lerakott meddőanyag, eltérő technológiai eredetéből adódóan, tulajdonságait és összetételét tekintve meglehetősen változékony minőségű és térbeli kiterjedésű (*Tamás és Kovács, 2003; Záray, 1991*). Ugyanakkor a domborzati és hidrológiai viszonyok is rendkívül változatosak, amely hozzájárul a meddőhányók eróziójához és ezen keresztül a környező területek diffúz szennyezéséhez (*Jordan és D'Alessandro, 2004*).

A színesfém-kitermelés, -feldolgozás során nagymennyiségű flotációs iszap képződött, melyet részben az említett tározóban raktak le 1979 és 1986 között. A flotációs meddő uralkodó elsődleges ásványai a kvarc és a földpátok; sötét színárnyalatát a pirittől-markazittól nyeri. Ezek oxidációja felszíni körülmények között (ahol az ásványi anyag a szabad levegő és a nedvesség hatásának állandóan kitett helyzetben van) mindenképp végbemegy. Végtermékeként limonit ($2\text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$) és jarosit ($\text{KFe}_3(\text{OH})_6(\text{SO}_4)_2$) keletkezik (*Ódor et al., 1997*).

A mintavétel az „MSZ 21470-1:1998; Környezetvédelmi talajvizsgálat. Mintavétel.” magyar szabvány alapján történt. Két különböző textúrájú és fizikai-kémiai tulajdonságú, azonos tömegű részmintát alkotja a területi átlagmintákat (*Kovács, 2005*). A vizsgált anyag fizikai tulajdonságainak meghatározása érdekében a különböző méretű szemcsefrakciók mennyiségét részben közvetlen szétválasztással (durvább szemcsék száraz és nedves szitálása), részben pedig a kisebb méretű mechanikai elemeket folyékony közegben történő üleptéssel, az ülepedési sebességük különbsége alapján határoztuk meg (5. táblázat) (*Filep, 1999*). Ez alapján és az Arany-féle kötöttség szerint a meddőminták fizikai félesége homokos vályog ($K_A=35$) és homok ($K_A=27$).

5. táblázat A kétféle meddő típus Atterberg-féle szemcseméret-eloszlása

%	homokos vályog	homok
<i>kő, törmelék kavics (>2mm)*</i>	21,24	1,56
<i>durva homok (>0,2mm)*</i>	23,47	33,19
<i>finom homok (0,2-0,02)*</i>	28,84	58,18
<i>iszap (0,02-0,002)*</i>	14,24	4,59
<i>agyag (<0,002)*</i>	12,21	2,48
<i>leiszepolható rész (<0,02)*</i>	26,45	7,07

(Hajdú-Bihar Megyei Növény- és Talajvédelmi Szolgálat mérési eredménye)

*az egész százalékában

A komplexképzővel végzett vizsgálatok során felhasznált homokos vályog és vályog meddő 1:1 arányú keverékét alkalmaztuk, amelynek elemtartalma a 10/2000 sz. KÖM-EÜM-FVM-KHVM együttes rendeletben foglaltak szerint a C₃ határértékeket a Zn, Pb, Ni, As elemekre jelentősen meghaladja (6. táblázat).

6. táblázat A vizsgált meddőkeverék teljes elemtartalma

<i>Elem</i>	<i>Koncentráció/ kimutatási határ (mg kg⁻¹)</i>	<i>Hiba (±), (mg kg⁻¹)</i>
<i>Fe**</i>	27800	760
<i>Zn*</i>	2780	110
<i>Mn**</i>	1340	500
<i>Pb*</i>	885	50
<i>Ni*</i>	385	140
<i>Cu</i>	265	100
<i>As*</i>	206	45
<i>Rb**</i>	108	17
<i>Sr**</i>	66,7	8,5
<i>Zr**</i>	20,2	7,3
<i>Co***</i>	<390	
<i>Cr</i>	<420	
<i>Se</i>	<15	
<i>Mo</i>	<9,4	
<i>Hg***</i>	<22	

*C₃ határértéket meghaladó

** a rendelet nem tartalmazza e fémek paramétereit

*** C₃ határérték a kimutatási határ alatt van (NITON XL 700)

A csírateszteket és a bioakkumulációs vizsgálatokat, külön-külön, homok és homokos vályog meddő típusokkal végeztük a tenyészedenyes és a savas bányavízzel történő kísérletek esetében. Mindkét típusú bányameddő jelentős nehézfém tartalommal bír, és meghaladja a 10/2000 számú rendeletben előírtakat (7. táblázat). A nehézfém tartalom meghatározása roncsolásmentesen, röntgenfluoreszcenciás spektrométerrel történt. Az elemzések tükrében azonban az is jól látszik, hogy a homok fizikai féleségű meddő nehézfém tartalma kisebb a homokos vályog típusú meddővel szemben.

7. táblázat A vizsgált meddők teljes elemtartalma

Elem	Homokos vályog		Homok	
	Koncentráció/kimutatási határ (mg kg ⁻¹)	Hiba (±), (mg kg ⁻¹)	Koncentráció/kimutatási határ (mg kg ⁻¹)	Hiba (±), (mg kg ⁻¹)
Pb*	2100	140	669	85
Zn*	4180	270	2366	240
As*	402	100	185	80
Fe**	36400	1600	27300	1600
Mn**	2220	1000	2210	1100

*C₃ határértéket meghaladó

** a rendelet nem tartalmazza e fémek határértékeit

3.2. A vizsgálati terület légi hiperspektrális állapotfelmérése

A német DLR HySens Program keretében került sor Magyarországon az első kísérleti hiperspektrális repülési kampányra. 0,4 – 12,3 μm hullámhossz tartományt lefedő 79 csatornás DAIS (Digital Airborne Imaging Spectroscopy) 7915 típusú kamera szolgáltatva a hiperspektrális adatokat, képeket a vizsgált területről. A vizsgált flotációs zagytározó területén a repüléssel párhuzamosan talajmintavétel is történt a hiperspektrális eredmények alátámasztására. A minták nehézfém-tartalmát egy NITON XL-700⁹ típusú terepi hordozható röntgen-flouresszenciás spektrométerrel határoztuk meg, amelyet nehézfém-tartalmú meddő gyors és költséghatékony analizésére Kovács és Tamás (2002) alkalmazott elsőként Magyarországon.

A hiperspektrális felvétel alapján először leválogattuk a növényzettel nem borított és borított területeket, majd ezeken külön-külön ásványtani, illetve vegetációelemzést végeztünk. A vízzel borított területeket egyik elemzésben sem vettük figyelembe. A kopár területek leválogatása a pontos ásvány-meghatározást is szolgálta, hiszen növényborítás esetén az adatok pontatlanok a fellépő autokorreláció miatt. Feltételeztük, hogy a kopár területeken magas nehézfém-koncentráció okozta a vegetáció hiányát és az esetleges fitoremediációs technológia korlátozott használhatóságát vetíti előre. A vegetációelemzés során a növényzettel borított diffúz szennyezett terület (Záray, 1991) növényfajait térképeztük fel, amelyek alapján a területnek leginkább megfelelő fitoremediációs technológiát lehet a későbbiekben kialakítani.

A hiperspektrális felvétel elemzését ENVI 4.3 térinformatikai szoftver segítségével végeztük. NDVI (Normalized Difference Vegetation Index – Normalizált Differenciált Vegetációs Index) alapú képi maszk készítésével oldottuk meg a kopár területek leválogatását. A klorofill-tartalommal szoros összefüggést mutató NDVI értékeit a közép

⁹ terepi hordozható röntgen-flouresszenciás spektrométer

infravörös (NIR¹⁰; 730 – 1100 nm) és a vörös (R¹¹; 580 – 680 nm) hullámhossztartományok felhasználásával, az alábbi formula (1) segítségével számítottuk ki:

$$NDVI=(NIR-R)/(NIR+R) \quad (1)$$

Ásványtani vizsgálatok

A hiperspektrális adatokra alapozott ásványtani elemzés alkalmazhatóságát vizsgáltuk *in-situ* fitoremediációs kármentesítési technológia előkészítése során.

A kopár területeken, a Spektrális Szög értékelési Módszerrel (SAM¹²) határoztuk meg a galenit (PbS), goethit (FeO(OH)), jarosit (KFe₃(SO₄)₂(OH)₆), szfalerit ((Zn, Fe)S), pirit (FeS₂) nehézfém-tartalmú ásványok térbeli eloszlását. A SAM egyike a legelső hiperspektrális céltárgy detektáló algoritmusoknak és mindmáig az egyik leghatékonyabb osztályozó rendszer (Boardman, 1993; CSES, 1992; Kruse et al., 1993). Az algoritmus segítségével meg tudtuk határozni a spektrális hasonlóságot a spektrális térben, két spektrum között, amelyek közül az egyik egy tetszőleges kép spektrum, és a másik egy adott ásványra vonatkozó referencia spektrum volt, amely ENVI 4.3 spektrális könyvtárából származott.

A módszer alkalmazásakor a spektrumok relatív reflektancia értékeket tartalmaztak. A hiperspektrális felvételen előzetesen atmoszférikus korrekciót, és fehér, illetve fekete felületre vonatkozó referenciaméréseket végeztünk a zajszűréshez.

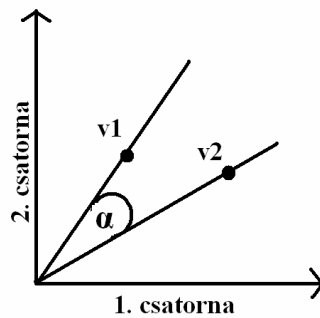
A módszer alapján a spektrumokat n-dimenziós vektoroknak tekintettük, ahol n a spektrális csatornák száma, és α a közöttük lévő forgásszög. Egyszerűsített magyarázatot az 5. ábra mutat két dimenziós esetre, ahol a teszt spektrumot és a referencia spektrumot egy-egy pont képviseli, amelyek koordinátái a spektrális csatornákon mért reflektanciák. A feljükk mutató vektorok közötti szög független a megvilágítás intenzitásától, így terepi méréskor a különböző megvilágítású, de ugyanarra az anyagra vonatkozó spektrumok az origóval összekötő azonos egyenesen fekszenek. A megvilágításbeli különbségek adódhatnak pl. egy képkockánál a domborzati különbségek miatt. A kevésbé megvilágított pixelek az origóhoz közelebb fekszenek, a jobban megvilágítottak távolabb. A vektorok által bezárt szög azonban változatlan marad. A számítás során a

¹⁰ közeli infravörös hullámhossztartomány

¹¹ vörös hullámhossztartomány

¹² Spectral Angle Mapper – Spektrális szög értékelési módszer

két vektor belső vagy skaláris szorzatának \arccos képzésével számítottuk ki radiánban a vektorok közötti szöget.



5. ábra Kétdimenziós vektortér

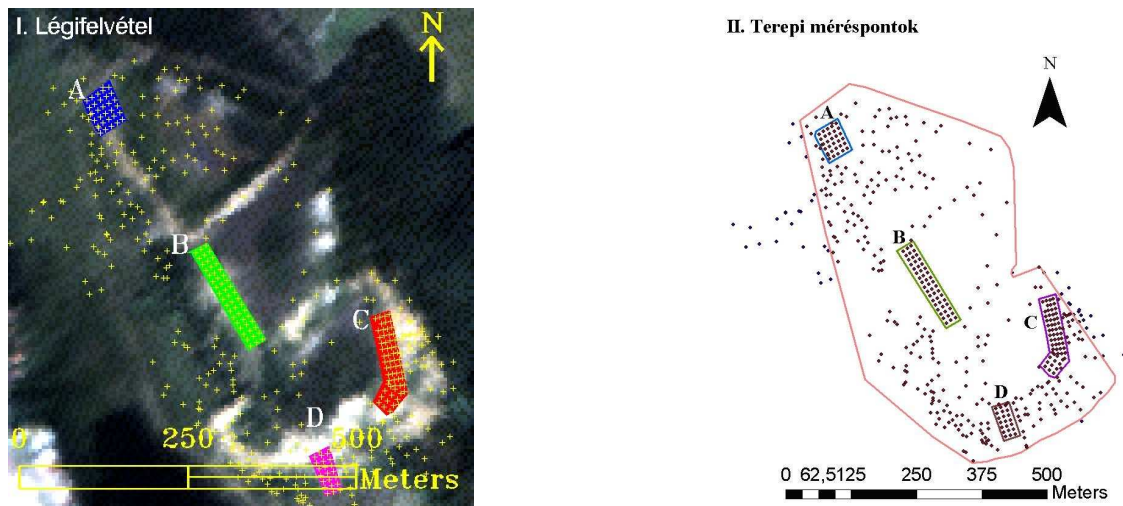
A két vektor közötti szöget (α) az alábbi képlettel (2) lehet számolni, ahol a tört nevezőjében az n-dimenziós vektorok n-dimenziós térbeli normája szerepel, ami azonos a referencia vektor (r) és a teszt vektor (t) abszolút értékeivel.

$$\alpha = \cos^{-1} \left(\frac{t \cdot r}{\|t\| \cdot \|r\|} \right) \quad (2)$$

Vizsgálataink során n-dimenziós számításra is alkalmas képletet (3) alkalmaztuk, amelyben szerepelnek a vektor komponensek (forgás szög: (α); referencia vektor (r) és a teszt vektor (t)).

$$\alpha = \cos^{-1} \left(\frac{\sum_{i=1}^n t_i \cdot r_i}{\left(\sum_{i=1}^n t_i^2 \right)^{1/2} \cdot \left(\sum_{i=1}^n r_i^2 \right)^{1/2}} \right) \quad (3)$$

A SAM módszer alkalmazása során az α szögre előírtunk egy bizonyos küszöbértéket (0,10 rad), amelynél nagyobb spektrum eltéréseket mutató spektrumokat, mint eltérőeket minősítettünk, a küszöbértéknél kisebb szögek esetén a spektrumokat hasonlóaknak tekintettük. A hiperspektrális felvételezéssel egyidőben, a vizsgált területen a Szárazvölgyi tározó kopár felületein négy mintaterületet alakítottunk ki, amelyeken szabályos rácsháló mentén történt a mintavételezés (6. ábra).



6. ábra A vizsgálati terület és mintavételi helyek (I. légifelvétel; II. terepi méréspontok)

Vizsgáltuk az egyes spektrális mintavételi pontokhoz tartozó reflektancia és a SAM eredményei közötti összefüggést azért, hogy azonosítsuk és leválogassuk az ásványtani elemzés során meghatározó hullámhossztartományokat.

A SAM által kapott eredmények validálása a vizsgált területről gyűjtött meddóminták felhasználásával történt. A meddómintákból nyert nehézfém adatok korrelációja és főkomponens analízise, továbbá a Zn-tartalom és a szfalerit, az Pb-tartalom és a galenit ásványok valószínűségi értékei a közti összefüggés vizsgálat alapján támasztottuk alá a SAM eredményeket.

Vegetációelemzés

Vizsgáltuk a légi hiperspektrális képalkotás fitoremediációra való alkalmazhatóságát a területen előforduló növényfajok, társulások osztályozási eredményei alapján.

A vegetáció analízist az ENVI 4.3 szoftverrel végeztük, ellenőrzött osztályba sorolással, tanító területek kijelölésével, melyet terepi bejárás és topográfiai térképek alapoztak meg, csakúgy, mint a földi adatok kialakításánál (Nagy, 2008). Az ellenőrzött osztályba sorolásnál a 496-1300, 496-690 és 690-1300 nm közötti spektrum tartományokat vizsgáltuk SAM módszerrel. Nyolc vegetáció típust különítettünk el a tanító területek eltérő spektrális tulajdonságai révén: erdő – domináns tölgy (*Quercus sp.*) –, erdő újulat, vízparti növényzet – javarészt nád (*Phragmites sp.*) –, gyalogakácos (*Amorpha fruticosa*), fekete fenyő (*Pinus nigra*), cserjés – főleg kökény (*Prunus spinosa*) és csipkebogyó (*Rosa sylvestre*) –, szeder (*Rubus caesius*) és alacsony biomasszájú fővényes terület.

3.3. A CMS komplexképző, és a szennyvíziszap komposzt jellemzői

Vizes közegben a rizofiltráció elősegítésére a CMS komplexképző anyagot, szennyezett földtani közeg stabilizálására szennyvíziszap komposztot alkalmaztuk.

A CMS jellemzői

A CMS (Condensed Molasses Soluble) komplexképző sajátosságú, oldható koncentrált melasz, amely lizinfermentáció során nagy mennyiségben keletkező, állandóan rendelkezésre álló, környezetben lebomló hulladék. Rizofiltrációs célokra történő felhasználása hulladékhasznosítási szempontból is előnyös. A CMS vizsgálatát *Tamás (2002)* végezte egy K+F biotechnológiai projekt keretében (8. táblázat).

8. táblázat A CMS analízis eredményeinek összefoglalása (*Tamás, 2002*)

A vizsgált paraméterek	CMS	mértékegység
Sűrűség	1,2	g cm ⁻³
Száranyag-tartalom	54	g dm ⁻³
Izzítási maradék	37,9	g dm ⁻³
Kiszűrhető anyag	70	g dm ⁻³
Kémiai oxigénigény /Mn/	99	g dm ⁻³
Kémiai oxigénigény /Cr/	418,0 /±9%/	g dm ⁻³
Biokémiai oxigénigény /5. nap/	6	g dm ⁻³
Összes N-tartalom	69,2 /±2%/	g dm ⁻³
Ammónia típusú N-tartalom	27,7 /±2%/	g dm ⁻³
Széntartalom	89,7	g dm ⁻³
Összes foszfát /P ₂ O ₅ /	1,77	g dm ⁻³
Foszfát a szűrletben /P ₂ O ₅ /	0,2 /±2%/	g dm ⁻³
Összes szulfát	254	g dm ⁻³
Szulfát a szűrletben	198	g dm ⁻³
Klorid-tartalom	6,1	g dm ⁻³
Kálim /K ₂ O/	9,43	g dm ⁻³
Nátrium /Na/	3,71	g dm ⁻³
Kalcium /Ca/	1,34	g dm ⁻³
Magnézium /Mg/	0,77	g dm ⁻³
Vas /Fe/	0,12	g dm ⁻³
pH	2,26	g dm ⁻³

A kutatás igazolta, hogy a CMS (pH=4,5) Cd, Fe, Mn és Zn esetében bizonyult hatékony extrahálószernek. Mérhető mennyiségű nehézfém extrakciójára alkalmas, ezáltal a növények számára potenciálisan felvehetővé válnak a nehézfémek. A CMS optimális extrahálószer, mivel magasabb sótartalma eredményeként stabil, nem penészedő anyag, továbbá magas nitrogéntartalma miatt tápanyagforrásként is hasznosul (*OM Biotechnológia, 2002*).

Az alkalmazott szennyvíziszap komposzt jellemzői

A vizsgálataink során a földtani közegekhez az A.K.S.D. Kft.¹³ által forgalmazott szuperkomposztot adagoltunk, amely a kijuttatás szempontjából megfelel a 36/2006. sz. (V. 18.) FVM rendelet előírásainak (9. táblázat).

9. táblázat Az alkalmazott szennyvíziszap komposzt (AKSD szuperkomposzt) jellemzői

	Rendelet által előírt	Mért értékek	Értékelés
pH (10%-os vizes szuszpenzióban)	6,5-8,5	6,8	megfelel
térfogattömeg (kg/dm ³)	<0,9	0,63	megfelel
N-tartalom (m/m%)	>1	2,25	igen jó
P ₂ O ₅ -tartalom (m/m%)	>0,5	1,24	igen jó
K ₂ O-tartalom (m/m%)	>0,5	0,49	megfelel
Ca-tartalom (m/m%)	>1,2	6,3	igen jó
Mg-tartalom (m/m%)	>0,5	0,49	megfelel
As (mg/kg)	<10	*	*
Cd (mg/kg)	<2	1,16	megfelel
Co (mg/kg)	<50	2,87	igen jó
Cr (mg/kg)	<100	33,2	jó
Cu (mg/kg)	<100	97,6	megfelel
Ni (mg/kg)	<50	13,6	jó
Pb (mg/kg)	<100	15,1	jó

* ICP-OES méréshatár alatt

A hatóanyagokra vonatkozó előírásokat tekintve megállapítható, hogy az alkalmazott komposzt a rendeletben foglaltaknak, szervesanyag és nehézfém-tartalmát illetően minden határértéknek és előírásnak eleget tesz. A kijuttatandó komposzt magas NPK tartalmának köszönhetően a nehézfémmel szennyezett meddő tápanyag-szolgáltató képességét nagymértékben javíthatja.

3.4. Fitotoxikológiai vizsgálatok

A rizofiltráció során alkalmazandó CMS komplexképző szer mennyiségi paramétereinek optimalizálását békalencse (*Lemna minor*) reprodukciós teszttel és saláta (*Lactuca sativa*) laboratóriumi csíranövény teszt segítségével végeztük el. A vizsgálatok a DE AMTC MTK Víz- és Környezetgazdálkodási Tanszék vízminőségvédelmi laboratóriumában történtek.

Fitostabilizációs célú szennyvíziszap komposzt javasolt mennyiségét a fejeskáposzta (*Brassica oleracea L. convar. capitata provar. alba*), a fejessaláta (*Lactuca sativa*), a sóska (*Rumex acetosa*), és az angol perje (*Lolium perenne*) tenyészedényes csíratesztjeivel határoztuk meg.

¹³ Az észak-alföldi régió piacvezető hulladékgazdálkodási vállalata

Mindhárom teszt során (reprodukción teszt, laboratóriumi és tenyészedenyes csíranövény tesztek) a csíranövények és békalencsék gyökérhosszait (mm) a kísérlet végén lemértük, majd leíró statisztikai mutatókat számoltunk (átlag, módusz, medián, szórás).

A reprodukciós teszthez tartozó kezelések és kontroll növények gyökérhosszainak összehasonlítására, szignifikáns különbségek vizsgálatára, Student-féle t-próbát alkalmaztunk. A mért gyökérhosszok normál eloszlást mutattak és hisztogramjaik a Gauss-görbe harang alakú eloszlását követték.

A laboratóriumi és tenyészedenyes csíranövény teszteknel a Tukey-féle variancia-analízist használtunk az egyes kezelések közötti szignifikáns különbségek kimutatására. Az egyes kezelések csírákéességét kontroll százalékában (%) kifejezve vizsgáltuk.

3.4.1. Békalencse reprodukciós teszt

A tesztben felhasznált békalencse nehézfémekkel nem terhelt a DE AMTC MTK¹⁴, Víz- és Környezetgazdálkodási Tanszék bemutató kert mesterséges víztározójából származik. A reprodukciós teszt 7 napos volt.

A teszt során két hígítási sort alkalmaztunk. Az egyik esetben a CMS 50-, 100-, 200-, 300-, 500-szoros ioncserélt vízzel történő hígításait és hígítatlan CMS kezeléseket vizsgáltunk (továbbiakban: CMS 50/100/200/500 kezelések). Így önállóan tudtuk mérni a CMS toxicitását. Azonban a CMS hatását a meddő jelenléte is befolyásolhatja. Ezért a másik hígítási sor kezelése a CMS hígítások (0, 50, 100, 200, 300, 500) és a bányameddő 10:1 arányú keverékéből képzett extraktumai voltak (továbbiakban: CMS 50/100/200/500 + bányameddő kezelések). Az egyes kezelések extrakciója 48 órán keresztül tartott, majd az egyensúlyok beálltával a szuszpenziók tisztájával végeztük a kezelést. A tápelemeket az komplexképző-szer biztosította. A kontroll növények közege a bemutató kert tározójának vízből származott.

Kezelésenként 15 db békalencsét monokultúrában, átfedés nélkül, 100 ml-es mennyiségű, 20 mm mélységű oldatban, Erlenmeyer-lombikban helyeztük el szobahőmérsékleten ($22\pm 0,5$ °C), természetes fényviszonyok mellett (*OECD Guideline, 2002*).

A kísérlet célja a növények egyedszám változásának nyomon követése volt, azonban ez nem változott, ezért a kísérlet végén gyökérhosszok (mm) alapján végeztük az

¹⁴ Debreceni Egyetem, Agrár és Műszaki Tudományok Centruma, Mezőgazdaságtudományi Kar

értékelést. Emellett figyelembe vettük a toxikus hatás látható tüneteit, a klorózis, nekrosis jelenségét, a gyökérgusztulást és a telep szétesését.

A toxikus hatás vizuális tüneteinek szabványosított értékelési szempontjai (*OECD Guideline, 2002*):

Kontroll. Egészséges növények, hosszú zöld gyökerek.

1. Egészséges zöld növények, enyhe klorózis egyes új elágazásokon.
2. Kiterjedtebb klorózis az összes új elágazó levélen, enyhe nekrosis a régi leveleken, halványzöld és rövidebb gyökerek.
3. Nagyobb mértékű klorózis az új elágazáson (sárga+fehér szín), bizonyos mértékű nekrosis a régi leveleken, gyökerek színe zöld és fehér között mozog, egyesek lehullottak.
4. Még több klorózis az összes új levélen, az elágazások satnyák, az összes régi levél elágazásnál nekrosis, telep szétesett, az összes gyökér lehullott.
5. Nem képződnek új elágazások, teljes nekrosis az összes levélen, a telep tönkrement, minden gyökér lehullott.

3.4.2. Laboratóriumi csíranövény teszt

Tesztnövénynek a fejes salátát – Május királya fajta – választottuk.

Az alkalmazott kezelések és a hígítási sorok, azok előállítása és tulajdonságai a reprodukciós vizsgálatban leírtakkal megegyezők voltak. A kontroll salátamagvak ioncserélt vízben csíráztak.

Ratsch és Johndro (1986) és *Németh (1998)* kutatási módszertana alapján, kezelésként 20 db salátamagot Petri-csészében elhelyezett, az adott kezelés 10 ml-es oldatával nedvesített szűrőpapírban csíráztattunk, teljes sötétségben, szobahőmérsékleten ($22\pm 0,5$ °C) öt napig. Az öt napos sötétben történő kezelés után hét napig természetes fényben, minden más körülmény változatlansága mellett vizsgáltuk a csíra fejlettségi állapotát (7. ábra).



7. ábra Saláta csíranövény teszt, CMS 300 + bányameddő kezelés

A statisztikai vizsgálatok mellett az egyes kezelésekhez tartozó gyökérhosszok átlagát a kontroll gyökerek átlagos hosszúságának százalékában fejeztük ki és minősítettük (10. táblázat).

10. táblázat Toxikológiai minősítés a csíranövény teszt alapján (Németh, 1998. nyomán)

A gyökerek átlagos hossza a kontroll %-ában	Minősítés
0 – 5%	igen mérgező
6 – 50%	mérgező
51 – 90%	kissé mérgező
91 – 120%	nem mérgező
>120%	serkentő

3.4.3. Tenyészedényes csíratesztek

A vizsgálatainkhoz az MSZ 21976-17/1993, MSZ 21978-8/1985 magyar szabványok nyújtották az alapot. A munkánk során fejeskáposztával, fejessalátával, sóskával és angol perjével végeztünk a csírateszteket. Mivel a bányameddő magas nehézfém-tartalma, alacsony pH-ja és tápanyagtartalma önmagában nem biztosít megfelelő közeget a vizsgált növényfajok számára, ezért azt szennyvíziszap komposzttal egészítettük ki a jobb tápanyag- és szervesanyag-ellátás, és pH pufferelés biztosítása érdekében. Kutatásunk során különféle bányameddő és komposzt keveréket használtunk a csíratesztek kivitelezésére. A kutatásunk célja az optimális bányameddő-komposzt arány megállapítása, valamint a fitotoxikológiai tesztekre leginkább alkalmas fajok kiválasztása volt.

Kísérletünket ősszel a Debreceni Egyetem Agrár- és Műszaki Tudományok Centrum botanikus kertjének üvegházában végeztük, ugyanis a növények csírázása

szempontjából optimális körülményeket, hőmérsékletet ($20\pm 0,5$ °C) ott tudunk biztosítani.

A kísérletben a vizsgált négy növényfaj magjait 1 dm^3 -es műanyag tenyészedényekbe vetettük. A tenyészedények mindegyikébe homokos vályog és homok fizikai féleségű bányameddő-komposzt keveréket tettünk egységesen 1 dm^3 -es térfogatban. Tápanyagforrásként az alkalmazott szennyvíziszap komposzt szolgált. A keverékek eltérő arányban tartalmaztak bányameddőt és szennyvíziszap komposztot, 0, 5, 10, 15, 20, 25, 50, 75, és 100 térfogat százalékos (továbbiakban %) komposztarányal. Minden kezelés esetén három ismétlést alkalmaztunk a reprezentatív és statisztikailag megbízható eredmények érdekében, és minden keverékből mintát vettünk az elemösszetétel vizsgálathoz. A pontos méréshez 2 mm-es szemcsefrakció szükséges, ezért a vizsgálat előtt átrostáltuk a mintákat. Az értékelhetőség érdekében minden növénynél beállítottunk kontroll vizsgálatot is csernozjom talaj felhasználásával. A két bányameddő típus és szennyvíziszap komposzt keverékekbe a négy növényfaj magjaiból tenyészedényenként 20 db magot vetettünk.

A vetést megelőző napon az összes táptalajt maximális vízkapacitásig telítettük vízzel. Másnap lemértük a tenyészedények tömegét, ami a szabadföldi vízkapacitásnak megfelelő vízmennyiség meghatározása érdekében történt. Az így kapott bányameddő-komposzt keveréket tartalmazó tenyészedények tömege jelentette az optimális nedvesség állapotot, amelyet a továbbiakban naponta ellenőriztünk, és a hiányt, az elpárolgott nedvességet, csapvízzel pótoltuk (megfelelő mennyiségű ioncserélt víz nem állt rendelkezésre). Az értékelés a saláta és káposzta növény esetén a kísérlet tizedik, sóska és angol perje növényfajok esetén a tizennegyedik napján történt.

3.5. Nehézfém-akkumuláció vizes közegben

Komplekképzővel segített rizofiltráció

A toxikológiai tesztek alapján megállapított CMS mennyiségi eredményeire alapozva kismodell kísérleteket állítottunk be a nád (*Phragmites australis*) és a deres sás (*Carex flacca*) potenciális nehézfém akkumulátor fajokkal. Kísérleteinkkel a két növényfaj alkalmazhatóságát vizsgáltuk a komplekképzővel segített rizofiltrációban. Vizsgáltuk az extrahálószer növényi elemfelvételre gyakorolt hatását. Meghatároztuk azt a nehézfémeket oldatba vivő, nem fitotoxikus hatású koncentrációtartományt, amely mellett maximális nehézfémfelvétel érhető el. A vizsgálatokat 6 héten keresztül,

természetes fény- és hőviszonyok mellett végeztük a DE AMTC MTK Víz- és Környezetgazdálkodási Tanszék bemutató kertjében, 20 literes edényekben, hidropóniás rendszerben.

A békalencse reprodukciós teszt során leírtakkal megegyező módon állítottuk elő az alkalmazott kezeléseket és a hígítási sorokat. Ebben a kísérletben azonban a CMS komplexképzőt csak 100, 200 és 500 szoros hígítású, CMS 100, 200, 500 és CMS 100, 200, 500 + bányameddő extraktum kezeléseket vizsgáltuk. A kutatás során a felhasznált nád a Szárazvölgyi zagytározóról, a deres sás a Debreceni Vízmű Szennyvíztisztító telepének oxidációs tavaiból származott. A tápelemeket az extrahálószerrel biztosították. A nád és a sás kontroll a Debrecen határában elhelyezkedő Tócsó-patak partjáról származott.

A folyadékfázis analitikai vizsgálatait, így a kémhatás, a vezetőképesség, az összesótartalom meghatározása a második, negyedik és hatodik héten történtek. A hatodik héten az egyes kezeléseket nehézfém-koncentrációját, a sás és a nád hajtásainak és gyökereinek elemtartalmát határoztuk meg.

A nád és sás állományok akkumulációs sajátságainak meghatározásához a mért nehézfém-koncentrációik alapján biokoncentrációs és transzlokációs faktorokat határoztunk meg. A biokoncentrációs faktort (BCF), *Anton és Máthé-Gáspár (2005)*, *Renoux et al., (2001)* nyomán számoltuk a közeg (k) és a növény (n) (hajtás+gyökér) nehézfém-tartalma alapján.

$$BCF = \frac{\text{fémtartalom}_{(n)}}{\text{fémtartalom}_{(k)}} \quad (4)$$

A gyökér (gy) és a hajtás (h) által akkumulált nehézfém-koncentrációk aránya a transzlokációs faktor (TLF), (5. egyenlet), amely a gyökérek akkumuláció mértékét adja meg.

$$TLF = \frac{\text{fémtartalom}_{(gy)}}{\text{fémtartalom}_{(h)}} \quad (5)$$

A CMS komplexképző sajátságának bizonyítására a CMS és CMS + meddő kezeléseket során alkalmazott növényfajok elemtartalmának és bioakkumulációs, transzlokációs faktorainak arányát is számítottuk.

Savas bányavíz rizofiltrációjának modellezése

A rizofiltrációs vizsgálat során a homok és homokos vályog fizikai féleségű bányameddők és az ioncserélt víz 1:2,5 arányait alkalmaztuk a savas bányavíz modellezésére. A kommunális szennyvíztisztításnál már ismert, kagylótutaj (*Pistia stratiotes*), vízijácint (*Eichhornia crassipes*) növényfajokat vizsgáltuk 6 héten keresztül. A vizsgálatokat természetes fényviszonyok mellett végeztük a Debreceni Egyetem Agrár- és Műszaki Tudományok Centrum botanikus kertjének üvegházában $T=20\pm 0,5$ °C hőmérsékleten, 10 literes edényekben, hidropóniás jellegű rendszerben.

A homokos vályog típusú bányameddő – ioncserélt víz és homok fizikai féleségű bányameddő – ioncserélt víz szuszpenziókat 48 órán keresztül extraháltuk, majd a vizsgálatokat a folyadékfázis és a bányameddő között kialakult egyensúlyi koncentráció beállása után kezdtük el három ismétlésben. A kagylótutaj és vízijácint kontrollokat DE AMTC MTK, Víz és Környezetgazdálkodási Tanszék bemutató kertnek mesterséges víztározójából származó élővízben helyeztük el, amelyek közül a vízijácint nem volt értékelhető, annak nekrotikus, rothadással járó kórképe miatt. NPK 15:15:15 műtrágya kijuttatásával biztosítottuk a tápelemeket.

A folyadékfázis analitikai vizsgálatait, így a kémhatás, a vezetőképesség, az összes sótartalom meghatározását hetente végeztük. A hatodik héten meghatároztuk az oldatfázisok nehézfém-koncentrációját, a kagylótutaj és a vízijácint hajtásainak, gyökereinek elemtartalmát.

A közeg és a növény (hajtás és gyökér) nehézfém-tartalma alapján számoltuk ki a biokoncentrációs faktort (BCF) és a transzlokációs faktorokat (TLF) a kagylótutaj és a vízijácint állományok akkumulációs sajátságainak összevetése céljából.

A vizsgálat első és utolsó napján mértük a biomassza friss mennyiségét is.

3.6. Nehézfém-akkumuláció földtani közegben

Tenyészedényes és szabadföldi körülmények végeztük a bioakkumulációs kísérleteket. Mindkét kísérlet esetében a vizsgálat első és utolsó napján határoztuk meg a bányameddő – szennyvíziszap komposzt keverékek kémhatását és a vezetőképességét. Külön mérve a hajtás és a gyökér elemtartalmát, vizsgáltuk a növényfajok nehézfém-akkumulációját is. Számoltunk biokoncentrációs faktorokat (BCF) és transzlokációs faktorokat (TLF).

Tenyészedényes vizsgálat

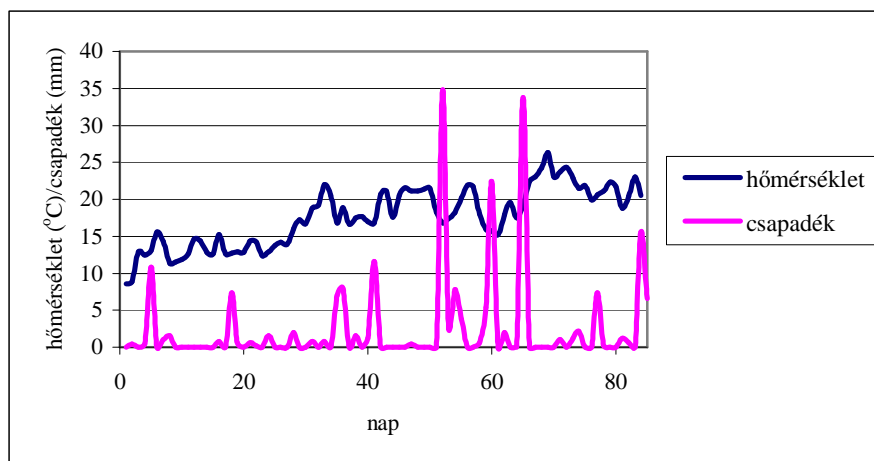
A kísérletet a tenyészedényes csírateszt folytatásaként végeztük azért, hogy kiválasszuk a fitostabilizációra leginkább alkalmas növényfajokat. A vizsgálatot természetes fényviszonyok mellett a Debreceni Egyetem Agrár- és Műszaki Tudományok Centrum botanikus kertjének üvegházában $T=20\pm 0,5$ °C hőmérsékleten, 6 héten keresztül, palánta fejlettségig folytattuk. Ehhez négy növényfajt (saláta, fejeskáposzta, angol perje, sóska) alkalmaztunk tenyészedényenként 3-5 átlagos tőszámmal [angol perje esetében teljes felszíni (100 cm^2) borítás]. A tenyészedények mindegyikébe homokos vályog és homok fizikai féleségű bányameddő – szennyvíziszap komposzt keveréket tettünk egységesen 1 dm^3 -es térfogatban. Tápanyagforrásként az alkalmazott szennyvíziszap komposzt szolgált. A keverékek eltérő arányban tartalmaztak bányameddőt és szennyvíziszap komposztot, 0, 5, 10, 15, 20, 25 százalékos komposztarányal. Minden kezelés esetén három ismétlést alkalmaztunk a reprezentatív és statisztikailag megbízható eredmények érdekében, és minden keverékből mintát vettünk a biológiailag hozzáférhető elemösszetétel vizsgálathoz. A biológiailag hozzáférhető elemtartalmat Győri *et al.*, (1996) nyomán analizáltuk (McGrath-féle eljárás). Az eljárás során 10 g légszáraz, 2 mm-re darált mintához 100 ml 0,1 M CaCl_2 oldat került adagolásra. 16 órán át történő rázatást, majd 20 perces centrifugálást (30000G) követően az extraktum leválasztásra, majd ICP-OES elemzésre került. A kontrollt csernozjom talajon állítottuk be.

A kísérlet során a bányameddő – szennyvíziszap komposzt kezelések előkészítése, a nedvességtartalom beállítása és utánpótlása a tenyészedényes csírateszt módszertanát követte.

Lemértük a biomassa friss mennyiségét is a kísérlet utolsó napján.

Szabadszíri vizsgálat

A kísérletet a tenyészedényes bioakkumulációs vizsgálat folytatásaként végeztük. Helyszíne a DE AMTC MTK, Víz- és Környezetgazdálkodási Tanszék bemutató területe volt. A saláta felmagzott, a káposzta fejesedő vegetációs fejlettségi állapotáig folytattuk a vizsgálatot természetes hő-, fény- és csapadékviszonyok között (8. ábra) 12 héten keresztül (2008. április 15. – 2008. július 08.). A hőmérséklet és csapadékadatokat a DE AMTC MTK, Víz- és Környezetgazdálkodási Tanszék bemutató területén elhelyezett DAVIS Vantage Pro2 típusú időjárás állomás detektálta, és a hozzátartozó Weatherlink automatikus adatrögzítő szoftver gyűjtötte.



8. ábra A terület hő és csapadékviszonya a vizsgált időtartam alatt

A kísérlet során homok és homokos vályog talajra jellemző szabadföldi vízkapacitásnyi térfogatosságot állítottunk be, amit, szükség esetén, csapvízzel történő utánpótlással tartottunk fenn. A nedvességtartalmat kétnaponta, a rádiófrekvenciás elektromágneses hullám terjedési sebességének meghatározásán alapuló „Time Domain Reflectometry” (TDR) módszer elvén működő TRIME FM-2 műszer segítségével mértük.

Három növényfajt vizsgáltunk (saláta, angol perje, fejeskáposzta), a sóskát gyenge fejlődése és akkumulációs sajátsága miatt végül nem értékeltük. Kísérletünk egy korábbi nehézfém transzport vizsgálatára kialakított, földbe süllyesztett, 12 darab, egymástól elszigetelt, 1 m mélységű, 0,5 m² felületű konténerekben történt, melyek teljes térfogatában homokos vályog, homok fizikai féleségű bányameddőt és kontroll csernozjom talajt helyeztünk el. A homokos vályog és homok fizikai féleségű meddőt tartalmazó konténerek mindegyikében 20 cm mélységig 5 %-nak megfelelő szennyvíziszap komposztot kevertünk. A keverékekből mintát vettünk a biológiailag hozzáférhető elemösszetétel vizsgálatához, amelyet a tenyészedényes bioakkumulációs vizsgálat során leírtak szerint végeztünk.

3.7. Az alkalmazott analitikai módszerek

Laboratóriumi, terepi és gyorsanalitikai eszközökkel végeztük a földtani és vizes közegek, illetve a növényfajok nehézfém-tartalmának, valamint egyéb környezeti paraméterek (pH, EC¹⁵) meghatározását.

Induktív csatolású plazma optikai emissziós spektrometria (ICP-OES)

ICP-OES módszerrel határoztuk meg a homok, homokos vályog típusú bányameddő – szennyvíziszap komposzt keverékek biológiailag hozzáférhető, a CMS és CMS + bányameddő kezelések, savas bányavíz elem-tartalmát. Az ICP-OES a környezetvédelmi fémanalitika leghatékonyabb eszköze, szimultán multielemes üzemmódban nagyszámú elem egyidejű meghatározását teszi lehetővé. Magas hőmérsékleten atomizált, gerjesztett nehézfémek fényemissziója alapján méri azok minőségét és mennyiségét.

A növénymintákat megfelelő előkészítés után vizsgáltuk meg az ICP-OES technikával. Először a növény szár- és gyökérrészeit elválasztottuk egymástól, szárítószekrényben 70 °C-on szárítottuk, majd daráltuk. A nehézfémeket nedves roncsolással, H₂O₂-HNO₃ felhasználásával tártuk fel az előkészített, darált mintákból.

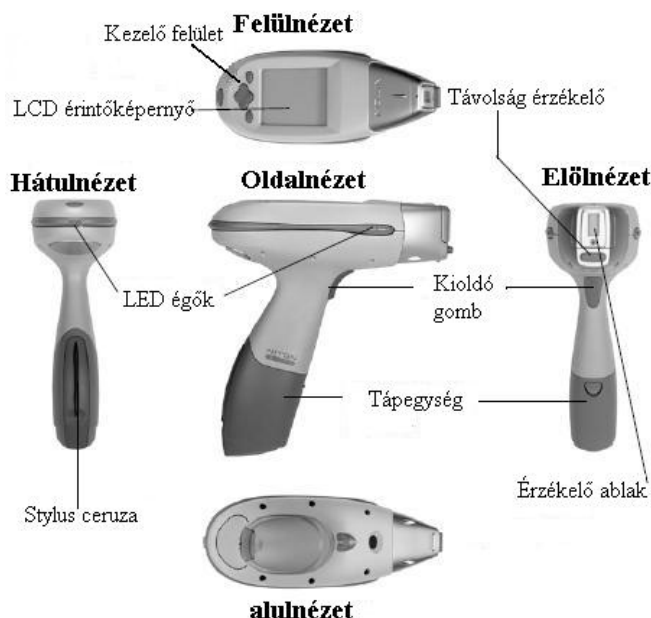
Terepi hordozható röntgen fluoreszcenciás spektrometria (FPXRF)

A röntgen fluoreszcenciás spektrometria (XRF) elvén működő, Cd¹⁰⁹ radioaktív zárt sugárforrást tartalmazó, terepi hordozható NITON XL 700 típusú műszer segítségével mértük az ásványtani elemzés alátámasztására szolgáló terepi minták elem-tartalmát. Az eszköz a nehézfémek karakterisztikus röntgensugárzása alapján határozza meg az elem-tartalmat, nagy érzékenységű BASP (Big Area Silicon PIN diode) röntgensugár-detektor alkalmazásával. A minta-előkészítés roncsolásmentes technikával történt. Meg kell említeni, hogy az FPXRF technológia érzékeny a szemcseméretre és a közeg nedvességtartalmára (*Shefski, 1997; Kalniczky és Singhvi, 2001*). A mintát ezért átkevertük, kiterítettük és szobahőmérsékleten száradni hagytuk. Száradás után a talajt daráltuk, porcelán mozsárban aprítottuk, és 2 mm-es szitán átszitáltuk. Az így előkészített minta 50 g-ját mintavevő zacskóba helyeztük, légmentesen lezártuk és nehézfém-tartalmát megmértük.

A fitotoxikológiai vizsgálatok során felhasznált meddő elem-tartalmát egy a röntgen fluoreszcenciás spektrometria elvén működő, miniaturizált röntgensövet alkalmazó, új

¹⁵ Elektromos vezetőképesség

generáció, terepi hordozható NITON XLt 700 típusú műszerrel végeztük (9. ábra). Újszerűsége, hogy a sugárforrás nem radioaktív izotóp, így használata és tárolása kevésbé kockázatos humánegészségügyi és munkavédelmi szempontból. Az FPXRF a teljes elemtartalom mérését teszi lehetővé, figyelembe véve a mátrixhatásokat is, amelyek Compton normalizációval kerülnek korrekcióra.



9. ábra NITON XLt 700 (NITON XLt Felhasználói kézikönyv)

Belső kalibráció, valamint standardokkal külső ellenőrző mérések előzték meg a méréseket. A tömörített minták mérését a készülék által meghatározott 60 időegységig végeztük vékony fólián keresztül. Minden mérést háromszor ismételtünk, és az eredmények átlagát tekintettük az összehasonlító elemzés alapjául. A készülék a mérési eredmények mellett minden esetben megad egy hibaértéket is. Ezeket az értékeket nem vettük figyelembe, a US EPA¹⁶ 6200 Módszer (JBS, 1998) szerint csak a kármentesítés tervezésekor alkalmazott felülbecsléskor szükséges a mért értékhez adni a szennyezett talajok és üledékek elemtartalmának meghatározásánál a hibaértéket.

A hordozható terepi röntgen-fluoreszcenciás (FPXRF) spektrometria megbízhatóságának vizsgálatára a roncsolásmentesen nyert adatokat hasonlítottuk össze a nedves HNO₃ - H₂O₂ roncsolással előkészített mintákból ICP-OES módszerrel meghatározott koncentrációértékekkel. A vizsgált bányameddő minták a Gyöngyösorosziban található magas nehézfém-tartalmú flotációs iszapokból, míg a vizsgált növényminták a bioakkumulációs vizsgálatok biomasszájából származtak. A FPXRF spektrométer

¹⁶ Az USA Környezetvédelmi Hivatala

kimutatási határa néhány nagyságrenddel nagyobb ($10-100 \text{ mg kg}^{-1}$), mint az ICP-OES módszeré, ennek megfelelően csak az előbbi módszer detektálási határán felüli elemtartalom esetében tudtunk végezni korreláció-analízist.

Vizsgáltuk továbbá a talajnedvesség tartalom NITON XLt 700 mérési eredményeire gyakorolt hatását is 21 meddő-, illetve talajminta alapján. Becslő egyenletet határoztunk meg a nedvességtartalom torzító hatásának kalibrálására. A minták nedvességtartalmát 2, 4, 6, 8, 10, 12, 14, 16, 18, 20, 22, 24, 26, 28, 30 tömeg%-ra állítottuk be. A modell validálása során párosított t-próbát alkalmaztunk a mért és a becsült koncentrációk között.

Gyorsanalitikai eszközök

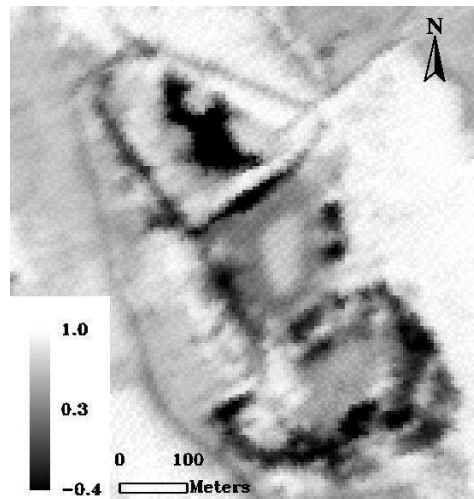
A közeg kémhatását hordozható WTW pH 325-B műszerrel mértük potenciometriásan, kétpontos kalibrációval, a potenciálkülönbség elvén. Az *MSZ – 08 0206 / 2 – 78* szabvány szerint mértük a szilárd közegminta kémhatását. 1:2,5 arányú ioncserélt víz-közeg szuszpenzióban potenciometriásan határoztuk meg a közeg pH-értékét.

A közeg összes sótartalmát és elektromos vezetőképességét az elektromos ellenállás elvén működő WTW LF 325-B típusú műszerrel mértük.

4. EREDMÉNYEK

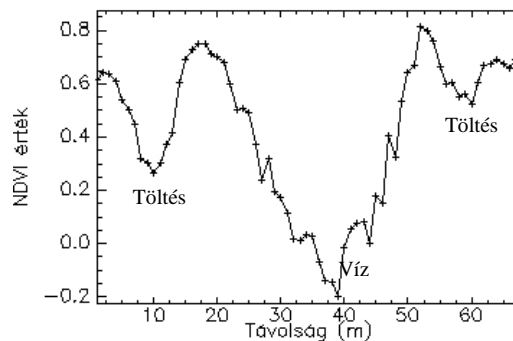
4.1. Nehézfémekkel szennyezett zagyártározó légi hiperspektrális vizsgálata

Vizsgálataink során elsőként az NDVI értéket határoztuk meg a DAIS 7915 szenzor 10. (650 nm) és 22. (870 nm) csatornáinak felhasználásával (10. ábra). Az NDVI kép alapján nem felügyelt osztályozással, klaszterezéssel lehatárolhatóak, meghatározhatóak a terület növényborítottságának eltérései, mintázata. Növényzettel borított területeket ($NDVI > 0,3$) és növényzettel nem borított területeket ($0,3 > NDVI > 0$) különítettük el az NDVI hisztogram küszöbértékénél. Ez alapján képeztünk képi maszkot a további vizsgálatokhoz.



10. ábra A Szárazvölgyi tározó NDVI képe

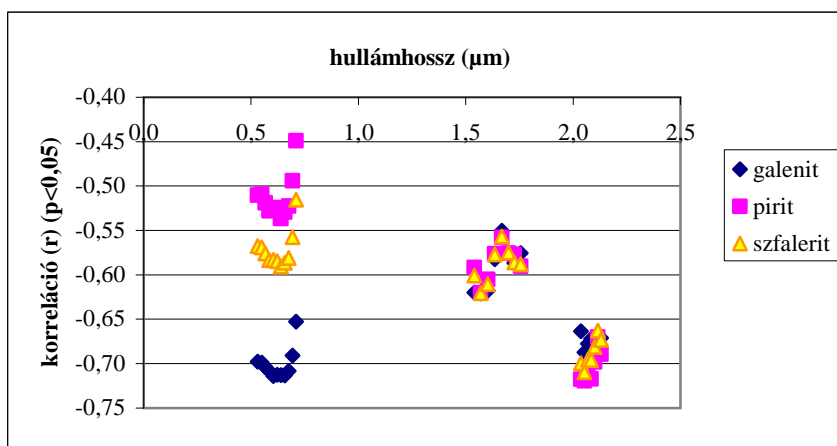
Az NDVI kép alapján készített, az északi tározót nyugat-kelet irányban keresztül metsző spektrális profilon is szembetűnők a víz negatív, míg az azt körbevevő növényzet kiugróan magas NDVI értékei (11. ábra).



11. ábra Az északi tározó NDVI keresztmetszete

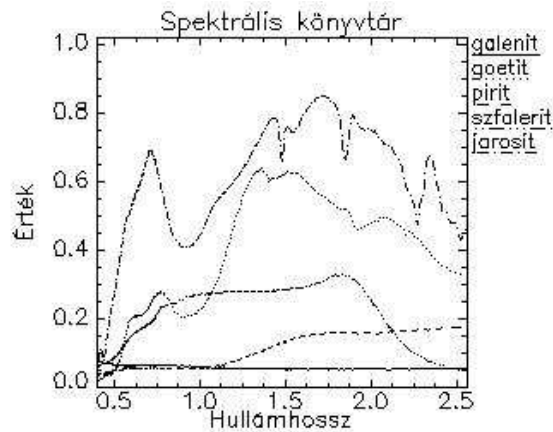
Ásványtani elemzés

Következő lépésként a kopár, 0-0,3NDVI értékű területen nehézfém-tartalmú ásványok, galenit (PbS), goethit (FeO(OH)), jarosit ($KFe_3(SO_4)_2(OH)_6$), szfalerit ((Zn, Fe)S), pirit (FeS₂) térbeli eloszlás vizsgálatára került sor. Az egyes mintavételi pontokhoz tartozó reflektancia és a SAM eredmények közötti összefüggés vizsgálat során, a szignifikáns korrelációs értékeket alapul véve elmondható, hogy az ásványtani elemzésre az 1,5-1,8 és a 2-2,2 μm közötti hullámhossz tartomány alkalmas, összhangban *Kardeván et al. (2003)* megállapításaival. A negatív korreláció az ásványok nagyfokú elnyelőképességére enged következtetni. Az 500-700 nm-es hullámhossztartománynál is tapasztalható általában közepes erősségű szignifikáns korreláció, ez azonban az egyes ásványok tekintetében igen eltérő nagyságú, így az ásványtani elemzések során nem vettük figyelembe (12. ábra).



12. ábra Ásványtani elemzés és a reflektancia értékek kapcsolata

Az 1,5-1,8 és 2-2,2 μm közötti hullámhossz tartományokat tartalmazó spektrális sávok felhasználásával határoztuk meg az ásványok térbeli eloszlását SAM módszerrel, 0,10 radián szögérték mellett. USGIS standard spektrális profilok segítségével végeztük az elemzést, amelyek a vizsgálandó ásványaink tiszta spektrumát, azok tiszta reflektanciáját adják meg (13. ábra).



13. ábra USGIS háttér spektrumok

SAM módszerrel történő elemzésének eredményeképpen megállapítható, hogy a nehézfém-tartalmú ásványoknak; galenitnek, szfaleritnek a vizsgált területen mért térbeli eloszlása hasonló. Ezt alátámasztja az ásványtani vizsgálatok eredményei alapján a galenit és szfalerit közötti igen szoros ($r=0,952$) szignifikáns ($P^{17}<0,05$) korreláció. Ez különös környezeti kockázatot jelent, hiszen vízerózió, kisebb mértékben defláció hatására ezek az ásványok mobilizálódhatnak, és így potenciális veszélyforrást jelentenek a környezetre. Éppen ezért e területek mielőbbi stabilizációját kell végrehajtani. Ezt magasabb rendű növényekkel, pázsitfűfélékkel lenne célszerű kivitelezni azok ökológiai igényeinek megteremtésével, tehát adalékanyagok (mész, komposzt, szennyvíziszap) felhasználásával. További problémát jelent, hogy a nehézfém-tartalmú ásványok mellett a pirit és kis mennyiségben a jarosit is jelen van, amely a közeg savasságát, a meddő anyagban található nehézfém mobilizációt segíti elő. A pirit jelenlétét határozottan igazolja a szfalerittel ($r=0,950$) és galenittel ($r=0,999$) mutatott szoros, szignifikáns ($P<0,05$) korreláció. A goetit jelenléte elhanyagolható a többi vizsgált ásványhoz képest (szignifikáns korreláció nem mutatható ki).

A hiperspektrális elemzések mellett a Szárazvölgyi-tározó területén vett talajminták is jelentős nehézfém-koncentrációt mutattak. A 10/2000 sz. KöM EüM FVM KHVM együttes rendeletben szereplő intézkedési szennyezettségi határérték feletti koncentrációkat mértünk a legtöbb fém esetében, amelyek közül kiemelkedő volt az Pb és a Zn szennyezettség (11. táblázat).

¹⁷ szignifikancia érték

11. táblázat A Szárazvölgyi tározó Zn-, Pb- és Fe-tartalma (mg kg⁻¹)

	<i>Zn</i>	<i>Pb</i>	<i>Fe</i>
<i>Minimum</i>	44,1	20,8	14092
<i>Maximum</i>	245965	17395	445645
<i>Átlag</i>	3269	592	44564
<i>Median</i>	267	181	38784
<i>Standard hiba</i>	982	77,2	1717
<i>Variancia</i>	470684460	2865541	1457380140
<i>Standard eltérés</i>	21695	1692	38175

A talajminták statisztikai elemzése során a nehézfémek közötti korrelációt állapítottunk meg és főkomponens analízist végeztünk. A nehézfémek közötti előfordulási korreláció a Pb-Zn, Fe-Zn, Fe-Pb fémek között volt a legszorosabb, amely a fémek együttes előfordulását, és így a hiperspektrális elemzés megbízhatóságát mutatja (12. táblázat).

12. táblázat Nehézfémek közötti korreláció

	<i>Pb-Zn</i>	<i>Zn-Fe</i>	<i>Pb-Fe</i>	<i>Ni-Cr</i>	<i>Pb-As</i>	<i>Pb-Cu</i>	<i>Zn-Cu</i>	<i>As-Fe</i>	<i>As-Zn</i>	<i>Ni-Cu</i>	<i>Cu-Cr</i>
<i>R²</i>	0,90*	0,88*	0,83*	0,33*	0,23*	0,41	0,17	0,18	0,21	0,12	0,06

*szignifikáns (1) p<0,01

Ezt a következtetést lehet levonni a főkomponens analízis eredményeiből is, ahol az első komponens a Pb, Zn és Fe alkotják 44,97 variancia érték mellett (13. táblázat).

13. táblázat Főkomponens analízis eredménye – rotált komponens mátrix

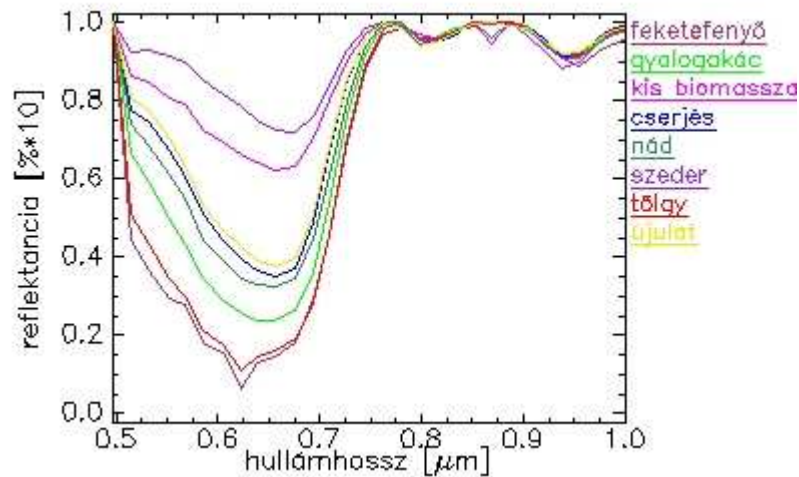
	<i>1</i>	<i>2</i>	<i>3</i>
<i>Pb</i>	0,905	0,023	0,331
<i>As</i>	0,038	-0,109	0,766
<i>Zn</i>	0,967	0,037	0,016
<i>Cu</i>	0,171	0,174	0,712
<i>Ni</i>	-0,086	0,917	0,128
<i>Fe</i>	0,930	0,047	0,117
<i>Cr</i>	0,540	0,621	-0,192
<i>KMO</i>	0,592		

A cinkkel és az ólommal erősen szennyezett (Zn>1000 mg kg⁻¹; Pb>600 mg kg⁻¹) mintavételi helyeken határoztuk meg a Zn-tartalom és a szfalerit, az Pb-tartalom és a galenit ásványok valószínűség-értékei közti összefüggéseket. Pb-tartalom és a galenit között P<0,1 szignifikancia szint mellett közepes korreláció (r=0,514), Zn és szfalerit között pedig kissé erősebb (r=0,615), szignifikáns (P<0,01) korreláció állapítható meg. A statisztikai elemzés eredményei és a hiperspektrális ásványtani elemzés alapján a

nehézfémekkel szennyezett területeken a légi hiperspektrális technológia javasolható a nehézfém-tartalmú ásványok felmérésére, térbeli kiterjedésének meghatározására.

Vegetációs vizsgálat

A vegetáció elemzés során meghatározott tanító területek kijelölését a terepi bejárás, területről készült légifelvétel és a topográfiai térképek alapozták meg. A tanító területek spektrális tulajdonságait elemezve megállapítható, hogy egyes növénytársulások, főleg a nád, gyalogkakác, szeder és cserjés közösség, spektrális tulajdonságaikat tekintve igen hasonlóak, ezért az elemzés, osztályozás során ezek a csoportok keveredhetnek, átfedésbe kerülhetnek egymással, így az elemzés bizonytalansága nőhet (14. ábra).



14. ábra Tanító területek reflektancia görbéi

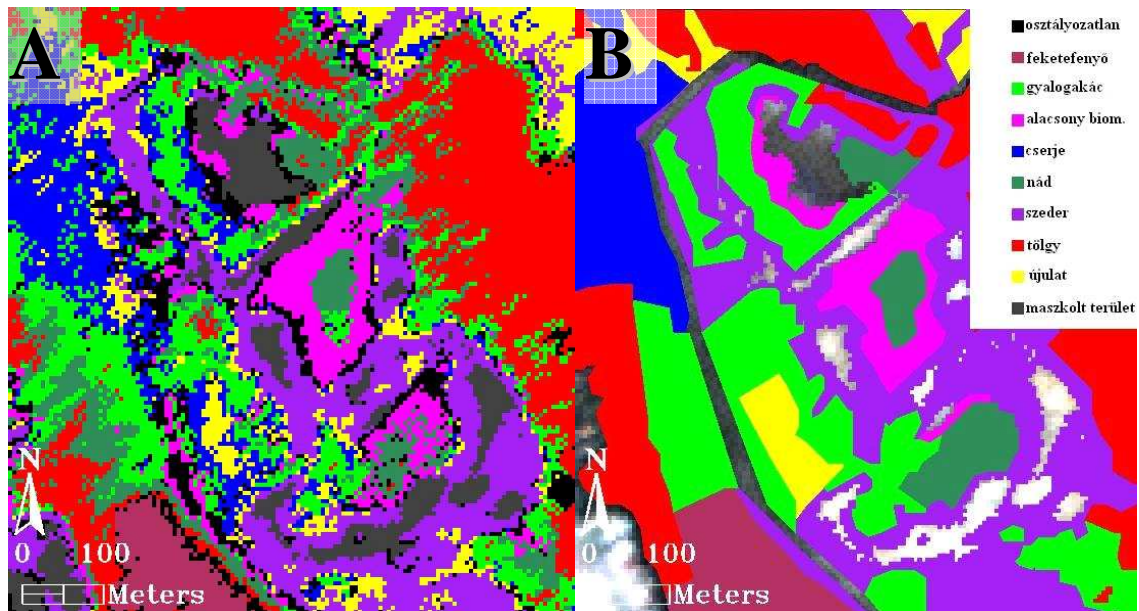
Ellenőrzött osztályba sorolás során nyolc vegetáció típust különítettünk el. Az osztályozás pontosságát a Kappa-indexszel fejeztük ki. A SAM osztályozással közepesen jó eredményeket értünk el, különösen a 496-690 nm közötti hullámhossz tartományokban (14. táblázat). Ennek alapján megállapítható, hogy a növényi biomassza pigmentjei ebben a tartományban érzékenyek az abszorpcióra, összhangban *Berke et al. (2004)* megállapításaival.

14. táblázat A SAM osztályozás eredményei

SAM	496-1300 nm	496-690 nm	690-1300 nm
K index	0,46	0,51	0,42

Ezt jól magyarázza, hogy az 500-700 nm-es hullámhossz tartományban találhatóak a legnagyobb különbségek a tanító területek spektrális reflektancia görbéi között. A rendezetlen, ipari roncsolt környezet miatt közepes, közepesen jó eredmény alapvetően

a terület növényállományát jellemző heterogenitásnak köszönhető, hiszen egyik növénycsoport esetében sem beszélhetünk homogén állományokról. Más fajok egyedei kisebb-nagyobb mértékben előfordulnak az osztályozás során adott növénycsoportnak megfelelő területeken (15. ábra).



15. ábra A SAM osztályozott terület (A) és az ellenőrző területek (B)

Kétféle módon vizsgáltuk tovább az egyes osztályokat. Az egyik esetben azt vizsgáltuk, hogy egy adott növénycsoportba tartozó, terepen mért ellenőrző terület osztályának hány százalékát fedik le az ugyanabba a növénycsoportba, a tanító terület alapján beosztályozott pixelek (találati pontosság – „producer accuracy”). A másik esetben azt vizsgáltuk, hogy az adott növénycsoportba osztályozott pixelek hány százaléka került az ugyanahhoz növénycsoportba tartozó ellenőrző terület megfelelő osztályába („user accuracy” – hasznosulási pontosság). Ez alapján az osztályozás különösen jó eredményt feketefenyő, erdő (javarészt tölgy); jó eredményt alacsony biomassájú és cserjés területeken adott (15. táblázat). Ennek oka a kevesebb zavaró hatás; az erdő terület zárt lombzata és a cserjés homogénebb állománya. A nád és a gyalogakác, hasonló ökológiai igényük miatt, a pixelen belül szórtnan, kevert spektrummal mutatkozik, amely magyarázza az osztályozás gyenge közepes eredményeit, amihez hozzájárul még a víz hatása is. Az erdő újulat területén a cserje szórt keveredése okozza a szintén gyenge közepes eredményeket, amelyet a cserje hasznosulási pontosságának alacsony aránya is alátámaszt.

15. táblázat		A klasszifikáció osztályonkénti értékelése	
<i>Osztályok</i>	<i>Találati pontosság %</i>	<i>Hasznosulási pontosság %</i>	
<i>Feketefenyő</i>	66,5	99,5	
<i>Gyalogakác</i>	43,7	50,4	
<i>Alacsony biomassza</i>	67,9	47,3	
<i>Cserjés</i>	69	47,0	
<i>Nád</i>	51,1	20,1	
<i>Szeder</i>	54,0	89,7	
<i>Tölgy</i>	71,4	91,9	
<i>Újulat</i>	44,2	42,4	

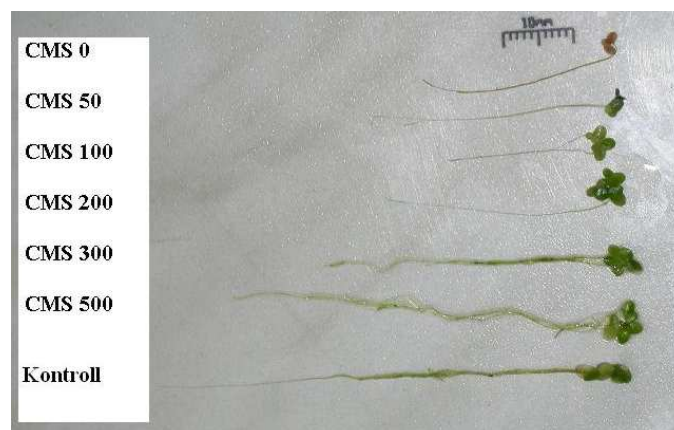
4.2. Fitotoxikológiai tesztek

Mindhárom fitotoxikológiai teszt értékelésekor különös figyelmet fordítottunk a gyökérhosszok pontos mérésére és megbízható statisztikai elemzésére.

4.2.1. Békalencse reprodukciós teszt

A vizsgálat időtartama alatt a telepszám nem változott. A telepek a bányameddő jelenléte nélküli CMS kezelésekben csak a hígítás nélküli közegben (CMS 0) haltak el. A CMS 50, 100, 200 kezeléseknél penészedés lépett fel, ám ennek ellenére is egészséges zöld növényeket figyeltünk meg, enyhe klorózissal az új elágazásokon. A CMS 50-szeres hígítású közegben viszont, a gyökerek 80 %-a lehullott. A többi, CMS 300 és CMS 500 kezelés nem mutatott számottevő klorózist (16. ábra).

A statisztikai mutatókat N=10 egyedre számoltuk (1. melléklet). A statisztikai vizsgálatok során a CMS hígítatlan, 50, 100, 200 kezelése gyökérhosszai bizonyultak szignifikánsan különbözőnek a kontrollhoz képest. Ez azt jelenti, hogy a CMS 300- és 500-szoros oldata nem voltak toxikusak (16. táblázat).



16. ábra A békalencse tünetei CMS kezelések esetén

16. táblázat A békalencse gyökérhossz alakulása CMS kezelések során (mm)

Kezelések	Kontroll	CMS 0	CMS 50	CMS 100	CMS 200	CMS 300	CMS 500
Átlag	41,7	25,8 ^b	27,5 ^b	27,6 ^b	33,8 ^b	39 ^a	35,4 ^a
Medián	44	28	27,5	26,5	33,5	39	35,5
Módusz	44	28		25	30	39	30
Szórás	9,08	5,16	10,60	6,43	6,05	7,46	8,56

a: kontrollhoz képest nem szignifikáns

b: kontrollhoz képest szignifikáns

A CMS hígitatlan (0) + bányameddő kezelésben a békalencsék elpusztultak (teljes nekrozis), míg CMS 50, 100, 200, 300 + bányameddő kezeléseken nagyobb mértékű klorózist találtunk az új elágazásokon és a gyökereken. CMS 500 + bányameddő esetén csak enyhe klorózis volt észlelhető (17. ábra).



17. ábra A békalencse tünetei CMS + bányameddő (CMSm) kezelések esetén

A statisztikai mutatókat N=10 egyedre számítottuk ki. A CMS kezelésekkel ellentétben, a CMS hígitatlan (CMS 0), 200, 300, 500 + bányameddő kezeléseknél a gyökérhosszai mutattak szignifikáns eltérést a kontrollhoz képest (17. táblázat). Ennek oka valószínűsíthetően a közeg megnövekedett elemtartalmából történő fokozottabb elemakkumuláció miatti gátolt növekedés volt.

17. táblázat A békalencse gyökérhossz alakulása CMS + bányameddő kezelések során (mm)

Kezelés	kontroll	CMSm 0	CMSm50	CMSm100	CMSm200	CMSm300	CMSm500
Átlag	41,7	35,55 ^b	35,5 ^a	38,3 ^a	30,6 ^b	30,9 ^b	32,8 ^b
Medián	44	32,25	37,5	37,5	30,5	20,5	34
Módusz	44	-	39	-	25	-	25
Szórás	9,08	9,58	7,73	7,93	8,18	6,57	6,97

CMSm: CMS + bányameddő kezelések

a: kontrollhoz képest nem szignifikáns

b: kontrollhoz képest szignifikáns

Bár a gyökérhossz-eredmények értelmében a CMS 50 és 100 + bányameddő közegek látszólag nem voltak toxikusak, ez azonban mégsem igaz, mivel ezek a kezelések a harmadik kategóriájú tünetosztályra jellemző, nagyobb mértékű klorózist mutattak (18. táblázat).

18. táblázat Az egyes kezelések tünetosztályai békalencsén

<i>CMS+bányameddő</i>		<i>CMS</i>	
<i>Kezelés</i>	<i>tünetosztály</i>	<i>Kezelés</i>	<i>tünetosztály</i>
<i>0</i>	5	<i>0</i>	5
<i>50</i>	3	<i>50</i>	4*
<i>100</i>	3	<i>100</i>	2*
<i>200</i>	3	<i>200</i>	1*
<i>300</i>	3	<i>300</i>	1
<i>500</i>	2	<i>500</i>	1

A CMS és CMS 100 + bányameddő közegek állományainak gyökérhossza között szignifikáns eltérést találtunk (1. melléklet), mely a meddő jelenlétében történő gyökérhossz növekedésre enged következtetni, bár ennek ellentmond, hogy a többi esetben ez nem volt tapasztalható. A békalencsével végzett fitotoxikológiai teszt alapján nem kaptunk egyértelmű eredményt az alkalmazható CMS koncentrációt illetően.

4.2.2. Salátával végzett laboratóriumi csíranövény tesztek

Csírákéesség

A saláta csírákéessége CMS koncentráció csökkenésével, folyamatosan, trendszerűen nőtt a kontroll százalékában. A kontroll 100 százaléka csírázott ki. Összevetve a saláta 5. és 12. napon mért csírázási képességeit, a természetes megvilágításnál, a korábban csírázást gátló CMS 100, 200 és CMS 100, 200 + bányameddő kezeléseknél kitett saláta magvak is képesek voltak a csírázásra adott mértékben.

Ugyanakkor a 12. nap eredményeinek tükrében feltételezhető a bányameddő csírázásra gyakorolt pozitív hatása is, amelyet bizonyított a saláta CMS 100, 200 + bányameddő CMS 100 szoros és 200 szoros hígítású kezeléshez viszonyított nagyobb a csírázókéesség (19. táblázat).

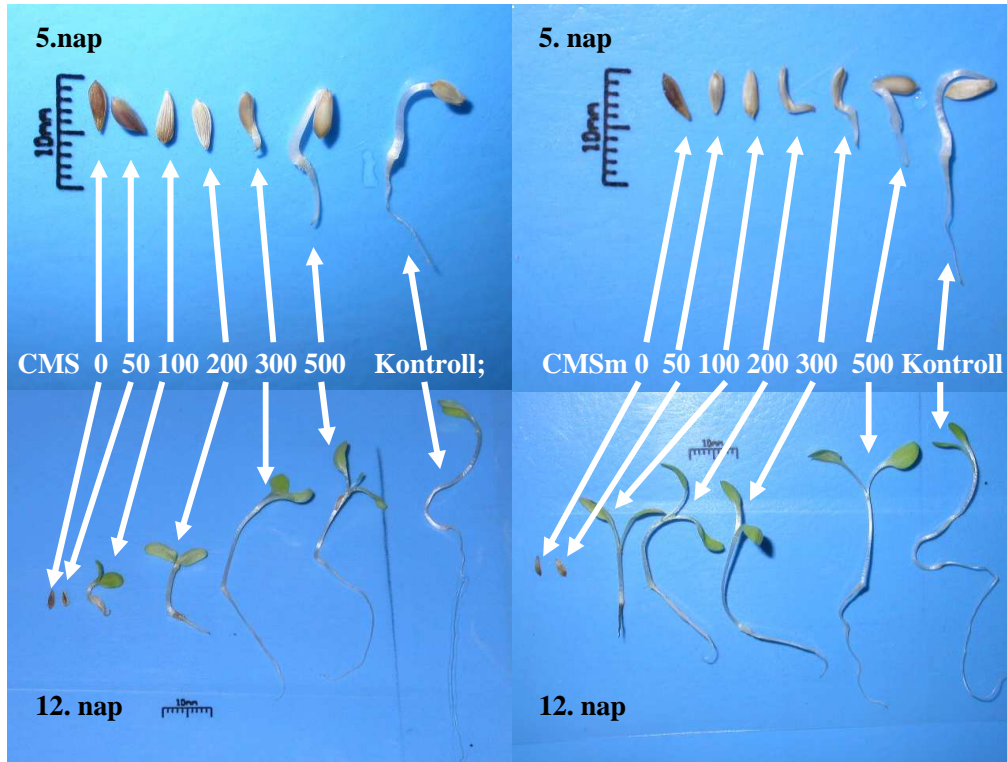
19. táblázat Saláta csírákéessége (%)

<i>5. nap</i>	<i>hígítatlan</i>	<i>50</i>	<i>100</i>	<i>200</i>	<i>300</i>	<i>500</i>
<i>CMS</i>	0	0	0	0	85	90
<i>CMSm</i>	0	0	0	20	75	85
<i>12. nap</i>	<i>hígítatlan</i>	<i>50</i>	<i>100</i>	<i>200</i>	<i>300</i>	<i>500</i>
<i>CMS</i>	0	0	25	60	85	90
<i>CMSm</i>	0	0	60	65	75	85

CMSm: CMS + bányameddő

Fejlettségi állapot

Vizuálisan is megállapítható az egyes hígítások között a fejlettségi állapotbeli különbségek mind a CMS, mind pedig a CMS + bányameddő kezelések között. A CMS hígítás függvényében változás trendszerű a (18. ábra).



18. ábra A saláta csíranövények fejlettsége (CMSm: CMS + bányameddő)

Az ötödik napon végzett mérések szerint CMS 500 kezelések esetén a tesztnövények átlagos gyökérhosszúsága szignifikánsan kisebb volt, mint a CMS 500 + bányameddő kezelésé. Ez alapján feltételezhető a bányameddő a gyökérnövekedésre gyakorolt pozitív hatása összhangban más irodalmakkal (Beltrami *et al.*, 1999). Ennek ellentmondhat az, hogy a többi kezelés ezt a feltevést nem igazolta (20. táblázat).

20. táblázat A saláta gyökérhossz alakulása az 5. napon

5. nap	Átlag	Szórás	Medián	Módusz
Kontroll	16,0 ^b	2,83	15,5	15
CMS 300	3,35 ^a	2,62	3	3
CMS 500	6,47 ^a	1,74	6	6
CMSm 200	2,25 ^a	0,50	2	2
CMSm 300	5,33 ^a	3,06	4	4
CMSm 500	12,5 ^b	8,42	11	11

CMSm: CMS + bányameddő

a, b csoportokon belül nincs szignifikáns eltérés, $P < 0,05$

A sötétben végzett csíráztatás során megállapítható, hogy mind a CMS, mind a CMS + bányameddő közegek közül egyedül a CMS 500 + bányameddő kezelés minősült kissé mérgezőnek. Ezt alátámasztotta az is, hogy az adott kezelés és a kontroll csíranövények gyökérhosszai között nem találtunk szignifikáns eltérést (21. táblázat).

21. táblázat A saláta toxikológiai minősítése az 5. nap eredményei alapján

<i>CMS</i>	<i>Gyökerek átlagos hossza a kontroll százalékában %</i>	<i>Minősítés</i>	<i>CMS + meddő</i>	<i>Gyökerek átlagos hossza a kontroll százalékában %</i>	<i>Minősítés</i>
500	40	mérgező	500	78	kissé mérgező
300	20	mérgező	300	33	mérgező
200	0	igen mérgező	200	14	igen mérgező
100	0	igen mérgező	100	0	igen mérgező
50	0	igen mérgező	50	0	igen mérgező
0	0	igen mérgező	0	0	igen mérgező

A bányameddő csíranövényre gyakorolt stimuláló hatását bizonyítják a *tizenkettedik napon* mért eredmények is. CMS 200 bányameddő kezelés esetén a csíranövény hossza szignifikánsan nagyobb volt, mint CMS 200 szoros hígítású oldatban (22. táblázat). A saláta kontroll fejlettségi állapota messze meghaladta a többi kezelését. A toxikológiai minősítés alapján is a bányameddő pozitív hatással volt a csíranövény gyökérhosszaira (23. táblázat). A hét nappal tovább tartó csíráztatásnak köszönhetően, a kezdeti erős a gyökérhosszra gyakorolt mérgező hatású kezelések kevésbé toxikussá váltak a saláta számára. Ennek eredményeként pontosabban meg tudtuk határozni azt a CMS koncentráció-tartományt, amely felhasználható lehet a rizofiltrációban.

22. táblázat A saláta gyökérhossz alakulása az 12. napon

<i>12. nap</i>	<i>Átlag</i>	<i>Szórás</i>	<i>Medián</i>	<i>Módusz</i>
Kontroll	40,25 ^e	5,34	40	35
CMS 100	1,60 ^a	0,55	2	2
CMS 200	10,0 ^b	2,37	10	10
CMS 300	22,6 ^c	4,80	23	23
CMS 500	29,1 ^d	7,99	30,5	32
CMSm 100	7,42 ^{ab}	2,75	8	9
CMSm 200	22,2 ^c	2,91	22	20
CMSm 300	26,5 ^{cd}	5,58	28	30
CMSm 500	32,6 ^d	8,85	32	35

CMSm: CMS + bányameddő

a, b, c, d, e csoportokon belül nincs szignifikáns eltérés, (P<0,05)

23. táblázat A saláta toxikológiai minősítése az 12. nap eredményei alapján

<i>CMS</i>	<i>Gyökerek átlagos hossza a kontroll százalékában %</i>	<i>Minősítés</i>	<i>CMS + meddő</i>	<i>Gyökerek átlagos hossza a kontroll százalékában %</i>	<i>Minősítés</i>
500	72	kissé mérgező	500	81	kissé mérgező
300	56	kissé mérgező	300	66	kissé mérgező
200	25	mérgező	200	55	kissé mérgező
100	4	igen mérgező	100	19	mérgező
50	0	igen mérgező	50	0	igen mérgező
0	0	igen mérgező	0	0	igen mérgező

A saláta csíráképesége és fejlettségi állapota alapján a CMS 200-szoros, vagy annál nagyobb hígításban ajánlott a rizofiltrációra.

4.2.3. Tenyészedényes csíranövény tesztek

Csíráképeség

A homok, homokos vályog fizikai féleségű bányameddő – szennyvíziszap komposzt kezelések eredményeként a saláta, a fejeskáposzta, az angol perje és a sóska csíráképesége a komposzt mennyiség csökkenésével a tíz százaléknyi komposzttartalomig a kontrollhoz képest folyamatosan nőtt. Maximumát 5 %-os bekeverési aránynál érte el (24. táblázat). A négy növényfaj esetén ez az 5%-os a szennyvíziszap komposzt arány jelentősen csökkentette a bányameddő toxicitását. A szennyvíziszap komposzt angol perje (*Lolium perenne*) csírázóképeségére volt a leginkább pozitív hatással, ahol 5%-os bekeverési aránynál 110, illetve 112 %-os volt a csírázás. Az eredmény az angol perje magas nehézfém-toleranciájával függ össze. A homok fizikai összetétel a szennyvíziszap komposztban mobilizálható tápanyagok könnyebb felvételét tette lehetővé a kötöttebbhez képest. Ennek és alacsonyabb nehézfém-tartalomnak köszönhetően a növényfajok csíráképesége nagyobb volt a homokfizikai féleségű bányameddő – szennyvíziszap komposzt keverékeken.

24. táblázat A vizsgált növények csírázó képessége (a kontroll %-ában)

Komposzt arány (%)	Saláta ¹		Káposzta ²		Angol perje ³		Sóska ⁴	
	Homokos vályog	Homok	Homokos vályog	Homok	Homokos vályog	Homok	Homokos vályog	Homok
0	84,2	77,6	63,1	70,4	106	103	68,9	69,7
5	91,4	88,6	76,4	73,3	110	112	80	93,2
10	84,2	63,9	54,9	50	87,5	93,8	66,7	76,4
15	68,9	48,2	55,6	67,1	54,1	87	46,8	86,8
20	75,4	60,3	66,7	68,7	89,6	97,2	77,8	83,2
25	40,3	40,3	45,1	37,2	102	102	46,7	46,7
50	39,6	26,3	15,7	7,84	81,2	72,9	35,6	28,9
75	52,6	17,5	15,7	9,8	81,2	77,1	51,1	33,3
100	5,26	0	5,88	0	33,3	50	11,1	17,7

1: A kontroll 95 %-a csírázott ki.; 2: A kontroll 85 %-a csírázott ki.; 3: A kontroll 80 %-a csírázott ki.; 4: A kontroll 75 %-a csírázott ki.

Gyökérfejltségi állapot

A saláta, a káposzta, az angol perje és a sóska csíranövények gyökérhosszainak növekedési erélye a homok és homokos vályog fizikai féleségű bányameddő – szennyvíziszap komposzt kezelésenként eltértek egymástól (2. melléklet). Az 5 %-os arányban kijuttatott szennyvíziszap komposzt mennyisége szignifikánsan növelte a tesztelt négy növényfaj gyökérfejltségi állapotát mindkét bányameddő típuson, a kezeletlen bányameddő, valamint a kontroll talaj kezelésekkal szemben (25. táblázat).

25. táblázat A vizsgált növényfajok gyökérhossz átlagai (mm)

Komposzt arány (%)	Saláta	Káposzta	Angol perje	Sóska	
<i>hv</i>	0	13,7 ^c	11,6 ^{bc}	20,3 ^{bc}	9,16 ^{cd}
	5	18,4^e	18,6^e	22,9^{cd}	10,7^{bc}
	10	15,7 ^d	15,7 ^d	25 ^d	7,37 ^{ab}
	15	13,9 ^c	16,9 ^{de}	19,1 ^b	6,36 ^a
	20	13,9 ^c	12,92 ^c	17,7 ^b	5,83 ^a
	25	3,88 ^b	1,76 ^a	13,6 ^a	5,67 ^a
	50	2,3 ^a	1,7 ^a	11,1 ^a	5,37 ^a
	75	2,09 ^a	1,3 ^a	12,7 ^a	7 ^a
<i>kontroll</i>	16,2 ^d	9,76 ^b	22,2 ^c	12,4 ^d	
<i>h</i>	0	12,6 ^{cd}	16,2 ^d	18,3 ^c	6,28 ^b
	5	19,1^f	19,9^e	30,5^f	11,3^a
	10	13,5 ^d	13,1 ^c	24,4 ^c	6,04 ^a
	15	10,5 ^b	14,4 ^{cd}	20,9 ^{cd}	6,08 ^a
	20	11,5 ^{bc}	16 ^d	18,5 ^c	5,44 ^a
	25	2,36 ^a	3 ^a	14,3 ^b	6,09 ^a
	50	2,76 ^a	0,67 ^a	9,46 ^a	5,31 ^a
	75	1,33 ^a	0,86 ^a	9,97 ^a	5,47 ^a
<i>kontroll</i>	16,2 ^e	9,76 ^b	22,2 ^{de}	12,4 ^b	

- hv –homokos vályog; h- homok

Egy csoporton belül (8db, vastag vonallal elkülönítve), azonos betűindexhez tartozó értékek közt nincs szignifikáns eltérés, (P<0,05)

A kezelések során nagyobb mértékű toxicitási érzékenység egyedül a sóska növénynél volt megfigyelhető, a kontrollhoz viszonyítva.

Meghatároztuk a gyökérhosszok kontrollhoz viszonyított arányát is és ez alapján elvégeztük az egyes kezelések toxikológiai minősítését is. Megállapítottuk, hogy a felhasznált bányameddők kissé mérgező hatását 5 %-os arányban kijuttatott szennyvíziszap komposzt mérsékelni tudta (26. táblázat). A legtöbb esetben a bányameddő-5 % szennyvíziszap komposzt kezelés már nem volt mérgező hatással a csíranövényekre, továbbá az angol perjére stimuláló hatással is bírt a homok fizikai féleségű meddón.

26. táblázat A vizsgált növények toxikológiai minősítése a gyökérhosszok alapján

komposzt arány	Saláta		Káposzta		Angol perje		Sóska		
	%	Minősítés	%	Minősítés	%	Minősítés	%	Minősítés	
h	0	85,9	3	68,5	3	92,2	4	76,3	3
	5	115	4	109	4	103	4	89,2	3
	10	98,4	4	92,3	4	113	4	61,4	3
	15	87	3	99,4	4	86,6	3	52,9	3
	20	86,7	3	75,9	3	80,9	3	48,6	2
	25	24,2	2	10,3	2	61,7	3	47,2	2
	50	14,4	2	10,0	2	50,2	2	44,8	2
	75	13,1	2	7,6	2	57,8	3	58,3	3
	100	12,5	2	0	1	0	1	0	1
h	0	79,	3	95,3	4	83,3	3	52,4	3
	5	119	4	116	4	138	5	94,6	4
	10	84,3	3	76,8	3	110	4	50,3	2
	15	65,5	3	84,8	3	94,9	4	50,6	2
	20	71,9	3	94,3	4	84	3	45,3	2
	25	14,7	2	17,6	2	65,1	3	50,8	2
	50	17,3	2	3,92	1	42,9	2	44,2	2
	75	8,33	2	5,04	1	45,3	2	45,6	2
	100	0	1	0	1	0	1	0	1

- hv –homokos vályog; h- homok

*átlagos gyökérhossz a kontroll százalékában

1: igen mérgező 2 mérgező 3 kissé mérgező 4 nem mérgező 5 serkentő

4.3. A vizes közegben lejátszódó bioakkumuláció eredményei

A következő fejezetekben rizofiltrációs kármentesítési eljárások elemzése történt meg. Nehézfémekkel szennyezett vizes közeg rizofiltrációját kétféle módon vizsgáltuk. Az egyik esetben a CMS komplexképzőt alkalmaztunk a rizofiltráció hatásfokának növelése érdekében, míg a másik esetben nagy gyökérfelülettel rendelkező, víz felszínén úszó növényfajokat alkalmaztunk.

4.3.1. Komplexképzővel segített rizofiltráció

A CMS kezelések eredményei

A CMS kezelések oldataiban mért kémhatás az oldatokban gyakorlatilag időben nem változott. A kémhatás semleges tartományban változott a kísérlet időtartama alatt, ami így csökkentette a nehézfém oldhatóságát, ezért a CMS komplexképző tulajdonsága a növényi fémfelvételben fontos szerepet kapott. Az összes sótartalom, valamint az ezzel összefüggésbe hozható vezetőképesség azonban csökkenő tendenciát mutatott időben, bár a csökkenés mértéke nem volt jelentős az eleve magas sótartalom mellett. A sótartalom nehézfém-terhelés mellett igen fontos tényező, mivel káros élettani hatással bírhat kevésbé sótűrő egyedekre, a nád és a sás azonban nem mutatott nekrotikus tüneteket az adott só-koncentrációk mellett (27. táblázat).

27. táblázat A CMS kezelések oldataiban mért paraméterek

Paraméter	CMS hígítások	2. hét	4. hét	6. hét
Összes sótartalom, mg l ⁻¹	100	2860	2743	2600
	200	1395	1134	1130
	500	991	787	760
Vezetőképesség, mS cm ⁻¹	100	4,71	4,52	4,63
	200	3,49	2,53	2,39
	500	2,48	1,79	1,62
pH	100	7,02	7,00	7,10
	200	7,10	7,10	7,12
	500	7,35	7,30	7,30

Az eredetileg bányameddőről származó, nehézfém-tartalmú gyöktörzsekből fejlődött nád, valamint a Debreceni Vízmű Szennyvíztisztító Telepének (ma már nem üzemeltetett) oxidációs tavaiból származó sás elem tartalma jelentős volt a közeg elemtartalmához képest. Az elemtartalom nagysága a származási helyek jellege miatt is adódott. A CMS szerepe a tápelemek biztosítása volt, azonban a CMS mérhető nehézfém-tartalma sem elhanyagolható (28. táblázat).

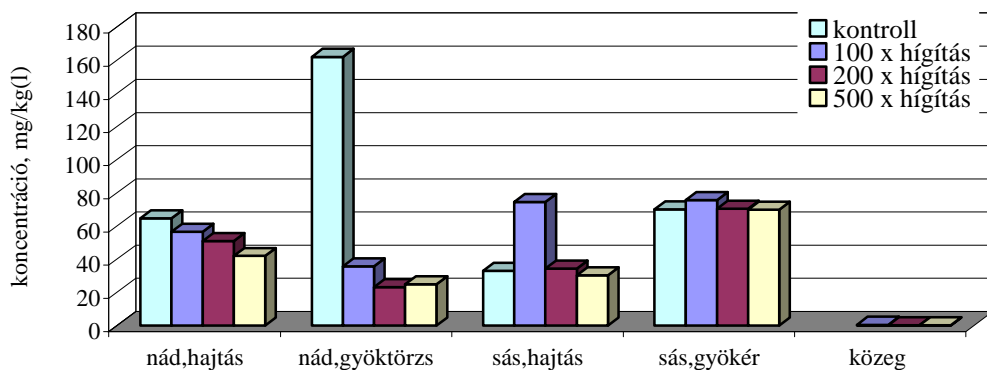
28. táblázat CMS kezelések elemtartalma, (mg l⁻¹)

Hígítás/elem	As	Cd	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
CMS 100	0,02	0,005	0,04	0,58	1,15	0,02	*	0,44
CMS 200	0,02	*	0,03	0,25	0,82	*	*	0,23
CMS 500	0,02	*	0,01	0,19	0,55	*	*	0,19

*kimutatási határ alatt (ICP-OES)

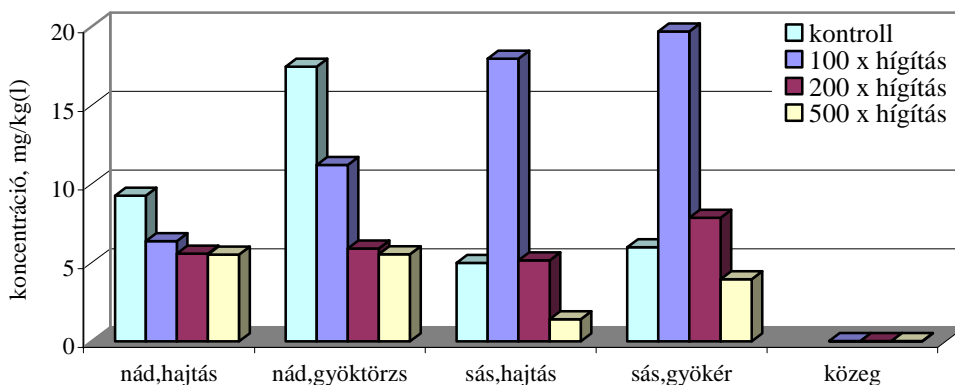
A Tóció-patak partjáról származó kontroll nád elemtartalma több fém (Zn, Cu) esetén is meghaladta a CMS-sel kezelt állomány nehézfém-koncentrációját, amely a patak szennyezettségének, és a közúthoz való közelségének lehet az eredménye.

A vizsgált nád és sás egyedek akkumulált Zn mennyisége növekvő tendenciát mutatott a CMS koncentráció növekedésével, amely a felvehető nehézfém-koncentráció növekedését is jelentette. A nád hajtásrészeiben nagyobb mennyiségű Zn-et akkumulált a sáshoz képest. Mindkét esetben a gyökérzet elemtartalma mérhetően nagyobb volt, mint a föld feletti részeiben (19. ábra).



19. ábra A nád, a sás növényrészeinek és a közegeiknek Zn-koncentrációja, CMS kezelések esetén

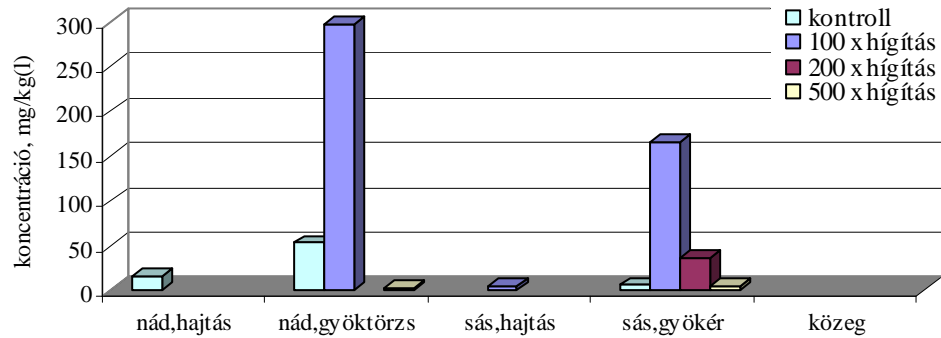
A Cu-koncentráció szintén követte az oldat elemtartalmának növekedését, továbbá szintén nagyságrendekkel meghaladta az oldat és a kontroll nehézfém-koncentrációját. A hajtásrészek és a gyöktörzs által akkumulált nehézfém-koncentráció nem tért el jelentősen egymástól sem a nád, sem a sás esetében (20. ábra).



20. ábra A nád, a sás növényrészeinek és a közegeiknek Cu-koncentrációja, CMS kezelések esetén

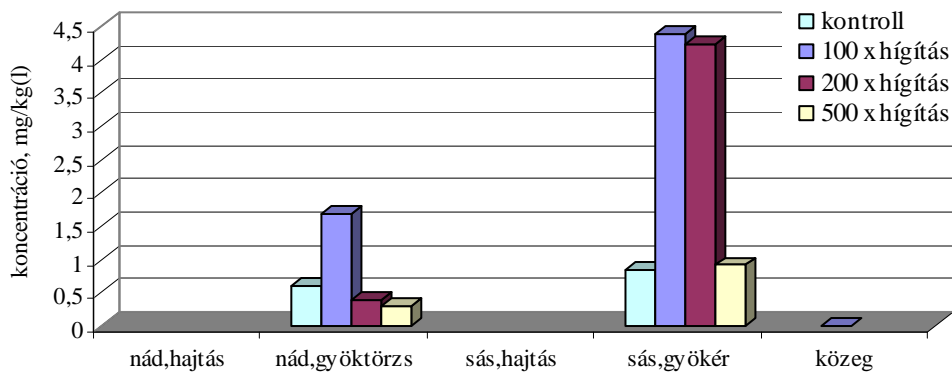
Nem állapítható meg konkrét összefüggés a nád és a sás Pb-akkumulációs sajátosságai és a CMS koncentráció változása között, egyedül a sás gyökere esetén volt kimutatható trendszerű változás. Az eredmények tükrében megállapítható, hogy az Pb-akkumuláció

egyértelműen a gyökérzetben jellemző mindkét növényfaj esetén, és különösen jelentősnek mondható a CMS 100 kezelésekben (21. ábra).



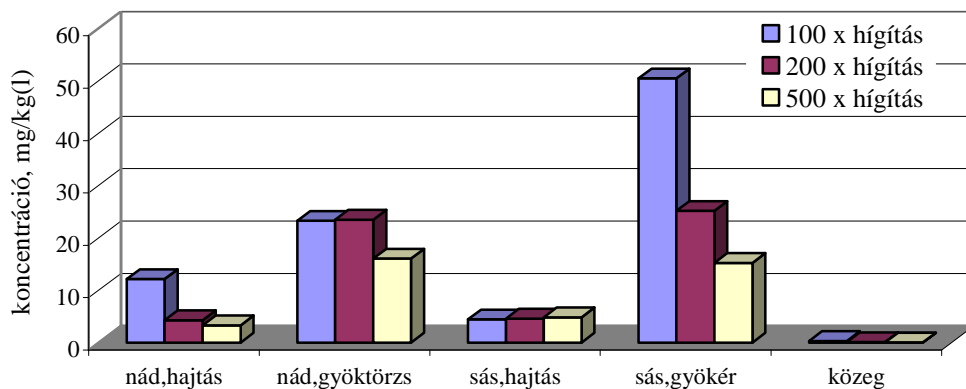
21. ábra A nád, a sás növényrészeinek és a közegeiknek Pb-koncentrációja, CMS kezelések esetén

A Cd akkumuláció is a gyökérzetben volt jelentős, amelyet a kontroll nád is alátámaszt. A gyökérben mért akkumulált értékek követik az oldat elemtartalmának növekedését. Megállapítható továbbá az, hogy a sás nagyobb mennyiségű Cd-ot képes felvenni (22. ábra).



22. ábra A nád, a sás növényrészeinek és a közegeiknek Cd-koncentrációja, CMS kezelések esetén

Az As-akkumuláció a sás és a nád esetén is a gyökérrendszerben volt nagyobb mértékű, illetve a hígítás növelésével párhuzamosan csökkent az elemtartalom (23. ábra).



23. ábra A nád, a sás növényrészeinek és a közegeiknek As-koncentrációja, CMS kezelések esetén

A biokoncentrációs faktor alapján megállapítható, hogy mindkét növényben az összes nehézfém koncentrációja 3-4 nagyságrenddel nagyobb volt, mint a közeg koncentrációja. A CMS kezelések mellett sás fokozottabb Zn, Cu, Pb, Cd akkumulációra volt képes a nádnál. Megállapítható továbbá az is, hogy a két növényfaj közel egyforma mértékben akkumulálja az As-t (29. táblázat). Az eredmények alapján kimutatható, hogy a sás a náddal szemben nagyobb mértékben akkumulálja gyökerébe a nehézfémek többségét, sőt, a nád a Zn esetében hajtásrészeibe is több elemet transzlokál. Sem a biokoncentrációs, sem a transzlokációs faktor nem mutatott trendszerű változást a CMS hígítások függvényében.

29. táblázat A sás és a nád biokoncentrációs és transzlokációs faktorai, CMS kezelések esetén

Elem	Hígítás CMS	Biokoncentrációs faktor		Transzlokációs faktor	
		Nád	Sás	Nád	Sás
Zn	Kontroll	*	*	2,50	2,12
	100	187	305	0,63	1,02
	200	317	448	0,45	2,05
	500	481	720	0,59	2,31
Cu	Kontroll	*	*	1,88	1,2
	100	560	1199	1,75	1,09
	200	467	529	1,06	1,52
	500	710	343	1,00	2,82
Pb	Kontroll	*	*	3,47	*
	100	*	*	*	33,60
	200	*	*	*	*
	500	*	*	*	*
Cd	Kontroll	*	*	*	*
	100	325	840	*	*
	200	*	*	*	*
	500	*	*	*	*
As	100	111	171	1,91	11,3
	200	255	273	5,50	5,46
	500	335	348	4,87	3,15

* kimutatási határ alatti értékek nem értelmezhetők

A CMS + bányameddő kezelések eredményei

A CMS + bányameddő kezelésekben mért paraméterek esetén hasonló trendek figyelhetők meg, mint a CMS-sel való kezeléseknél (30. táblázat). A kémhatás kis mértékben a savas tartomány felé mozdult el a bányameddővel terhelt közegben, ami számottevő változást nem eredményezett a nehézfémek oldhatóságának mértékében. Így ebben az esetben is az oldott nehézfém-koncentráció növekedése egyértelműen a CMS komplexképző sajátosságából adódott. Az összes sótartalom, valamint a vezetőképesség nagyságrendileg nem változott, melynek oka a CMS és a bányameddő magas sótartalma volt. A bányameddő jelenlétében minden esetben trendszerűen magasabb értékeket mértünk.

30. táblázat A CMS+bányameddő kezeléseknél mért paraméterek

Paraméter	CMS hígítások	2. hét	4. hét	6. hét
Összes sótartalom, mg l ⁻¹	100	3245	2940	3050
	200	1667	1404	1470
	500	1274	769	804
Vezetőképesség, mS cm ⁻¹	100	7,34	7,36	7,32
	200	3,74	3,51	3,53
	500	2,86	1,92	1,88
pH	100	6,81	6,80	6,81
	200	7,09	7,05	7,06
	500	7,12	7,10	7,13

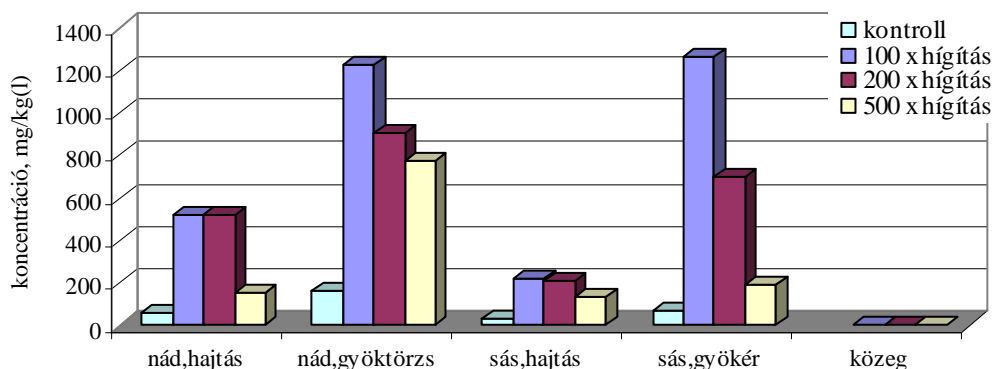
A két teszt növény, a nád és a sás a CMS + bányameddő kezeléseknél jelentős mennyiségű nehézfémeket akkumuláltak, így a közeg elemtartalmánál nagyságrendekkel nagyobb volt a mérhető elemtartalom a vizsgált egyedekben. Az elemtartalom-növekedés a CMS nehézfém-feltárási szerepének tulajdonítható, amely megnövelte a kezeléseknél kioldható és biológiailag hozzáférhető nehézfém-tartalmait (31. táblázat).

31. táblázat CMS+bányameddő kezeléseknél elem-tartalma, (mg l⁻¹)

Hígítás/elem	As	Cd	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
CMSm 100	0,12	0,030	0,214	6,67	10,5	0,010	0,151	4,52
CMSm 200	0,042	0,011	0,121	0,327	2,52	0,011	*	3,53
CMSm 500	0,016	0,012	0,061	0,141	0,177	*	*	1,87

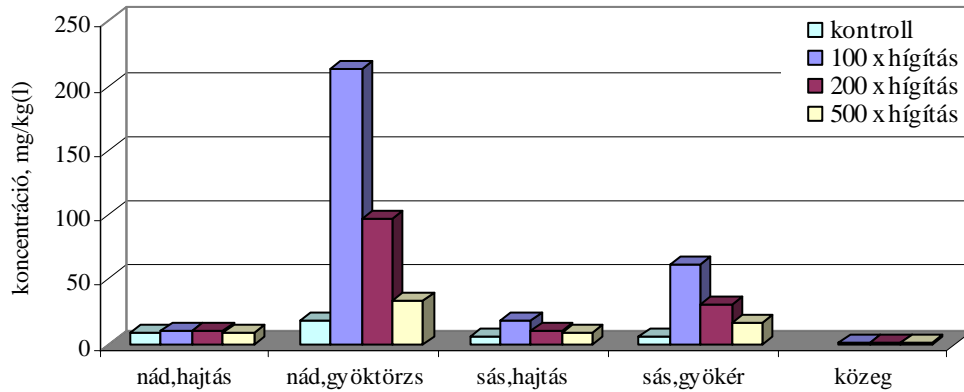
*kimutatási határ alatt (ICP-OES)

A CMS koncentrációjának növekedésével mindkét növényfaj esetén a felvett nehézfémek mennyisége trendszerűen nőtt, mely alátámasztja a CMS akkumulációt fokozó hatását bányameddő jelenlétében is. A kontroll nád és sás elem-tartalma nem haladta meg a CMS + bányameddő extraktummal kezelt állományokét. Zn jelentős mértékű elemfelvételt mértek a nád és a sás esetén, és a felhalmozódás mindkét növény-nél a gyökérrészben volt meghatározó (24. ábra).



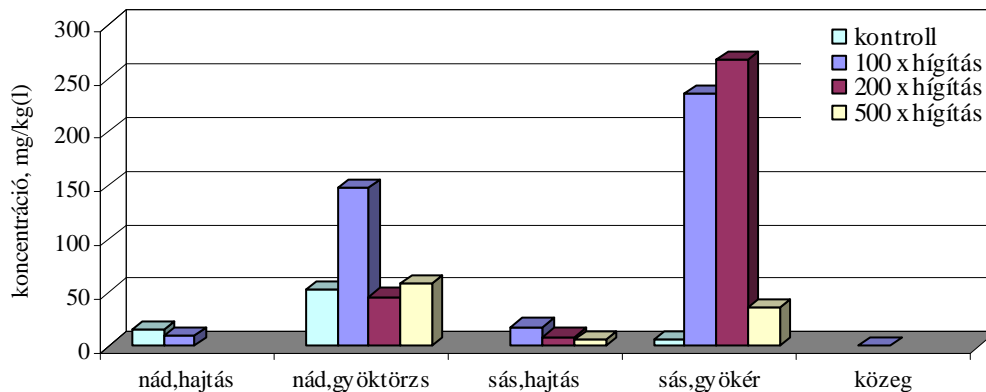
24. ábra A nád, a sás növényrészeinek és a közegeiknek Zn-koncentrációja, CMS+bányameddő kezeléseknél

A Cu-akkumuláció egyértelműen a gyökérben történt. A hajtásba történő Cu transzlokáció mindkét növény esetén kis mértékű volt. A két vizsgált növényfaj Cu-akkumuláló képessége is eltért egymástól, a nádban nagyobb volt a felhalmozódás mértéke (25. ábra).



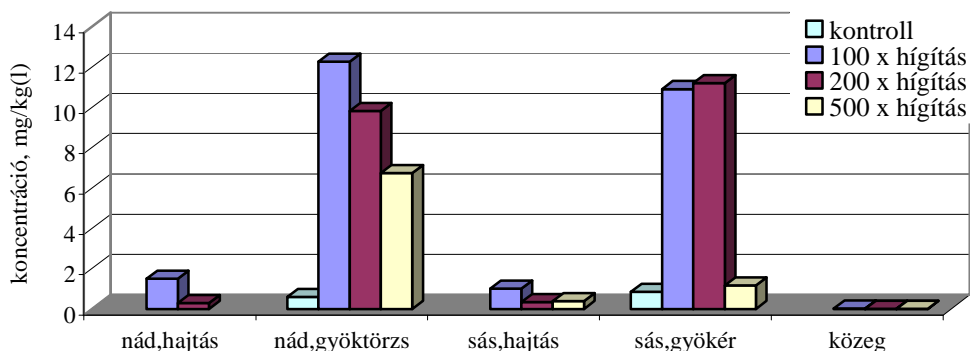
25. ábra A nád, a sás növényrészeinek és a közegeiknek Cu-koncentrációja, CMS+bányameddő kezelések esetén

Az Pb-akkumuláció hasonló volt a Cu-felvétel jellegéhez; a hajtásban igen alacsony koncentrációk voltak jellemzőek, mérhetően nagyobb volt a gyökérrészek elemtartalma. Alapvető különbség az volt, hogy a nád Cu-akkumuláló képessége nagyobb mértékű, mint a sás elemfelvétele, bár a két növényfaj között nagyságrendi eltérés nem volt (26. ábra).



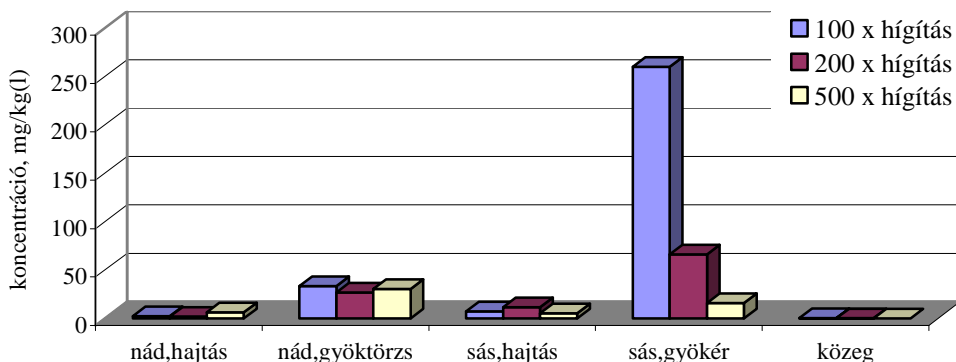
26. ábra A nád, a sás növényrészeinek és a közegeiknek Pb-koncentrációja, CMS+bányameddő kezelések esetén

Az eredmények alapján elmondható, hogy Cd-felvétel a nád és a sás estében a gyökérzetben volt jellemző elsősorban, a hajtásrészekben nagyságrenddel kevesebb elemtartalom volt mérhető. A CMS hígításból származó trendszerű változás a sás esetén kevésbé figyelhető meg (27. ábra).



27. ábra A nád, a sás növényrészeinek és a közegeiknek Cd-koncentrációja, CMS+bányameddő kezelések esetén

Az As koncentrációk a hajtásokban nem tértek el jelentősen a közeg elemtartalmától és trendszerű változást sem mutattak a CMS koncentráció-változás függvényében. Az As-akkumuláció a gyökérzetre jellemző, de csak a sás gyökérzete mutatott trendszerű változást (28. ábra).



28. ábra A nád, a sás növényrészeinek és a közegeiknek As-koncentrációja, CMS+bányameddő kezelések esetén

A nád és sás elem-akkumulációja során eltérő arányban, de jellemzően gyökérrészeiben tárolta a felvett nehézfémeket összhangban *Soltz és Greger (2002)* megállapításaival. A nád esetén egyes nehézfémeknél (Pb, Cu) magasabb volt a transzlokációs érték, mint a sás tesztnövény alkalmazásakor, mely alapján a hajtásrészekbe való transzlokáció jelentősebb gátlása feltételezhető a nád esetén. Ezt támasztják alá *Baker és Walker (1990)* kutatásai is, amely szerint a nád és a sás hajtásba való transzlokációja gátolt. A transzlokációs arány a Cd és a Zn esetén jelentősen nem tért el egyik növény esetén sem, továbbá a sás a gyökereiben As-ból akkumulált arányaiban többet a nádhoz viszonyítva (32. táblázat). A biokoncentrációs faktor eredményei tükrében az akkumulált nehézfémek mennyisége minden esetben nagyságrendekkel több volt, mint a közeg elemtartalma. Sem a biokoncentrációs, sem a transzlokációs faktor nem mutatott trendszerű változást a CMS hígítások függvényében.

32. táblázat A sás és a nád biokoncentrációs és transzlokációs faktora, CMS+bányameddő kezelések esetén

Elem	Hígítás CMS meddő	Biokoncentrációs faktor		Transzlokációs faktor	
		Nád	Sás	Nád	Sás
Zn	Kontroll	*	*	2,50	2,12
	100	388	329	2,33	5,63
	200	406	258	1,74	3,27
	500	500	174	4,96	1,47
Cu	Kontroll	*	*	1,88	1,2
	100	502	371	20,9	3,34
	200	1853	332	9,54	3,26
	500	683	420	3,77	1,98
Pb	Kontroll	*	*	3,47	*
	100	1046	1685	14,9	12,8
	200	*	*	*	29,1
	500	*	*	*	5,49
Cd	Kontroll	*	*	*	*
	100	463	401	8,17	10,8
	200	937	1068	34,0	33,3
	500	548	127	*	2,99
As	100	295	2227	14,4	36,2
	200	668	1835	15,5	5,79
	500	2326	1339	4,96	3,10

* kimutatási határ alatti értékek nem értelmezhetők

CMS, CMS + bányameddő kezelések összehasonlítása

A CMS + bányameddő kezelések esetén a nád és a sás elemfelvétele intenzívebb volt, mint a CMS kezeléseknél. A CMS maga is tartalmaz nehézfémeket, ennek mennyisége, azonban, nem tekinthető soknak a bányameddő elemtartalmához képest (33. táblázat).

33. táblázat A nád és a sás elemtartalmának arányai CMS és CMS+bányameddő kezelések esetén

Elem	Hígítás	Nád		Sás	
		Hajtás	Gyöktörzs	Hajtás	Gyöktörzs
Zn	100	9,29	34,5	3,01	16,7
	200	10,2	39,3	6,21	9,89
	500	3,74	31,4	4,37	2,78
Cu	100	1,60	8,69	1,02	3,10
	200	1,83	36,2	1,83	3,91
	500	1,58	5,91	6,11	4,30
Pb	100	*	0,50	3,72	1,42
	200	*	*	*	7,44
	500	*	21,28	*	6,95
Cd	100	*	7,25	*	2,50
	200	*	24,2	*	2,65
	500	*	21,7	*	1,28
As	100	0,19	1,42	1,62	5,15
	200	0,40	1,13	2,47	2,62
	500	1,85	1,88	1,05	1,03

* kimutatási határ alatti értékek nem értelmezhetők

Ugyanakkor a CMS komplexképző és bányameddő (CMS + bányameddő) kezelések nagymennyiségű, biológiailag felvehető nehézfém tartalmat biztosítottak a vizsgált növények számára. Ezt támasztja alá a CMS + bányameddő és CMS kezelések esetében mért akkumulált nehézfémek egymáshoz viszonyított aránya.

CMS + bányameddő kezelésekben a közeg elem tartalmához képest különösen a nád nehézfém-akkumulációja nagyobb arányú, mint a CMS-sel kezelt állományok biokoncentrációs faktora (34. táblázat). A sás esetén egyértelműen csak az As esetében igaz az előbbi állítás. Megállapítható, hogy a megnövekedett hozzáférhető nehézfém tartalomnak köszönhetően megnőtt az akkumulált nehézfémek aránya a gyökerekben a CMS meddő kezelések esetében, a CMS kezelésekéhez képest.

34. táblázat A CMS és CMS + bányameddő kezelések biokoncentrációs és transzlokációs faktorainak aránya

<i>Elem</i>	<i>Hígítás CMS és CMS m</i>	<i>Biokoncentrációs faktorok aránya</i>		<i>Transzlokációs faktorok aránya</i>	
		<i>Nád</i>	<i>Sás</i>	<i>Nád</i>	<i>Sás</i>
<i>Zn</i>	<i>100</i>	2,07	1,07	3,69	5,52
	<i>200</i>	1,28	0,57	3,87	1,59
	<i>500</i>	1,04	0,24	8,41	0,63
<i>Cu</i>	<i>100</i>	0,89	0,31	11,9	3,06
	<i>200</i>	3,97	0,63	9	2,14
	<i>500</i>	0,96	1,22	3,77	0,70
<i>Pb</i>	<i>100</i>	*	*	*	0,38
	<i>200</i>	*	*	*	*
	<i>500</i>	*	*	*	*
<i>Cd</i>	<i>100</i>	1,42	0,47	*	*
	<i>200</i>	*	*	*	*
	<i>500</i>	*	*	*	*
<i>As</i>	<i>100</i>	2,66	13,01	7,53	3,18
	<i>200</i>	2,62	6,72	2,8	1,06
	<i>500</i>	6,93	3,85	1,02	0,98

* kimutatási határ alatti értékek nem értelmezhetők

4.3.2. Savas bányavíz rizofiltrációjának modellezése

Vizsgáltuk a homok és homokos vályog fizikai féleségű meddőről, csapadék útján lefolyó, savas bányavíz sajátosságait, illetve kagylótutajjal és vízijáccinttal történő kármentesítési lehetőségeit.

A kísérlet időtartama alatt, mindkét típusú bányameddő vizes extraktumának a kémhatása gyengén savas tartományban változott, ami a nehézfémek mobilitását elősegíti. A vezetőképesség alapján az extraktumok mindegyike közepes só tartalmú, jórészt alfa-mezohalobikus volt. A vezetőképesség változása időben növekvő tendenciát mutatott, bár a növekedés mértéke nem volt számottevő, mivel közepesen magas sótartalom tartományában mozgott (35. táblázat).

35. táblázat A savas bányavízben mért paraméterek

<i>h</i>		1. hét	2. hét	3. hét	4. hét	5. hét	6. hét
<i>pH</i>	<i>kagylótutaj</i>	5,62	5,65	5,93	6,02	5,42	5,50
	<i>vízjácint</i>	5,78	5,75	6,02	6,03	5,40	5,58
<i>EC</i>	<i>kagylótutaj</i>	2,07	2,32	2,94	2,31	3,93	4,08
	<i>vízjácint</i>	2,10	2,61	3,27	2,92	3,32	4,01
<i>hv</i>							
<i>pH</i>	<i>kagylótutaj</i>	5,50	5,52	6,00	5,77	5,60	5,60
	<i>vízjácint</i>	5,57	5,72	6,00	5,93	5,70	5,63
<i>EC</i>	<i>kagylótutaj</i>	3,07	3,46	3,22	3,64	2,78	3,27
	<i>vízjácint</i>	3,11	3,79	3,65	3,67	3,40	3,89

h: homok fizikai féleségű meddő

hv: homokos vályog fizikai féleségű meddő

A magas sótartalom, különösen savanyú kémhatás és nehézfém-tartalom mellett, káros lehet az arra érzékeny egyedeken. Ez a vízjácint esetében a levélvégek nekrozisában, míg a kagylótutaj esetében azok enyhe klorózisában mutatkozott meg, mind a homok, mind a homokos vályog típusú meddőből képzett extraktum esetén (29. ábra). A vízjácint nehézfémekkel szembeni fokozottabb érzékenységét *Toppi et al. (2007)* is megfogalmazta, bár ő elhanyagolhatónak ítélte.



29. ábra Kagylótutajra és vízjácintre gyakorolt toxikus hatás

A kontroll esetében kimutatható Pb és As mennyiségek nem voltak detektálhatók, ugyanakkor a bányameddő-extraktumok Zn, Cd nehézfém-tartalma a 10/2000. sz. KöM-EüM-FVM-KHVM együttes rendelet intézkedési szennyezettségi határértékét meghaladta (36. táblázat). Jól megfigyelhető az, hogy az eleve nagyobb szennyezettségű homokos vályog bányameddőből nagyobb arányú volt a nehézfém-feltáródás.

36. táblázat A savas bányavíz elemtartalma, (mg l⁻¹)

elemek	As	Cd	Cu	Fe	Pb	Zn
<i>kontroll</i>	*	*	*	*	*	*
<i>hv</i>	*	0,033	0,019	0,181	*	1,95
<i>h</i>	*	0,01	0,017	0,144	*	0,842

* kimutatási határ alatt (ICP-OES)

h: homok fizikai féleségű meddő; hv: homokos vályog fizikai féleségű meddő

A vizsgált növényfajok akkumulációs sajátságait tekintve megállapítható, hogy a kagylótutaj és a vízijácint nagyfokú elemfelvételüknek köszönhetően kiválóan alkalmasak nehézfémekkel szennyezett vizek tisztítására. A cink a növényi szövetekben közel 0,5%-os arányt képviselt, amely a növény sajátságainak és az enyhén savas kémhatásnak volt köszönhető (37. táblázat). Pb, Mn, As és Cd tekintetében is jelentős volt az akkumuláció. A két növényfajt összehasonlítva egyértelműen a vízijácint alkalmasabb az As rizofiltrációjára, de a többi nehézfém tekintetében is a vízijácint tűnik a megfelelőbbnek az akkumulációs eredmények alapján.

37. táblázat A vizsgált növények elemtartalma (mg kg⁻¹)

		Pb	As	Zn	Cu	Mn	Cd
<i>k</i>	<i>kagylótutaj gyökér</i>	64,0	34,2	1174	*	284	*
	<i>kagylótutaj hajtás</i>	*	*	836	*	*	*
<i>h</i>	<i>kagylótutaj gyökér</i>	426	24,0	3480	245	2140	23,0
	<i>kagylótutaj hajtás</i>	70,6	5,12	367	23,0	256	3,31
	<i>vízijácint gyökér</i>	680	71,0	4290	473	1000	17,4
	<i>vízijácint hajtás</i>	297	34,0	1560	143	171	8,13
<i>hv</i>	<i>kagylótutaj gyökér</i>	1890	25,8	6100	378	744	82,4
	<i>kagylótutaj hajtás</i>	158	*	1070	28,3	64,2	9,60
	<i>vízijácint gyökér</i>	1670	123	5080	363	1080	30,3
	<i>vízijácint hajtás</i>	437	26,2	1600	143	200	12,9

* kimutatási határ alatt (ICP-OES)

h: homok fizikai féleségű meddő; hv: homokos vályog fizikai féleségű meddő; k: kontroll

A biokoncentrációs faktorok (BCF) értelmezését az Pb, As nehézfémek esetén a közeg kimutathatóság tartomány alatti értékei akadályozták. A BCF-ok ugyanakkor jelentős Zn, Cd és Cu akkumulációt, fokozott nehézfém felvételt mutatott, amely a vízijácint esetében volt kifejezettebb (38. táblázat). A transzlokációs faktorok (TLF) alapján a vízijácint és a kagylótutaj növényfajok a nehézfémek jelentős hányadát eltérő arányban, de jellemzően a gyökérzetükbe transzlokálják, gyökérakkumulálók, összhangban *Tewari et al. (2008)* megállapításaival. A kagylótutaj esetén és a nehézfémek többségénél magasabbak voltak a transzlokációs értékek, amely a gyökérzet nagyobb arányú felhalmozó képességét támasztja alá.

38. táblázat A kagylótutaj és a vízijácint biokoncentrációs és transzlokációs faktora

		biokoncentrációs faktor		Transzlokációs faktor	
		kagylótutaj	vízijácint	kagylótutaj	vízijácint
<i>Pb</i>	<i>h</i>	*	*	6,0	2,3
	<i>hv</i>	*	*	12,0	3,8
<i>As</i>	<i>h</i>	*	*	4,7	2,1
	<i>hv</i>	*	*	*	4,7
<i>Zn</i>	<i>h</i>	4568	6948	9,5	2,8
	<i>hv</i>	3676	3426	5,7	3,2
<i>Cu</i>	<i>h</i>	14084	32433	10,6	3,3
	<i>hv</i>	23902	29740	13,4	2,5
<i>Mn</i>	<i>h</i>	-	-	8,4	5,9
	<i>hv</i>	-	-	11,6	5,4
<i>Cd</i>	<i>h</i>	2629	16388	6,9	2,1
	<i>hv</i>	2788	5415	8,6	2,4

* kimutatási határ alatt (ICP-OES)

-: a közegben nem történt elemzés

h: homok fizikai féleségű meddő; hv: homokos vályog fizikai féleségű meddő

Mindkét vizsgált növényfaj biomassza tömege határozott emelkedést mutatott (39. táblázat), amely a vízijácint esetében volt erőteljesebb, a tapasztalt klorotikus, nekrotikus tünetek ellenére. A vízijácint alacsony biomassza tömege a kísérlet során rendelkezésre álló alacsony tőszámnak köszönhető. Eredményeink alapján a vízijácint növekedési erélye nagyobb volt a kagylótutajéhoz képest, amelyet *Sooknah et al. (2004)* hasonló következtetései is alátámasztanak. A szakirodalom adatai alapján nehézfémrel szennyezett hasonló közegen a vízijácint növekedési erélye 3,71 volt, amely jól szemlélteti, hogy a vizsgálatunk során a nehézfém jelentősen gátolta a biomassza növekedését a látható tünetek mellett.

39. táblázat A kagylótutaj és vízijácint friss biomassza tömege (g)

		Biomassza-kezdeti	Biomassza-záró	növekedési erély
<i>h meddő-víz extraktum</i>	<i>kagylótutaj</i>	625	866	1,39
	<i>vízijácint</i>	64	105	1,64
<i>hv meddő-víz extraktum</i>	<i>kagylótutaj</i>	539	682	1,27
	<i>vízijácint</i>	69	94	1,36

h: homok fizikai féleségű meddő

hv: homokos vályog fizikai féleségű meddő

4.4. Földtani közegben végzett bioakkumulációs vizsgálatok eredményei

A toxikológiai tesztekre alapozva tenyészedényes és szabadföldi kísérletekben vizsgáltuk az angol perje és a sóska fitostabilizációra való alkalmazhatóságát, valamint a saláta és a fejeskáposzta nehézfémekkel szembeni érzékenységét.

4.4.1. Tenyészedényes vizsgálatok

A homok és a homokos vályog fizikai féleségű bányameddő – szennyvíziszap komposzt keverékekben a kémhatás gyakorlatilag időben nem változott. A kezelések kémhatása savanyú volt a kísérlet teljes időtartama alatt, ami növelte a nehézfémek oldhatóságát. Ugyanakkor a szennyvíziszap komposzt pozitív, pH növelő hatása egyértelmű, összhangban más szakirodalmakkal (*Herwijen et al., 2007*). A vezetőképesség alapján az összes kezelés közepes só tartalmú volt. A vezetőképesség változása időben csökkenő tendenciát mutatott. A csökkenés azonban, nem volt számottevő, mivel többnyire a közepesen sós tartományon belül mozgott (40. táblázat).

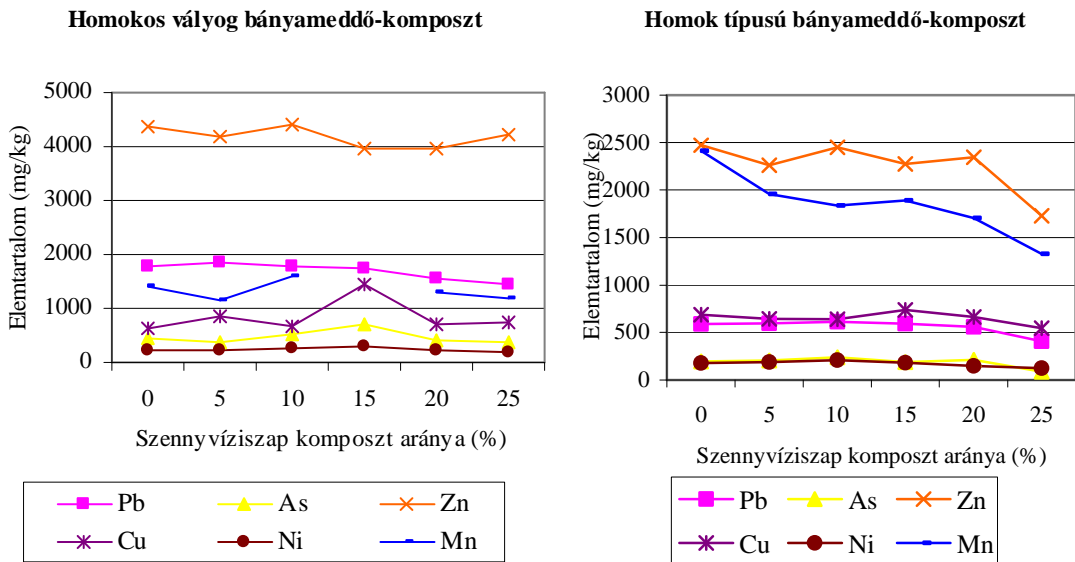
40. táblázat Homok és a homokos vályog fizikai féleségű bányameddő-szennyvíziszap komposzt kezeléseken mért paraméterek

	Vetéskor		Betakarításkor	
Komposzt arány (%)	EC(mS/cm)	pH	EC(mS/cm)	pH
Kontroll talaj	0,976	5,7	0,848	6
Homokos vályog fizikai féleségű bányameddő-szennyvíziszap komposzt kezelések				
0	4,08	4,8	3,34	5,2
5	4,16	4,9	3,16	5,3
10	4,46	5,0	4,28	5,3
15	6,19	5,2	5,01	5,35
20	5,33	5,3	4,2	5,4
25	5,85	5,45	4,12	5,45
Homok fizikai féleségű bányameddő-szennyvíziszap komposzt kezelések				
0	4,24	4,8	3,91	5,15
5	4,02	4,95	2,13	5,35
10	5,04	5,1	3,52	5,35
15	4,03	5,2	4,11	5,4
20	4,48	5,35	3,04	5,45
25	5,93	5,55	5,03	5,5

A nagy nehézfém-tartalomból adódó magas só-tartalom a savanyú kémhatással párosulva káros hatással volt a szennyvíziszap komposzt nélküli kezeléseknél. Vizuálisan értékelve a vizsgált növényfajok érzékenységét, az angolperje egyes levelein klorotikus, nekrotikus tüneteket, míg a káposzta, sóska, fejesaláta gyér fejlődését, továbbá káposzta antociánosodását tapasztaltunk (3. melléklet).

A kétféle bányameddő – szennyvíziszap komposzt kezeléseknél jelentős volt a teljes nehézfém-tartalma, és a 10/2000. sz. KöM-EüM-FVM-KHVM rendelet szerint

szennyezettnek minősültek. Emellett a komposzt tartalom hozzáadásával bizonyos hígító hatás is érvényesült, különösen a nagyobb komposzt arányok esetén (30. ábra). NITON XLt 700 típusú műszerrel határoztuk meg a kezelések nehézfém tartalmát.



30. ábra A bányameddő – komposzt kezelések hatására kialakult elem tartalmak

A pH és a szennyvíziszap komposzt tartalom egyaránt hatással volt mind a homok, mind a homokos vályog típusú bányameddők biológiailag hozzáférhető elem tartalmára. Pb és As nem volt kimutatható, ugyanakkor a Cu, Zn mennyisége többszörös volt a kontroll talajhoz (csernozjom) viszonyítva. A szennyvíziszap komposzt kijuttatása – a Cu kivételével – nem, vagy csak kis mértékben befolyásolta a biológiai hozzáférhető elem tartalmát. Ugyanakkor, a kezelések komposzt arányának növekedésével a réz mennyisége arányosan emelkedett, vélhetően a komposzt egyes anyagainak rézzel történő növekvő komplexképzésének eredményeként (41. táblázat).

41. táblázat A bányameddő – komposzt kezelések biológiailag hozzáférhető elemtartalma (mg kg⁻¹)

	<i>Cd</i>	<i>Cu</i>	<i>Pb</i>	<i>Zn</i>	<i>As</i>
<i>Kontroll talaj</i>	0,19	*	*	1,58	*
<i>Komposzt arány (%)</i>	<i>Homokos vályog bányameddő- szennyvíziszap komposzt kezelések</i>				
<i>0</i>	1,95	*	*	32	*
<i>5</i>	1,72	0,065	*	22,4	*
<i>10</i>	1,8	0,1	*	26,1	*
<i>15</i>	1,12	0,28	*	17	*
<i>20</i>	2,01	0,28	*	30,6	*
<i>25</i>	1,98	0,418	*	30,2	*
	<i>Homok bányameddő- szennyvíziszap komposzt kezelések</i>				
<i>0</i>	0,57	0,1	*	8,61	*
<i>5</i>	0,74	0,28	*	10,6	*
<i>10</i>	0,69	0,37	*	8,74	*
<i>15</i>	0,64	0,74	*	7,8	*
<i>20</i>	0,77	0,59	*	9,51	*
<i>25</i>	0,34	0,77	*	4,85	*

*: kimutatási határ alatt (ICP-OES)

Az elemzett nehézfémek (Pb, Zn, As, Cu és Cd) bioakkumulációja növényfajonként (fejessaláta, fejeskáposzta, angolperje és sóska) eltérő volt, mind a homok, mind a homokos vályog fizikai féleségű bányameddő – szennyvíziszap komposzt kezeléseken. Ugyanakkor, a növényi szövetekben mért nehézfém-koncentrációk egy növényfajnál sem mutattak tényleges trendszerű változást a bányameddőhöz adagolt szennyvíziszap komposzt arány függvényében. Ezt magyarázhatja az, hogy a komposztnak gyér hatása volt a biológiailag hozzáférhető elemtartalomra.

A saláta határozottan több Cd-ot akkumulált a többi vizsgált növényfajhoz képest, illetve Pb, Zn és As elemek esetében is jelentős volt az akkumulációja. Ez a növényfaj adott fémekkel szembeni szenzitivitását mutatja, összhangban *Lehoczky et al. (2002) és Vér (2006)* eredményeivel. A fejeskáposzta méréseinkben a salátánál is fogékonyabb volt az akkumulációra, mivel a káposzta Pb, Zn, As és Cu koncentrációja meghaladta a fejessalátáét. Ez alapján előnyösebb a káposzta növényt alkalmazni a toxicitás vizsgálatokra, bár a fejessaláta is megbízható eredményeket adhat. Az angolperje és a sóska növények viszont, az Pb, Zn és As elemeket kevésbé halmozzák fel szöveikben, amely az adott fémekkel szennyezett területek rekultivációja, fitostabilizációja szempontjából rendkívül előnyös (4. melléklet; 5. melléklet).

A saláta, káposzta, sóska, angolperje növények elem-akkumulációja során eltérő arányban, de jellemzően a gyökérzetében tárolja a felvett nehézfémeket. A saláta és káposzta növényfajok esetén, a nehézfémek többségénél (Zn, Pb, Cu) magasabb transzlokációs értékeket, tehát nagyobb arányú gyökérakkumulációt tapasztaltunk. Sőt, a transzlokációs értékek a káposzta növény alkalmazása során adódtak maximálisnak - a

Cd és As-t kivéve. A magas transzlokációs értékek alapján a hajtásrészekbe történő transzlokáció jelentősebb gátlása feltételezhető. Ugyanakkor, ez a jelentős mértékű elemakkumuláció káros hatást fejthet ki a gyökérnövekedésre is, így e két növényfaj nehézfémekkel szennyezett közegek toxikológiai minősítésére felhasználhatók. Az angolperje és a sóska fajok alacsonyabb transzlokációs faktorai a gyökérszövet kisebb arányú nehézfém-akkumulációját mutatják. Kiszámoltuk az egyes nehézfémek biokoncentrációs faktorait is a kísérleti növények esetében (6. melléklet; 7. melléklet). Megállapíthatjuk, hogy az egyes kezelések biológiailag felvehető nehézfém tartalmához viszonyított növényi elem-koncentrációk növényenként nem, az egyes elemek esetében viszont különbözőek voltak, mindkét típusú bányameddő – komposzt keverékek esetében. *Lehoczky et al (2006)* és *Vér (2006)* kutatásaik során ugyancsak alkalmaztak bioakkumulációs faktorokat, azonban az angol perje és a saláta fajok között jelentősebb bioakkumulációs különbségeket mutattak ki. Ezt egyrészt az eredményezte, hogy vizsgálataikat nem nehézfémekkel erősen szennyezett területen, hanem műtrágyázási tartamkísérletekben végezték, másrészt a talaj összes nehézfém-tartalmához viszonyított bioakkumulációs faktorokkal számoltak. A biokoncentrációs faktor eredményei alapján, az akkumulált nehézfémek mennyisége nagyságrendekkel több volt, mint a közeg elemtartalma. Sem a biokoncentrációs, sem a transzlokációs faktorok nem mutattak trendszerű változást a szennyvíziszap komposzt-tartalom függvényében, ezért továbbra is a toxikológiai teszteknel megállapított 5 százaléknyi szennyvíziszap komposzt kijuttatását javasoljuk.

Ezt támasztja alá az, hogy mindkét bányameddő típusnál az angolperje, a káposzta és a saláta növényfajok 5 százaléknyi szennyvíziszap komposzt hozzáadásával érték el a maximális biomassza tömegüket. Hasonló eredmények tapasztalhatók a sóskánál is, azonban homokos vályog típusú bányameddő – szennyvíziszap komposzt kezeléseken a sóska biomassza tömegei nem érték el a kontrollét, vélhetően a bányameddő jelentős nehézfém-tartalma miatt. A komposzt nélküli kezelések során a növénygyegek nem, vagy csak nagyon lassan fejlődtek a nehézfém okozta toxicitás miatt (42. táblázat).

42. táblázat A vizsgált növényfajok biomassa tömegei (g)

	<i>Saláta</i>	<i>Káposzta</i>	<i>Angol perje</i>	<i>Sóska</i>
Kontroll	33	40	10	13
Komposzt arány (%)	Homokos vályog bányameddő- szennyvíziszap komposzt kezelések			
0	2	4	4	4
5	56	77	11	9
10	38	49	9	6
15	47	44	5	5
20	32	38	6	7
25	33	39	6	4
Komposzt arány (%)	Homok bányameddő- szennyvíziszap komposzt kezelések			
0	3	12	8	2
5	78	51	10	17
10	44	44	8	14
15	46	45	9	2
20	61	33	6	2
25	30	38	4	*

4.4.2. Szabadföldi körülmények között végzett vizsgálatok

A tenyészedényben végzett toxikológiai és bioakkumulációs vizsgálatok során bebizonyosodott, hogy 5%-os szennyvíziszap komposzt kijuttatása tűnik optimálisnak. Ez az eredmény azonban üvegházi körülmények között született, így szabadföldi kisparcellás kísérlet is szükséges volt az eredmények igazolására.

A vizsgálat négy növényfaj egyedeivel indult, azonban a *Rumex acetosa* a szennyezett bányameddő – szennyvíziszap komposzt keverékeken nem, vagy nagyon gyengén csírázott és fejlődött ki (8. melléklet), ezért a továbbiakban nem vettük figyelembe, és ez alapján fitostabilizációra rekultivációs célokra önmagában nem ajánlható. Más szakirodalmak szerint (Ye et al., 2008) csak hiperakkumulációra nem alkalmazható, hiszen rézzel szemben toleráns (Zhuang et al., 2007; Tang et al., 1999). Azonban a vizsgált bányameddőben a réz mellett az Pb, Zn nehézfémek a meghatározóak, így azok fitotoxikus hatása is érvényesült.

A vizsgálatok kémhatása gyakorlatilag időben nem változott. A kémhatás a kísérlet időtartama alatt minden esetben gyengén savas kémhatású volt. Az elektromos vezetőképesség alapján, a vizsgált földtani közegek többnyire közepes só tartalommal rendelkeztek, és időben csökkenő tendenciát mutattak, bár a csökkenés mértéke nem volt jelentős az eleve magas sótartalomnak köszönhetően (43. táblázat).

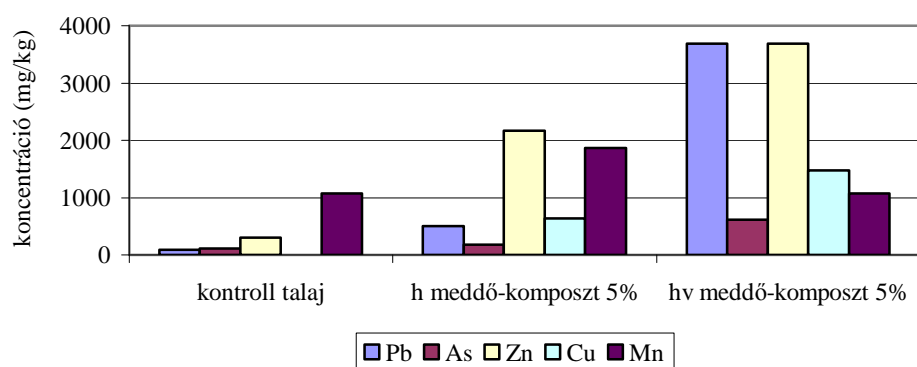
43. táblázat A szabadföldi kísérlet kezeléseinek mért paraméterek

Minta	Vetéskor		betakarításkor	
	pH	EC (mS/cm)	pH	EC (mS/cm)
Kontroll talaj	5,72	0,49	5,75	0,47
h _v -5% komposzt	4,85	5,23	5,2	4,59
h-5% komposzt	5,25	5,12	5,4	4,56

h: homok fizikai féleségű meddő;

h_v: homokos vályog fizikai féleségű meddő

A tenyészedényes vizsgálatoknál alkalmazott szennyezett meddő típusokat használtuk fel a szabadföldi kísérleteink során is. Az FPXRF technikával meghatározott nehézfémek teljes mennyisége hasonlóan kiemelkedő (31. ábra) volt.



31. ábra A szabadföldi kísérlet kezeléseinek teljes elemtartalma

Mértük a biológiailag hozzáférhető elemtartalmat is, amelyek a tenyészedényes kísérlethez hasonló értékeket mutattak. Pb és As nem volt detektálható. Az elemtartalmat 0,1 M CaCl₂ talajkivonatból analizáltuk. Zn, Mn, Cu és Cd esetében a kontroll elemtartalmának többszöröse mérhető a bányameddő – szennyvíziszap komposzt keverékeken (44. táblázat).

44. táblázat A szabadföldi kísérlet kezeléseinek biológiailag hozzáférhető elemtartalma (mg/kg)

	Cd	Cu	Mn	As	Zn
kontroll talaj	0,197	*	1,70	*	1,58
h-5% komposzt	0,697	0,455	6,530	*	8,09
h _v -5% komposzt	2,81	0,407	15,9	*	67,5

* kimutatási határ alatt (ICP-OES)

h: homok fizikai féleségű meddő; h_v: homokos vályog fizikai féleségű meddő

Jelentős nehézfém-akkumuláció mutatható ki mindhárom növény fajnál, ami az angol perje esetén a legkifejezettebb. Meg kell említeni azonban, hogy az angolperjében a nehézfém allokációja nagyrészt a gyökérzetbe történt, így a fitostabilizációban való alkalmazhatóságát nem rontja (45. táblázat).

45. táblázat A vizsgált növényfajok elemtartalma (mg kg⁻¹)

		<i>saláta</i>		<i>káposzta</i>		<i>angolperje</i>	
		<i>hajtás</i>	<i>gyökér</i>	<i>hajtás</i>	<i>gyökér</i>	<i>hajtás</i>	<i>gyökér</i>
Pb	<i>k</i>	91,7	43,7	13,3	40,5	31,8	64,8
	<i>h</i>	121	66,1	16,3	108	30,6	336
	<i>hv</i>	293	479	18,2	400	583	1370
As	<i>k</i>	*	28,6	*	31,8	7,14	24,8
	<i>h</i>	22,2	9,42	3,15	13,8	7,19	39,7
	<i>hv</i>	31,8	17,1	*	27,1	19,1	29,5
Zn	<i>k</i>	404	332	324	244	220	256
	<i>h</i>	539	463	319	528	383	1430
	<i>hv</i>	767	1240	694	829	2100	3480
Cu	<i>k</i>	51,0	44,3	11,4	28,0	213	38,9
	<i>h</i>	73,3	77,9	16,2	94,7	93,9	250
	<i>hv</i>	82,6	197	24,9	125	126	395
Mn	<i>k</i>	248	163	44,3	427	103	330
	<i>h</i>	220	117	66,2	209	85,2	538
	<i>hv</i>	195	176	66,2	116	225	271
Cd	<i>k</i>	3,10	3,66	2,42	1,67	0,22	2,39
	<i>h</i>	6,24	5,71	2,26	3,05	1,09	7,64
	<i>hv</i>	16,3	23,2	4,62	6,48	7,88	15,7

* kimutatási határ alatt (ICP-OES)

h: homok fizikai féleségű meddő; hv: homokos vályog fizikai féleségű meddő

A fejessaláta, fejeskáposzta növényfajok nehézfém-akkumulációs tulajdonságai a tenyészedényes vizsgálatok során tapasztaltaktól eltérnek. Az Pb-, Zn-, Cu- és Cd-akkumulációját vizsgálva megállapítható, hogy a szabadföldi körülmények között, mind a saláta (felmagzott állapot), mind a káposzta (fejesedő állapot) esetében a hajtások elemkoncentrációja nőtt, a gyökérzeté pedig csökkent a tenyészedényes kísérlet palánta fejlettségi állapotához képest. Ez alapján a saláta és a fejeskáposzta a fejlődése során a gyökérzetből a hajtásrészek felé transzlokálják a felvett nehézfémeket, amely az eddig feltételezett transzlokációs gátlásnak ellentmond. A megállapítás különösen a saláta növényre igaz. Mindhárom növényfaj esetén az As koncentrációja csökkent a palánta fejlettségi állapothoz képest. Az angol perje akkumulációs sajátosságát vizsgálva mind a gyökér, mind a hajtás elemkoncentrációk (As kivéve) növekedtek, amely a *Lolium perenne* folyamatos, gyökérzetbe történő transzlokációját mutatja (46. táblázat).

46. táblázat A vizsgált növényfajok biokoncentrációs és transzlokációs faktora

		Transzlokációs faktor			Bioakkumulációs faktor		
		saláta	káposzta	angolperje	saláta	káposzta	angolperje
Pb	<i>k</i>	0,48	3,05	2,04	*	*	*
	<i>h</i>	0,55	6,61	10,9	*	*	*
	<i>hv</i>	1,63	22,0	2,35	*	*	*
As	<i>k</i>	*	*	3,47	*	*	*
	<i>h</i>	0,42	4,38	5,52	*	*	*
	<i>hv</i>	0,54	*	1,55	*	*	*
Zn	<i>k</i>	0,82	0,75	1,16	466	359	301
	<i>h</i>	0,86	1,66	3,73	124	105	224
	<i>hv</i>	1,62	1,19	1,66	29,7	22,6	82,7
Cu	<i>k</i>	0,87	2,45	0,18	*	*	*
	<i>h</i>	1,06	5,85	2,66	332	243	755
	<i>hv</i>	2,38	5,02	3,13	686	369	1281
Mn	<i>k</i>	0,66	9,63	3,20	242	277,3	255
	<i>h</i>	0,53	3,16	6,32	51,6	42,2	95,5
	<i>hv</i>	0,90	1,75	1,20	23,3	11,4	31,2
Cd	<i>k</i>	1,18	0,69	10,6	34,3	20,8	13,3
	<i>h</i>	0,91	1,35	7,00	17,1	7,62	12,5
	<i>hv</i>	1,42	1,40	1,99	14,1	3,95	8,37

* kimutatási határ alatt (ICP-OES)

h: homok fizikai féleségű meddő; hv: homokos vályog fizikai féleségű meddő

4.5. A vizsgált növényfajok összefoglaló értékelése

Az értekezésben vizsgált növényfajok gyakorlati alkalmazhatóságát, azok elemfelvétele, bioakkumulációs tulajdonsága, transzlokációs faktora és stressztűrése alapján összegeztük (47. táblázat). Nehézfémeként, valamint az összes vizsgált nehézfémre összefoglalóan is kifejezzük az egyes növényfajok hasznosíthatóságát a fitotoxikológia, fitostabilizáció és a rizofiltráció területén. A vizes közegben végzett nehézfém-bioakkumuláció eredményei és toxikológiai tulajdonságok alapján megállapítható, hogy a kagylótutaj, a vízjácint és komplexképző jelenlétében a nád és a sás alkalmas a potenciálisan toxikus elemek rizofiltrációjára. Mindez összhangban van több kutató megállapításaival (Jacob és Otte, 2003; Soltz és Greger, 2002; Tewari et al., 2008; Toppi et al., 2007). Fitostabilizációra egyértelműen csak az angolperje javasolható, a sóska növényfaj gyenge stressztűrő képessége miatt már kevésbé, amelyet mind a biomassza, mind az ökotoxikológiai vizsgálatok alátámasztottak. A saláta és a káposzta növényfajok termesztéstechnológiai igényeik miatt (zöldségnövények) fitostabilizációra kevésbé alkalmasak, azonban érzékenyséjük miatt toxikológiai vizsgálatokra alkalmasak. A toxikológiai teszteken kívül vizsgáltuk a saláta és a káposzta

bioakkumulációs tulajdonságait is. Jelentős nehézfém felvételüknek köszönhetően igazoltuk azt, hogy a stressztüneteket valóban a nehézfémek okozhatták.

47. táblázat A vizsgált növényfajok gyakorlati alkalmazhatósága

elem	Vizsgált tényezők	Toxicológia		Fitostabilizáció		Rizofiltráció			
		saláta	káposzta	angol perje	sóska	nád	sás	kagylótutaj	vízi-jácint
Cd	Elemfelvétel	++	++	++	++	++	++	++/+++	++
	Bioakkumuláció	++	++	++	++	+++	+++	+++	+++
	Transzlokáció	gy	gy	gy	gy	gy	gy	gy	gy
	Alkalmazhatóság	++	++	++	++	+++	+++	+++	+++
Cu	Elemfelvétel	++	++	++	++	++	+	++	++
	Bioakkumuláció	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++
	Transzlokáció	gy	gy	gy	gy	gy	gy	gy	gy
	Alkalmazhatóság	+++	+++	+++	+++	+++	++	+++	+++
Pb	Elemfelvétel	+++	+++	++	++	++	++	+++	+++
	Bioakkumuláció	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	+++	+++	n.a.	n.a.
	Transzlokáció	h/gy	gy	gy	gy	gy	gy	gy	gy
	Alkalmazhatóság	++	+++	++	++	+++	+++	+++	+++
Zn	Elemfelvétel	+++	+++	+++	+++	++	++	+++	+++
	Bioakkumuláció	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++
	Transzlokáció	gy	gy	gy	gy	gy	gy	gy	gy
	Alkalmazhatóság	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++
As	Elemfelvétel	+++	+++	++	++	++	+++	++	+++
	Bioakkumuláció	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	+++	+++	n.a.	n.a.
	Transzlokáció	h/gy	gy	gy	gy	gy	gy	gy	gy
	Alkalmazhatóság	++	+++	++	++	++	+++	++	+++
	Stressztűrés	++	++	+++	+	+++	+++	+++	++
	Összegzett alkalmazhatóság	++	+++	+++	++	+++	+++	+++	+++

+: gyenge; ++: közepes; +++:erős/jó; h: hajtás; gy: gyökér; na: kimutatási határ alatt (ICP-OES)

Az elemfelvétel gyenge, közepes és erős fokozatait Baker és Brooks (1989) nyomán, a bioakkumuláció fokozatait azok nagyságrendi eltérései alapján határoztuk meg.

A saláta, a káposzta, a sóska és az angol perje fitostabilizációban betöltött szerepét természetstechnológiai adatok alapján is Hodossi *et al.* (2004) és Vinczeffy (2000) nyomán értékeltük. A fitostabilizáció szempontjából összehasonlítottuk a négy növényfaj csírákéességét, a talajműveléssel szembeni igényességét, a vízigényét, a tápanyagigényét, a növényvédelmét, a betakaríthatóságát (gépesítés), idény alatti betakaríthatóság számát és a humántáplálkozásban betöltött szerepét (48. táblázat).

A fitostabilizációra való alkalmasság számszerűsítése relatív értékeket jelent, amely kizárólag a négy növényfaj közti különbségek kifejezésére szolgál. Az értékek egy és tíz között változnak, a maximális érték az adott növényfaj fitostabilizációra való fokozott alkalmazhatóságát, az egyes érték pedig az alkalmatlanságát jelöli.

48. táblázat A saláta, a káposzta, a sóska és az angol perje fitostabilizációban betöltött szerepe a termesztéstechnológiai adatok alapján

<i>Megnevezés</i>	<i>Saláta</i>	<i>Káposzta</i>	<i>Sóska</i>	<i>Angol perje</i>
<i>Csírákéesség</i>	8	9	2	9
<i>Talajművelés</i>	4	4	3	9
<i>Vízigény</i>	2	3	8	10
<i>Tápanyagigény</i>	2	3	7	8
<i>Növényvédelem</i>	2	2	6	10
<i>Betakaríthatóság (gépesítés)</i>	3	4	6	9
<i>Betakarítás száma</i>	10	3	4	8
<i>Humántáplálkozásban betöltött szerep</i>	2	2	4	8
<i>Összesen</i>	33	30	40	71

1: fitoremediációra alkalmatlan – 10: alkalmas

Az értékelés során az angol perje növényfaj az, amely a termesztéstechnológiai adatok alapján nehézfémekkel szennyezett közegek fitostabilizációjára ajánlható. Kutatásaink során bebizonyosodott, hogy a sóska kivételével a csírákéesség mind a négy növényfajt tekintve megfelelő. Talajművelés szempontjából az angol perje gyep telepítése, illetve magágy előkészítése kevésbé eszköz és energia igényes a többi növényfajhoz képest. Az angol perje további előnye a saláta és a káposztához képest az is, hogy évelő, így a magágyelőkészítés és a vetés egyszeri művelet. Meg kell jegyezni azonban, hogy a szennyvíziszap komposzt kijuttatása minden esetben állandó feladatot jelent. Az angol perje vízellátottsági és tápanyagigényét messze meghaladják a konyhakerti zöldségnövények. Nehézfémekkel szennyezett területeken az angol perje tápanyag szükséglete teljes mértékben kielégíthető szennyvíziszap komposzt hozzáadásával. A zöldségnövények még a szennyvíziszap komposzt hozzáadása mellett is klorotikus tüneteket mutattak. Az angol perje főleg a zárt gyep kialakulása előtt igényel növényvédelmi munkákat, mivel kifejlődése után a gyep elnyomja a gyomfajok jelentős részét. A saláta, a káposzta és a sóska viszont gyomok mellett számos kórokozónak és kártevőnek ki vannak téve, folyamatos növényvédelmet igényelnek. Az angol perje betakarítása egyszerű kaszálóberendezésekkel megoldható, akár évente több alkalommal is. A zöldségnövények szerepe a fitoremediációban a humántáplálkozásban betöltött szerük miatt is agályos.

4.6. Új generációs FPXRF spektrometria alkalmazási lehetőségei a környezetállapot felmérésében

FPXRF megbízhatóságának vizsgálata

A Kovács és Tamás (2002) által publikált elsőgenerációs készülék kalibrációs tapasztalatai alapján állítottuk be a kísérleteket. Ennek alapján a mintáinkat szárítottuk, hogy a víztartalom okozta eltéréseket kiküszöböljük. Az általunk végzett mérések esetén darálást és rostálást követően a szemcseméret 2 mm-nél kisebb, és a szemcseméret szerinti eloszlást tekintve heterogén volt, ami az eredmények értékelésekor nem hagyható figyelmen kívül.

Az elemzés során, elsőként, 61 bányameddő és talajminta Cu, Zn, Pb, Sr, Mn nehézfém-koncentrációinak összevetésére került sor. Az FPXRF és ICP OES módszerrel meghatározott elemtartalmak között végzett lineáris regresszióanalízis kimutatta, hogy a Cu, Zn, Pb, Sr, Mn koncentrációk ANOVA teszt alapján szignifikáns korrelációban vannak (49. táblázat).

49. táblázat Az FPXRF és ICP-OES módszerrel meghatározott elemkoncentrációk kapcsolata meddő és talajminták esetében, lineáris regresszió: $y=b+ax$

<i>elem</i>	<i>egyenlet</i>	<i>N</i>		<i>T</i>	<i>P</i>	<i>R</i> ²
Cu	$ICP_{Cu}=127+0,32(XRF)$	28	b a	2,87 6,21	0,01 0,00	$r^2_{Cu}=0,59$
Zn	$ICP_{Zn}=0,99(XRF)$	54	b a	1,19 32,9	0,24 0,00	$r^2_{Zn}=0,95$
Pb	$ICP_{Pb}=1,36(XRF)$	42	b a	0,22 13,4	0,83 0,00	$r^2_{Pb}=0,82$
Sr	$ICP_{Sr}=22,8+0,68(XRF)$	27	b a	4,05 6,88	0,00 0,00	$r^2_{Sr}=0,65$
Mn	$ICP_{Mn}=546+0,35(XRF)$	38	b a	5,57 7,51	0,00 0,00	$r^2_{Mn}=0,61$

A földtani közegminták FPXRF és ICP-OES módszerrel mért elemtartalmi közötti korrelációanalízis rámutatott arra, hogy a NITON XLt 700 Cu, Zn és Sr eredményei vélhetően a minták szerkezeti tulajdonságától függenek, míg az Pb és a Zn kevésbé. Az eredmények alapján a NITON XLt 700-as FPXRF készülék alkalmas a darálással és szárítással előkészített minták teljes nehézfém-tartalmának, különös tekintettel Pb- és Zn-tartalmának megbízható meghatározására.

Az ICP-OES mérés eredményeinek összevetésével és 25 növényminta felhasználásával vizsgáltuk a NITON XLt 700 műszer megbízhatóságát a növényi szövetek Pb-, Zn-, Cu- és Mn-tartalmának meghatározásában. A növénymintákat az FPXRF méréshez szintén

roncsolásmentesen, szárítást követően darálva készítettük elő az elemzésre. A NITON XLt 700 és ICP OES módszerrel meghatározott elemtartalmak közötti lineáris regresszióanalízis kimutatta, hogy a Pb, Zn, Cu, Mn koncentrációk ANOVA teszt alapján szignifikáns korrelációban vannak (50. táblázat).

50. táblázat Az FPXRF és ICP-OES módszerrel meghatározott elemkoncentrációk kapcsolata növényminták esetében, lineáris regresszió: $y=b+ax$

<i>elem</i>	<i>egyenlet</i>	<i>N</i>		<i>T</i>	<i>P</i>	<i>R²</i>
Cu	ICP _{Cu} =76,7+0,29(XRF)	15	b	3,26	0,01	r ² _{Cu} =0,73
			a	6,39	0,00	
Zn	ICP _{Zn} =0,94(XRF)	25	b	1,72	0,09	r ² _{Zn} =0,87
			a	12,4	0,00	
Pb	ICP _{Pb} =55,4+1,25(XRF)	25	b	2,34	0,03	r ² _{Pb} =0,96
			a	21,1	0,00	
Mn	ICP _{Mn} =148+0,46(XRF)	15	b	2,61	0,03	r ² _{Mn} =0,93
			a	11,4	0,00	

Az eredmények azt mutatják, hogy a NITON XLt 700-as FPXRF készülék darálással és szárítással előkészített növényminták teljes nehézfém tartalmának, különös tekintettel az Pb-, Zn- és Mn-koncentrációjának megbízható meghatározására alkalmas.

Nedvességtartalom hatása

A nedvességtartalom emelkedésével a karakterisztikus röntgensugárzás vízben való elnyelődése miatt látszólag csökken a földtani közeg nehézfém tartalma a röntgen-fluoreszcenciás méréseknél (Kovács és Tamás 2003). Ez problémát jelent, hiszen a terepi hordozható NITON XLt 700 mérési eredményeit kalibrálni kell az adott víztartalomtól függően. Ennek érdekében, ismernünk kell, hogy a nedvességtartalom milyen mértékben befolyásolja az eredményeket, illetve adott nedvességtartalomnál mért koncentrációk alapján hogyan becsülhető tényleges és teljes elemtartalom.

A mérések során figyelembe kell venni az eszköz kimutathatósági határait is, hiszen a száraz minta nehézfém tartalmát adott mennyiségű nedvességtartalom olyannyira befolyásolhatja, hogy az már a módszer érzékenységét alulmúlja és az adott nehézfém tartalom nem lesz detektálható.

A nedvességtartalom Pb-, Zn-, Fe- és Mn-tartalomra gyakorolt hatását a minták száraz és adott nedvességtartalom mellett mért elemtartalmi között végzett párosított t-próbával mértük. Eredményeink alapján az Pb, Zn, Mn esetében szignifikáns eltérést a száraz illetve 2, 4, 6, 8 tömeg%-os nedvességtartalmú minták között nem tudunk igazolni, míg 10 tömeg%-os víztartalom felett mért értékek statisztikailag igazolhatóan

eltérnek. Ennek értelmében a 8 tömeg%-os, vagy annál kisebb nedvességtartalom mellett mért koncentrációk önmagukban alkalmasak az adott minta Pb, Zn és Mn nehézfém tartalmának jellemzésére (51. táblázat). A vas esetén 4 tömeg%-os nedvességtartalomig lehet figyelmen kívül hagyni a közeg nedvességtartalmát.

51. táblázat Nedves és száraz minták nehézfém tartalma közti eltérések vizsgálata

<i>nedvességtartalom tömeg%</i>	<i>P_{ólom}</i>	<i>P_{cink}</i>	<i>P_{vas}</i>	<i>P_{mangán}</i>
<i>0-2</i>	0,314	0,233	0,226	0,058
<i>0-4</i>	0,696	0,348	0,155	0,308
<i>0-6</i>	0,390	0,072	0,000	0,060
<i>0-8</i>	0,064	0,053	0,006	0,077
<i>0-10</i>	0,045	0,021	0,001	0,041
<i>0-12</i>	0,035	0,013	0,000	0,014
<i>0-14</i>	0,025	0,015	0,000	0,029
<i>0-16</i>	0,011	0,004	0,000	0,018
<i>0-18</i>	0,015	0,004	0,000	0,030
<i>0-20</i>	0,004	0,002	0,000	0,031
<i>0-22</i>	0,004	0,030	0,000	0,009
<i>0-24</i>	0,006	0,003	0,000	0,012
<i>0-26</i>	0,002	0,001	0,000	0,012
<i>0-28</i>	0,002	0,002	0,000	0,016
<i>0-30</i>	0,001	0,001	0,000	0,009

*szignifikáns $P < 0,05$ 95% konfidencia

A fenti eredmények alapján is kitűnik, hogy terepen, az FPXRF módszerrel mért adott nedvességtartalmú földtani közeg minta nehézfém tartalma eltérhet a ténylegestől. Ha a mért nehézfém-koncentráció mellett terepi hordozható eszközökkel (pl.: TDR¹⁸) meghatározzuk a minta nedvességtartalmát is, akkor a mérést pontosítani tudjuk.

A mérés pontosságának javítása érdekében az Pb-, Zn-, Fe-, Cu- és Mn-tartalom becslő egyenletét határoztuk meg az egyes minták nedvességtartalma (x) és adott nedvességtartalomon mért nehézfém-koncentrációk (y) közötti lineáris regressziós egyenes meredekségeinek (a) átlagai alapján. A számított regressziós egyenesek tengelymetszete, azaz a konstans (b) tekinthető a minta tényleges elem tartalmának. Ugyanakkor az eredmények alapján a nedvességtartalom mellett a minta nehézfém tartalma is meghatározza az egyenes meredekségét. Minél nagyobb a nehézfém tartalom, annál meredekebb a regressziós egyenes lefutása, tehát nagyobb a nedvesség zavaró hatása. Ezért adott nehézfém tartalom esetén, szennyeztelen és szennyezett közegtípus kategóriákat határoztunk meg a 10/2000. KöM-EüM-FVM-

¹⁸ rádiófrekvenciás elektromágneses hullám terjedési sebességének meghatározásán alapuló módszer

KHVM rendelet alapján, és a képzett kategóriákon belül képeztünk becslőegyenleteket (52. táblázat).

52. táblázat Az FPXRF módszerrel meghatározott elemtartalom és a minta víztartalma közti kapcsolat

<i>elem</i>	<i>kategóriák</i>	<i>egyenlet (Y=b+ax)</i>	<i>meredekség (a) szórása</i>
	<i>elemtartalom (mg/kg)</i>		
Pb	0-600	$Pb_{(nedvtart\%)}=b-1,18(nedvtart\%)$	0,31
	600-2500	$Pb_{(nedvtart\%)}=b-8,17(nedvtart\%)$	3,36
Zn	0-1000	$Zn_{(nedvtart\%)}=b-4,16(nedvtart\%)$	1,28
	1000-4500	$Zn_{(nedvtart\%)}=b-14,9(nedvtart\%)$	2,72
	4500<	$Zn_{(nedvtart\%)}=b-65,2(nedvtart\%)$	27,8
Cu	0-400	$Cu_{(nedvtart\%)}=b-3,34(nedvtart\%)$	0,81
	400-2500	$Cu_{(nedvtart\%)}=b-10,5(nedvtart\%)$	3,07
Fe	20000-55000	$Fe_{(nedvtart\%)}=b-377(nedvtart\%)$	73,6
Mn	<2500	$Mn_{(nedvtart\%)}=b-25,5(nedvtart\%)$	7,45

Az egyenletek validálása során, a becült és a száraz közegben mért tényleges nehézfém-koncentrációk között párosított t-próbát hajtottunk végre. A statisztikai elemzéssel vizsgáltuk a mért, és az adott nedvességtartalom mellett becült értékek közötti eltéréseket. Nullhipotézisünk szerint szignifikáns eltérést nem tapasztaltunk a mért és becült értékek közt, amelyet $P>0,05$ értékek igazolnak, így a hipotézisünket megtartjuk. Ennek eredményeképpen kijelenthető, hogy az általunk képzett, adott koncentrációtartományhoz tartozó becslőegyenletek alkalmasak az adott nehézfémek pontos meghatározására részletes környezetállapot felmérés során. (53. táblázat). Az eredmények megbízhatósága mellett ugyanakkor kiemelendő, hogy a mintaszám növelésével még meggyőzőbb eredmények adódhatnak.

53. táblázat Becsült és mért elemtartalmak közti eltérések vizsgálata

<i>nedvességtartalom tömeg%</i>	<i>P ólom</i>	<i>P cink</i>	<i>P vas</i>	<i>P réz</i>	<i>P mangán</i>
0-2	0,755	0,378	0,478	0,211	0,241
0-4	0,861	0,678	0,838	0,357	0,796
0-6	0,899	0,239	0,103	0,884	0,322
0-8	0,542	0,279	0,772	0,658	0,784
0-10	0,802	0,245	0,623	0,452	0,384
0-12	0,551	0,210	0,595	0,201	0,743
0-14	0,972	0,303	0,720	0,489	0,855
0-16	0,992	0,136	0,124	0,900	0,761
0-18	0,911	0,214	0,697	0,143	0,478
0-20	0,796	0,043	0,390	0,059	0,155
0-22	0,993	0,841	0,958	0,140	0,922
0-24	0,986	0,243	0,631	0,571	0,951
0-26	0,731	0,086	0,526	0,459	0,441
0-28	0,908	0,494	0,786	0,400	0,460
0-30	0,880	0,344	0,838	0,864	0,380

*szignifikáns $P<0,05$ 95% konfidencia

5. KÖVETKEZTETÉSEK, JAVASLATOK

A Gyöngyösoroszi közelében található, Szárazvölgyi tározó területén magas nehézfém tartalom jellemző a talajban. A szennyezés nagy mennyiségű, nagy felületre kiterjedő terhelést jelent, amely mind lokálisan, mind pedig az erózió útján jelentős kockázatot hordoz. Ugyanakkor a bányameddőben, oldhatatlan csapadékok formájában jelenlevő elemek mobilitása alacsony. A felszínre kerülve azonban problémát jelenthetnek a pirit tartalmú ásványok, amelyek savas mállástermékei a nehézfémek mobilizálódását okozhatják. A mobilizálódott elem tartalom így bekerülhet a táplálékláncba, illetve csapadék a talajvízbe moshatja.

A légi hiperspektrális technológiára alapozott elemzésekkel vizsgáltuk a galenit (PbS), a goethit (FeO(OH)), a jarosit ($\text{KFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$), a szfalerit ((Zn,Fe)S) és a pirit (FeS_2) térbeli eloszlását. Az 1,5-1,8 és 2-2,2 μm közötti hullámhossztartományok felhasználásával végeztük az ásványtani elemzést a kopár, 0,3 és 0 NDVI értékű területeken. A Spektrális Szögek Módszerrel (SAM) végzett elemzések alapján a nehézfém tartalmú ásványoknak, a galenitnek és a szfaleritnek térbeli megoszlása hasonló a vizsgált területen. Az erősen szennyezett területeken a bányameddő minták nehéztartalmának térbeli mintázata pozitívan korrelált a SAM eredményével. Az eredmények alátámasztják, hogy légi hiperspektrális technológiával a nehézfém tartalmú ásványok megbízhatóan meghatározhatók a szennyezett területeken.

Vizsgáltuk továbbá a légi hiperspektrális képalkotás fitoremediációra való alkalmazhatóságát, a területen előforduló növényfajok, társulások osztályozási eredményei alapján. Nyolc vegetáció típust különítettünk el a tanító területek eltérő spektrális tulajdonságai révén: erdő – domináns tölgy –, erdő újulat, vízparti növényzet – javarészt nád –, gyalogakácos, fekete fenyő, cserjés – főleg kökény és csipkebogyó –, szeder és alacsony biomasszájú füves terület. Az ellenőrzött osztályba sorolás során közepesen jó eredményeket értünk el, különösen a 496-690 nm közötti hullámhossz tartományokkal. Ennek alapja, hogy a növényi biomassza pigmentjei ebben a tartományban érzékenyek az adszorpcióra. A rendezetlen, ipari roncsolt környezet miatt közepes, közepesen jó eredmény alapvetően a terület növényállományát jellemző heterogenitásnak köszönhető, hiszen egyik növénycsoport esetében sem beszélhetünk homogén állományokról. Ugyanakkor az osztályozás különösen jó eredményt fekete fenyő, erdő (javarészt tölgy), alacsony biomasszájú és cserjés területeken mutatott azok homogénebb, zártabb állománya miatt. A vegetációs vizsgálatok alapján, így

meghatározhatóak a területen megtalálható főbb növénycsoportok osztályai, fajai, amelyek az alkalmazható fitoremediációs technológia és a fitoremediációra alkalmazható növényfajok kiválasztásában nyújthatnak segítséget.

Vizsgáltuk a CMS komplexképző szer rizofiltrációs célokra történő hasznosítását. A saláta csíranövény teszt alapján a saláta CMS 200 + bányameddő kezelés esetén 65 %-ban csírázott ki és „kissé mérgező” besorolást kapott a CMS 100 + bányameddő kezelés „mérgező” eredményeivel szemben. A békalencsével végzett reprodukciós teszt alapján nem kaptunk egyértelmű eredményt az alkalmazható CMS koncentrációt illetően.

A komplexképzővel segített rizofiltráció vízkultúras vizsgálata szintén a 200-szoros hígítású CMS + bányameddő extraktum eredményes felhasználását bizonyítja az ökotoxikológiai vizsgálatokkal összhangban. Azonban a CMS nádra és sásra gyakorolt toxikus hatása már 100-szoros hígításnál sem észlelhető. As és Zn sással, Cd és Pb náddal, Cu náddal és sással történő akkumulációja jelentősen nagyobb mértékű 100-szoros hígítású CMS + bányameddő extraktum esetén. Ennek tükrében, ha a szennyezés a fenti nehézfémekre specifikus, akkor az adott növényvel történő rizofiltrációjuk 100-szoros hígítású CMS alkalmazásával már optimális. A komplexképzővel segített rizofiltrációra alkalmas növényfajok kiválasztása a biokoncentrációs és a transzlokációs faktoraik alapján történt. A nád nagyobb mértékben akkumulálta a nehézfémeket (Zn, Cu és Cd) gyökérrészeibe, mint a sás, illetve a közeg koncentrációjával szemben mutatott akkumulációja meghaladta a sás esetében mért értékeket. A nád és a sás kimutatott gyökérrakkumuláló sajátságai összhangban vannak *Jacob és Otte (2003)* *Soltz és Greger (2002)* megállapításaival. Ezek alapján a vizsgált közeg rizofiltrációjára a nád alkalmazását javasoljuk. Pb és As felvételére a sás bizonyul optimális megoldásnak a biokoncentrációs és transzlokációs sajátságok alapján. A vizsgált bányameddő-extraktum számos nehézfémel szennyezett, az ilyen kevert szennyezés kezelésére a nád alkalmazása javasolt 200 szoros hígítású CMS felhasználásával.

Savas bányavíz rizofiltrációjának modellezése során a kagylótutaj (*Pistia stratiotes*) és vízijácint (*Eichhornia crassipes*) növényfajok, nagyfokú elemfelvételüknek köszönhetően, kiválóan alkalmasak a nehézfémel szennyezett vizek tisztítására. Mindez összhangban van több kutató megállapításaival (*Tewari et al., 2008; Toppi et al., 2007*). A cink a növényi szövetekben közel 0,5 %-os arányú volt, amely a növények sajátságainak, az enyhén savas kémhatásnak volt köszönhető.

A fitotoxikológiai vizsgálatok (tenyészedényes csíranövény tesztek) eredményei alapján szennyvíziszap komposzt kijuttatásával csökkenthetjük a nehézfémekkel szennyezett

homok, illetve a homokos vályog fizikai féleségű bányameddők toxicitását. A tenyészedényes tesztekkel mértük a saláta, a káposzta, a sóska és az angol perje csírázását és a gyökérnövekedést. A csírázás aránya az 5 % szennyvíziszap komposztot tartalmazó meddón volt a legnagyobb mind a négy felhasznált növény esetében. A gyökérfejlétségi-teszt a csírázási-teszthez hasonlóan, az öt százalékos szennyvíziszap komposzt kijuttatása bizonyult optimálisnak. A toxicitás vizsgálataink alapján a bányameddő „nem mérgező” minősítést kapott az 5 %-os szennyvíziszap hozzáadása mellett. A Tukey-féle variancia-analízissel bizonyítottuk, hogy szignifikánsan nagyobb csíranövény hosszúságot eredményezett az 5 %-ban a bányameddőhöz hozzákevert szennyvíziszap komposzt, mint a 0 vagy 10 %-os kezelések. Az eredmények értelmében az 5 százalékos szennyvíziszap komposzt arány ténylegesen javasolható a Gyöngyösoroszi területén található, nehézfémekkel szennyezett bányameddők javítására, fitostabilizáció megalapozására. A meghatározott komposzt arány 40 cm mély kezelés esetén 126 t ha^{-1} mennyiség kijuttatását jelenti.

A bioakkumulációs vizsgálatok során a szennyvíziszap komposzt pozitív, pH növelő hatása egyértelmű volt. A bányameddő – szennyvíziszap komposzt kezelések kémhatása savanyú (pH: 4,8-5,5) volt a kísérlet teljes időtartama alatt, ami a nehézfémek oldhatóságát növelte. A vezetőképesség alapján az összes kezelés közepes só tartalmú volt (EC: 3,91-6,19). A nagy nehézfém-tartalomból adódó magas sótartalom a savanyú kémhatással párosulva káros hatással volt a szennyvíziszap komposzt nélküli kezeléseknél. A szennyvíziszap komposzt kijuttatása a biológiai hozzáférhető elem-tartalmat – a Cu kivételével – nem, vagy csak kis mértékben befolyásolta. Ugyanakkor, a kezelések szennyvíziszap komposzt mennyiségének növekedésével a réz mennyisége arányosan emelkedett, vélhetően a komposzt növekvő komplexképzésének eredményeként. Ennek, és a jelentős tápanyagtartalomnak hatása eredményezhette a nagyobb komposzt-mennyiségeknél a tapasztalt fitotoxicitást.

A saláta határozottan több Cd-ot akkumulált a többi vizsgált növényfajhoz képest, illetve Pb, Zn és As elemek esetében is jelentős volt az akkumulációja. Ez a növényfaj adott fémekkel szembeni szenzitivitását mutatja, összhangban *Lehoczky et al. (2002)* és *Vér (2006)* eredményeivel. A fejeskáposzta a méréseink során a salátánál is fogékonyabb volt az akkumulációra, mivel a káposzta Pb, Zn, As és Cu koncentrációja meghaladta a fejessalátáét. Ez alapján mindenképpen a káposzta növényt alkalmazni a toxicitás vizsgálatokra, bár a fejessaláta is megbízható eredményeket adhat. Az angolperje és a sóska növények viszont, az Pb, Zn és As elemeket kevésbé halmozzák

fel szöveteikben, amely az adott fémekkel szennyezett területek rekultivációja, fitostabilizációja szempontjából rendkívül előnyös. Szabadföldi kísérletek során azonban *Rumex acetosa* a szennyezett meddő – komposzt keverékeken nem vagy nagyon gyengén csírázott és fejlődött ki, ezért fitostabilizációra rekultivációs célokra önmagában nem ajánlható.

A földtani közegminták FPXRF és ICP-OES módszerrel mért elemtartalmi közötti korrelációanalízis rámutatott arra, hogy a NITON XLt 700-as FPXRF készülék az előkészített minták teljes nehézfém-tartalmának, különös tekintettel Pb- és Zn-tartalmának megbízható meghatározására alkalmas. Növényminták teljes nehézfém-tartalmát illetően elmondható, hogy a NITON XLt 700-as FPXRF készülék az Pb-, Zn- és Mn-koncentrációjának megbízható meghatározására alkalmas.

Terepen, a minta nedvességtartalmától függően, az FPXRF módszerrel mért nehézfém-koncentrációk eltérhetnek a tényleges koncentrációtól. A mérés pontosságának javítása érdekében az Pb, Zn, Fe, Cu és Mn lineáris becslő egyenleteket határoztuk meg az egyes minták nedvességtartalma és adott nedvességtartalmon mért nehézfém-koncentrációk között. A becslőegyenletek validálása alapján kijelenthető, hogy az általunk képzett, adott koncentráció-tartományhoz tartozó becslőegyenletek alkalmasak az adott nehézfémek pontos meghatározására a részletes környezetállapot felmérés során.

6. ÚJ ÉS ÚJSZERŰ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK

Az eredmények a nehézfémekkel szennyezett gyöngyösoroszi bányameddő, illetve hasonló bányameddők környezeti állapotfelméréséhez és fitoremediációjának tudományos megalapozásához kapcsolódnak.

1. Bizonyítottam a légi hiperspektrális vizsgálat alkalmazhatóságát a nehézfémekkel terhelt területek ásványtani és vegetációs felmérésében, a spektrális adatok szerepét a környezetállapot értékelésben.
2. Meghatároztam, hogy a szennyvíziszap komposzt 5 %-os arányban alkalmas a nehézfémekkel szennyezett gyöngyösoroszi bányameddő javítására, fitostabilizáció megalapozására.
3. Megállapítottam, hogy a nehézfémekkel szennyezett bányameddő fitostabilizációjára, a vizsgált növényfajok közül, elsősorban az angolperje (*Lolium perenne*), toxikológiai vizsgálatára pedig a fejeskáposzta (*Brassica oleracea* L. convar. capitata provar. alba) alkalmas.
4. Igazoltam a lizinfermentációból származó hulladék (CMS) komplexképző sajátságait és rizofiltrációs technológiában történő alkalmazhatóságát 200-szoros hígításban.
5. Megállapításaim alapján a 200 szoros hígítású CMS komplexképzővel segített rizofiltrációs technológiában a Zn, Cu, Cd, Ni, Cr nehézfémekre a nád (*Phragmites australis*), Pb nehézfémre és As-re specifikus szennyezés esetén a deres sás (*Carex flacca*) alkalmazható.
6. Savas bányavízzel végzett vizsgálataim alapján a kagylótutaj (*Pistia stratiotes*) és vízijácint (*Eicchornia crassipes*) jól akkumulálják a nehézfémeket, ezért rizofiltrációra alkalmasak.
7. A minták nedvességtartalmát figyelembe vevő becselő egyenlet számoltam ki a terepi roncsolás nélküli röntgen fluoreszcenciás spektrometria alkalmazásával. Az így számolt eredmények összevethetők a nedves roncsolás után ICP-OES technikával mért értékekkel.

7. ÖSSZEFOGLALÁS

Kutatásaink a Gyöngyösoroszi község közelében található, Pb és Zn nehézfémekkel erősen szennyezett Szárazvölgyi zagytározó környezeti állapotának felmérésére, valamint az okozott környezeti kockázat csökkentésének megalapozására irányultak. Alapvetően a vizsgált területre vonatkoznak az eredmények, azonban kiegészítő megállapításokat is nyújtanak más bányameddők környezeti kockázatbecsléshez szükséges összefüggéseket.

A légi hiperspektrális vizsgálatokkal meghatároztuk a galenit, a goethit, a jarosit, a szfalerit és a pirit ásványokat a kopár területeken, valamint a növényzettel borított területeken nyolc vegetáció típust különítettünk el. Spektrális Szögek Módszerét (SAM) használtuk a hiperspektrális elemzésekhez. A statisztikai elemzés eredményei és a hiperspektrális ásványtani elemzés alapján a nehézfémekkel szennyezett területeken a nehézfém-tartalmú ásványok felmérésére, térbeli kiterjedésének meghatározására a légi hiperspektrális technológia javasolható. A légi hiperspektrális vegetációs vizsgálatokkal meghatározhatóak a területen megtalálható növénycsoportok főbb fajainak térbeli eloszlása, amely a fitoremediációs technológia és a fitoremediációra alkalmazható növényfajok kiválasztásában nyújthat segítséget.

Békalencse és saláta tesztnövényekkel toxicitási tesztet végeztünk a rizofiltráció során alkalmazandó CMS komplexképző anyag mennyiségének optimalizálására. A saláta fitotoxikológiai sajátosságai tükrében a 200-szoros hígítású CMS hozzáadása bizonyult optimálisnak a komplexképzővel segített rizofiltrációs technológia alkalmazásában.

A megállapított CMS mennyiségére alapozva vizsgáltuk a nád és a sás bioakkumulációs sajátosságait, amely alapján a nád növényt javaslom komplexképzővel segített rizofiltrációs technológiában. Ólomra és arzén szennyezés esetén a sás bizonyult optimálisnak. Mivel trendszerűen nő a bioakkumuláció mértéke a CMS közegbeli koncentrációjának növekedésével, igazoltuk a lizinfermentációból származó hulladék (CMS) komplexképző sajátosságait. Ezáltal megoldható a CMS melléktermék hasznosítása a rizofiltrációs technológiában.

Homok és homokos vályog fizikai féleségű meddő – ioncserélt víz 1:2,5 arányát alkalmaztuk a savas bányavíz rizofiltrációjának modellezésére. Eredményeink alapján a kagylótutaj és a vízijácint növényfajok jelentős elemfelvételüknek köszönhetően alkalmasak a nehézfémekkel szennyezett vizek rizofiltrációjára.

Homok és homokos vályog fizikai féleségű bányameddőn tenyészedényes csíratesztek és bioakkumulációs vizsgálatokat végeztünk a fitostabilizáció szempontjából optimális szennyvíziszap komposzt arány és növényfaj meghatározása céljából. Megállapítottuk, hogy a szennyvíziszap komposzt 5 %-os arányban ténylegesen alkalmazható a Szárazvölgyi tározó mellől származó, nehézfémekkel szennyezett bányameddő javítására, a fitostabilizáció megalapozására.

A bioakkumulációs vizsgálatok alapján a nehézfémekkel szennyezett bányameddő toxicitásának vizsgálatára a fejeskáposzta mindenképpen előnyös, bár a fejessaláta is megbízható eredményeket ad a toxicitás vizsgálat során. A szennyezett területek fitostabilizációjára elsősorban az angolperje és részben a sóska növényfajok alkalmazhatóak.

A terepi hordozható röntgen-fluoreszcenciás (FPXRF) spektrometria megbízhatóságának vizsgálatára a roncsolásmentesen nyert adatokat hasonlítottuk össze a nedves HNO_3 - H_2O_2 roncsolással előkészített mintákból, az ICP-OES módszerrel meghatározott nehézfém-koncentrációkkal. Bizonyítottuk, hogy az újgenerációs FPXRF módszer alkalmas darálással és szárítással előkészített földtani közegminták, növényminták teljes nehézfém-tartalmának gyors meghatározására. Becslő egyenleteket állítottunk fel, a terepen, adott nedvességtartalomnál mért koncentrációk pontosítására.

8. SUMMARY

Main goals of my researches were the development of environmental status assessment methods and surveying the potential environmental risk reduction at Pb-Zn polluted Szárazvölgyi flotation sludge reservoir site, near to Gyöngyösoroszi, Hungary. Conclusions are mainly concerned to the related examined site, although the results support complementary appointments and connexions for environment status assessment of other mine spoils.

Using airborne hyperspectral remote sensing, heavy metal containing minerals, such as galena, goethite, jarosite, sphalerite, pyrite were defined at the barren places as well as eight vegetation types at canopy covered places. Spectral Angle Mapper (SAM) was used for classification. The results of the element content of mine spoil samples and airborne hyperspectral mineral mapping proved the applicability of airborne hyperspectral remote sensing for surveying heavy metal contaminated sites and its role in environmental status assessment. Based on airborne hyperspectral vegetation analysis spatial distribution of plant species were determined at the examined site. Its results support the selection of the most appropriate phytoremediation technique and plant species suitable for phytoremediation.

The optimal quantity of CMS complexing agent was defined for rhizofiltration technology using duckweed and lettuce in ecotoxicological measurements. As a result of the toxicological effects of the lettuce, application of 200 times diluted CMS is found to be the optimal concentration in complex-induced rhizofiltration technology.

Based on the defined CMS quantity, bioaccumulation properties of common reed and sedge were examined. According to the examinations, common reed is recommended for rhizofiltration technology. However if the contamination properties of the matrix is specified to Pb and As, sedge is the optimal plant species in rhizofiltration technology.

Since the increasing CMS concentration in the extract caused trend-like enhancement of the bioaccumulation of the metals, complexation property of the waste of lysine fermentation (CMS) was proved. Thus, rhizofiltration is one of the solutions for utilization of the CMS by-product.

Heavy metal contaminated mine spoils with sandy, and sandy-loam physical characteristics – water in 1:2,5 ratios were used for modelling the rhizofiltration of acid mine wastewater. Based on the results, lettuce and water hyacinth were found to be

optimal plant species for rhizofiltration of heavy metal polluted waste water, due to their enhanced element accumulation.

Seed germination and bioaccumulation tests were implemented at pot scale experiment. Optimal sewage sludge compost rate, best plant species for phytostabilization and plant species for phytotoxicological tests were defined on heavy metal contaminated mine spoils with sandy and sandy-loam physical characteristics. Sewage sludge compost in 5 % ratio was proved to be suitable for supporting phytostabilization technology, especially in the case of Szárazvölgyi flotation sludge reservoir.

Based on bioaccumulation tests, white cabbage was found to be the most appropriate plant species for ecotoxicological surveys of heavy metal polluted mine spoils, although lettuce could also provide reliable information on toxicity. Principally rye grass and partly sorrel can be applied for phytostabilization of polluted sites.

In order to prove the accuracy of field portable X-ray fluorescence spectrometry (FPXRF), XRF data (without any destruction) were compared to ICP OES measurements using HNO_3 - H_2O_2 wet destruction. New generation of FPXRF is proved to be appropriate method for fast determination of total heavy metal content in dried and ground geological matrix and vegetation samples. Estimative equations were computed to revise moisture affected concentration results.

9. PUBLIKÁCIÓS JEGYZÉK

- 1) Abdorhim, H.; Khalif, A.A.; Hosam, E.H.T.; Bayuomi, Villányi, I.; Heltai, Gy.; Kecskés, M. 2004. Szennyvíziszap-adagok hatása a növény (*Triticum vulgare* L.) - talaj rendszer néhány mikrobiológiai és biokémiai tulajdonságára. *Agrokémia és Talajtan*. **53**. 413 – 432.
- 2) Aboulroos, S.A.; Holah, S.H.; Badawy, S.H. 1989. Influence of prolonged use of sewage effluent in irrigation on heavy metal accumulations in soils and plants. *Z. Pf. Ern. Bk.* **152**. 51-55.
- 3) Anton, A.; Barna, S. 2008. Potenciális kémiai stabilizálószerrek toxikus fémek mobilitását csökkentő hatásának vizsgálata laboratóriumi talajinkubációs modellkísérletben. In: Simon, L. (szerk.) *Talajvédelem*. Bessenyei György Könyvkiadó. Nyíregyháza. 187-194.
- 4) Anton, A.; Máthé-Gáspár, G. 2005. Factors affecting heavy metal uptake in plant selection for phytoremediation. *Zeitschrift Fur Naturforschung C-a Journal of Biosciences*. **60**. 244-246.
- 5) Anton, A.; Máthé-Gáspár, G.; Uzinger, N. 2002. Fitoremediáció bányászati eredetű diffúz szennyezések kezelésére. Országos Környezetvédelmi Konferencia és Szakkiállítás. Balatonfüred. 2006. október 24.-26.
- 6) Antosiewicz, D. M. 1995. The relationships between constitutional and inducible Pb-tolerance and tolerance to mineral deficits in *Biscutella laevigata* and *Silene inflata*. *Environmental and Experimental Botany*. **35**: 55–69.
- 7) Arora, M.; Kiran, B.; Rani, S.; Rani, A.; Kaur, B.; Mittal, N. 2008. Heavy metal accumulation in vegetables irrigated with water from different sources. *Food Chemistry*. **111**. 811–815.
- 8) Axtell, N.R.; Sternberg, S.P.K.; Claussen, K. 2003. Lead and nikkell removal using *Microspora* and *Lemna minor*. *Bioresource Technology*. **89**. 41-48.
- 9) Baker, A.J.M.; Brooks, R.R. 1989. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements – a review of their distribution, ecology and phytochemistry. *Biorecovery*. **1**. 81-126.
- 10) Baker, A.J.M.; Walker, P.L. 1990. Ecophysiology of metal uptake by tolerant plants. In: Shaw, A.J. (szerk.) *Heavy Metal Tolerance in Plants: Evolutionary Aspects*. CRC Press, Boca Raton. Florida. 155–177.

- 11) Baltodini, D.; Alfani, A.; Tommasi, P.D.; Bartoli, G.; De Santo, A.V. 2004. Assessment of macro and microelement accumulation capability of two aquatic plants. *Environmental Pollution*. **130**. 149-156.
- 12) Barna, Sz.; Füleky, Gy. 2007. A talajok Cd-, Pb- és Cu-szennyezettségének értékelése gyors növényi bioteszttel. *Agrokémia és talajtan*. **56**. 285-300.
- 13) Barótfi, I. 2000. Környezettechnika. Mezőgazda Kiadó. Budapest. 981.
- 14) Batty, L.C.; Baker, A.J.M.; Wheeler, B.D.; Curtis, C.D. 2000. The effect of pH and plaque on the uptake of Cu and Mn in *Phragmites australis* (Cav.) Trin ex. *Stuedel. Annual Botany*. **86**. 647–653.
- 15) Becker, A. M.; Heise, S.; Ahlf, W. 2002. Effects of phenantherne on *Lemna minor* in a sediment-water system and the impacts of UVB. *Ecotoxicology*. **11**. 343-348.
- 16) Beltrami, M.; Rossi, D.; Baudo, R. 1999. Phytotoxicity assesment of Lake Orta sediments. *Aquatic Ecosystem Health and Management*. **2**. 391-401.
- 17) Ben-Dor, E.; Irons, J.R.; Epema, G.F. 1999. Soil reflectance. In: Rencz, A.N. (szerk.) Remote sensing for the earth sciences: Manual of remote sensing. John Wiley & Sons. New York. 111-188.
- 18) Berke, J.; Kelemen, D.; Szabó, J. 2004. Digitális képfeldolgozás és alkalmazásai. PICTRON Kft. Keszthely. (DVD kiadvány).
- 19) Bhakta, J.N.; Munekage, Y. 2008: Role of ecosystem components in Cd removal process of aquatic ecosystem. *Ecological Engineering*. **32**. 274-280.
- 20) Bidar, G.; Garcon, G.; Pruvot, C.; Dewaele, D.; Cazier, F.; Douay, F.; Shirali, P. 2007. Behavior of *Trifolium repens* and *Lolium perenne* growing in heavy metal contaminated field: Plant metal concentration and phytotoxicity. *Environmental Pollution*. **147**. 546-553.
- 21) Bishop, J.L.; Murad, E. 2005. The visible and infrared spectral properties of jarosite and alunite. *American Mineralogist*. **90**. 1100-1107.
- 22) Blackburn, G.A. 2002. Remote sensing of forest pigments using airborne imaging spectrometer and LIDAR imagery. *Remote Sensing of Environment*. **82**. 311– 321.
- 23) Boardmann, J. W. 1993. Spectral Angle Mapping: a Rapid Measure of Spectral Similarity (unpublished).
- 24) Bohn, H.L.; McNeal, B.L.; O'Connor, G.A. 1985. Talajkémia. Mezőgazdasági Kiadó-Gondolat Kiadó. Budapest, 220.
- 25) Bornemisza, E. 1985. Középamerikai talajtani problémák és gyakorlati vonatkozásuk. *Agrokémia és Talajtan*. **34**. 185-190.

- 26) Borosné, T. 1998. Szénhidrogénnel és fémekkel szennyezett talajok biológiai tisztításának, valamint elektrobioremediációjának módszerei. Budapest BME-OMIKK. 1-11.
- 27) Bose, S.; Bhattacharyya, A.K. 2008. Heavy metal accumulation in wheat plant grown in soil amended with industrial sludge. *Chemosphere*. **70**. 1264–1272.
- 28) Broge, N. H.; Mortensen, J. V. 2002. Deriving green crop area index and canopy chlorophyll density of winter wheat from spectral reflectance data. *Remote Sensing of Environment*. **80**. 45–57.
- 29) Brooks, B.B.; Chambers, M.F.; Nicks, L.J.; Robinson, B. H. 1998. Phytomining. *Trends in Plant Science*. **3**. 359-362.
- 30) Burai, P. 2006. Földhasználat-elemzés és növény-monitoring különböző adattartalmú és térbeli felbontású távérzékelte felvételek alapján. *Agrártudományi Közlemények*. **22**. 7-12.
- 31) Burai, P.; Pechmann, I. 2004. Különböző spektrális felbontású távérzékelte adatforrások alkalmazási lehetőségei az agrár-környezetvédelemben. *Acta Agraria Debreceniensis*. **13**. 123-126.
- 32) Carson, C.L.; Adriano, D.C.; Sajwan, K.S.; Abels, S.L.; Thoma, D.P.; Driver, J.T. 1991. Effects of selected trace metals on germinating seeds of six plant species. *Water Air Soil Pollution*. **59**. 231-240.
- 33) Center for the Study of Earth from Space (CSES). 1992. SIPS User's Guide, The Spectral Image Processing System, v. 1.1. University of Colorado. Boulder. 74.
- 34) Chaney, R.; Scott, J.A.; Leigh, C.B.; Carinne, P. 2007. Improved Understanding of Hyperaccumulation Yields Commercial Phytoextraction and Phytomining Technologies. *Journal of Environmental Quality*. **36**. 1429-1443.
- 35) Chang, A.C.; Grant T.C.; Page, A.L. 1992. A methodology for establishing phytotoxicity criteria for chromium, copper, nickel and zinc in agricultural land application of municipal sewage sludges, *Environmental Quality*, **21**: 521–536.
- 36) Chen, T.Y.; Kao, C.M.; Yeh., T.Y.; Chien, H.Y.; Chao, A.C. 2006. Application of a constructed wetland for industrial wastewater treatment: A pilot scale study. *Chemosphere*. **64**. 497-502.
- 37) Ciura, J.; Poniedzialek, M.; Sekara, A.; Jedrzczyk, E. 2005. The possibility of using crops as metal phytoremediants. *Polish Journal of Environmental Studies*. **14**. 17-22.

- 38) Cunningham, S.C.; Berti, W.R.; Huang, J.W. 1995. Phytoremediation of contaminated soils. *Trends in Biotechnology*. **13**. 393-397.
- 39) Csathó, P. 1994. A környezet nehézfém szennyezettsége és az agrártermelés. MTA TAKI. Akaprint. Budapest. 176.
- 40) Darvas, B.; Székács, A. (szerk.) 2006. Mezőgazdasági ökotoxikológia. Budapest. L'Harmattan. 382.
- 41) Dolgena, D.; Alpaslana M.N.; Delen, N. 2007. Agricultural recycling of treatment-plant sludge: A case study for a vegetable-processing factory. *Journal of Environmental Management*. **84**. 274–281.
- 42) Dudka, S.; Adriano, D.C. 1997. Environmental impacts of metal ore mining and processing: A review. *J. Environ. Qual.* **26**. 590-602.
- 43) Dusenkov, S.; Kapulnik, Y. 2000. Phytofiltration of metals. In: Raskin, Y.; Ensley, B.D. *Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants to Clean up the Environment*. John Wiley and Sons Inc. New York. 89-106.
- 44) Eikmann, T.; Kloke, A. 1991. Nutzungs und schutzbezogene Orientierungswerte für (Schad)stoffe in Böden. In: Rosenkranz (szerk) *Handbuch Bodenschutz*. Erich Schmidt Verlag. Berlin.
- 45) Ernst, W.H.O. 1996. Bioavailability of heavy metals and decontamination of soils by plants. *Applied Geochemistry*. **11**. 163-167.
- 46) European Environment Agency 1995. Europe's Environment, The Dobris Assessment. Copenhagen. 342-357.
- 47) Evangelou, V.P.; Zhang, Y.L. 1995. A review: pyrite oxidation mechanisms and acid mine drainage prevention (Critical Review). *Environmental Science and Technology*. **25**. 141-199.
- 48) Farrand, W.H.; Harsanyi, J.C. 1997. Mapping the distribution of mine tailings in the Coeur d'Alene River Valley, Idaho, through the use of a constrained energy minimization technique. *Remote Sensing of Environment*. **59**. 64–76.
- 49) Feigl, V.; Gruiz, K.; Anton, A. 2008. Kombinált kémiai és fitostabilizáció alkalmazása szabadföldi kísérletben. Országos Környezetvédelmi Konferencia. Siófok. 83-93.
- 50) Felföldy, L. 1987. A biológiai vízminősítés. *Vízügyi Hidrobiológia* 16. VGI. Budapest. 258.

- 51) Ferrier, G. 1999. Application of imaging spectrometer data in identifying environmental pollution caused by mining at Rodaquilar, Spain. *Remote Sensing of Environment*. **68**. 125–137.
- 52) Filep, Gy. 1988. Talajkémia. Akadémia Kiadó. Budapest.
- 53) Filep, Gy. 1999. Talajtan. Mezőgazda Kiadó. Budapest. 370.
- 54) Filep, Gy. 2002. Szennyezőanyagok viselkedése a talajban. In: Szabó, I. (szerk.) Szennyezett területek kármentesítése. 2002. Miskolci Egyetemi Kiadó. 61-107.
- 55) Fleit, E.; Gulyás, P. 1989. Ökotoxikológia. Új irányzatok az ökotoxikológiában. Rendszerszerkezési és Tájékoztatási Iroda. Budapest. 126.
- 56) Fowler, T.A.; Crundwell, F.K. 1998. Leaching of zinc sulfide by *Thiobacillus ferrooxidans*: experiments with a controlled redox potential indicate no direct bacterial mechanism. *American Society for Microbiology*. **64**. 3570-3575.
- 57) Gaffey, S.J. 1987. Spectral reflectance of carbonate minerals in the visible and near-infrared (0,35-2,55µm). Anhydrous carbonate minerals. *Journal of Geophysical Research*. **92**. 1429-1440.
- 58) Garbisu, C.; Alkotra, I. 2001. Phytoextraction: a cost-effective plant-based technology for the removal of metals from the environment. *Bioresource Technology*. **77**. 229-236.
- 59) Garcia, C.; Ballester, A.; Gonzalez, F.; Bla'zquez, M.L.; Acosta, M. 1996. Chemical and microbiological transformations in a pyritic tailing pond. *Minerals Engineering*. **9**. 1127-1142.
- 60) Gilmore, M.S.; Bornstein, B.; Merrill, M.D.; Castano, R.; Greenwood, J.P. 2008. Generation and performance of automated jarosite mineral detectors for visible/near-infrared spectrometers at Mars. *Icarus*. **195**. 169-183.
- 61) Gitelson, A.A.; Gritz, Y.; Merzlyak, M.N. 2003. Relationship between leaf chlorophyll content and spectral reflectance and algorithms for non-destructive chlorophyll assessment in higher plant leaves. *Journal of Plant Physiology*. **160**. 271-282.
- 62) Gong, P.; Wilke, B.M.; Strozzi, E.; Fleischmann, S. 1998. Higher plant seed germination and early seedling growth test: evaluation and refinement for the use in ecotoxicological assessment of soils. Proceedings of the International Symposium on Soil, Human and Environment Interactions. Nanjing, China. 4–11.

- 63) Greenberg, B.M.; Huang, X.D.; Dixon, D.G. 1992. Applications of the higher plant *Lemna gibba* for ecotoxicological assessment. *Aquatic Ecosystem Health and Management*. **1**. 147-55.
- 64) Grenz, J.H.; Sauerborn, J. 2007. Mechanisms limiting the geographical range of the parasitic weed *Orobanche crenata*. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. **122**. 275–281.
- 65) Gruiz, K. 2000. Szennyezett talajok vizsgálata *Folsomia candida* tesztorganizmussal BME Műegyetemi Kiadó, Budapest.
- 66) Gruiz, K. Horváth B. Molnár M. (2001): Környezettoxicológia – vegyi anyagok hatása az ökoszisztémára. Műegyetemi Kiadó, Budapest.
- 67) Gruiz, K.: Bioremediációs kislexikon (NKFP "Bioremediáció" témájú kutatási projekthez készült) <http://www.mokkka.hu/mokka/publications/kislexikon.pdf>
- 68) Gruiz, K.; Vaszita, E.; Siki, Z. 2007. Bányászati eredetű diffúz szennyezettség komplex kezelése. Országos Környezetvédelmi Konferencia és Szakkiállítás. Siófok. Konferencia Kiadvány. 109-122.
- 69) Gunter, S. 1997. Haszonnövények ábécéje. Magyar Könyvklub. Budapest. 187.
- 70) Győri, D. 1997. A talaj és a környezet. Veszprém Egyetemi Kiadó. Veszprém. 108.
- 71) Győri, Z.; Goulding, K.; Blake, L.; Prokisch, J. 1996. Changes in the heavy metal contents of soil from the Park Grass Experiment at Rothamsted Experimental Station. *Fresenius Journal of Analytical Chemistry*. **354**. 699-702.
- 72) Hadad, H.R.; Maine, M.A. 2007. Phosphorous amount in floating and rooted macrophytes growing in wetlands from the Middle Parana River floodplain (Argentina). *Ecological Engineering*. **31**. 251-258.
- 73) Hamilton, R.; Harrison, R.,M. 1991. Highway Pollution. Elsevier. London. 1-453.
- 74) Harris, A.; Bryant, R.G.; Baird, A.J. 2005. Detecting near–surface moisture stress in *Sphagnum spp.* *Remote Sensing of Environment*. **97**. 371-381.
- 75) Hartley, W.; Lepp, N.W. 2008. Effect of in situ soil amendments on arsenic uptake in successive harvests of ryegrass (*Lolium perenne* cv Elka) grown in amended As-polluted soils. *Environmental Pollution*. **156**. 1030-1040.
- 76) Hayes, K.F.; Traina, S.J. 1998. Metal ion speciation and its significance in ecosystem health. In: Huang, P.M.; Adriano, D.C.; Logan, T.J.; Checkai, R.T. (szerk.) Soil Chemistry and Ecosystem Health. Special Publication 52. SSSA, Madison. USA. 45-84.

- 77) Hecker, J.H. 2003. Investigation of the relationship between chlorophyll concentration and high spectral resolution data of *Phragmites australis* in heavy metal contaminated sites. Thesis project of International Institute of Geo-information Science and Earth Observation. 1-62.
- 78) Helmisaari, H.S.; Derome, J.; Kukkola, M.; Nieminen, T.; Salemaa, M. 2005. Remediation of heavy metal contaminated forests in Finland using recycled organic matter and native woody plants. International Workshop „Current developments in remediation of contaminated sites. IUNG. Pulawy, Poland. 13-14.
- 79) Herwijnen, R.; Hutchings, T.R.; Al-Tabbaa, A.; Moffat, A.J.; Johns, M.L.; Ouki, S.K. 2007. Remediation of metal contaminated soil with mineral-amended composts. *Environmental Pollution*. **150**. 347-354.
- 80) Hillman, W.S. 1961. The *Lemnaceae*, or duckweeds: A review of the descriptive and experimental literature. *Botanical Review*. **27**. 221-87.
- 81) Hodossi, S.; Kovács, A.; Terbe I. 2004. Zöldségtermesztés szabadföldön. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- 82) Huang, X.D.; Dixon, D.G.; Greenberg, B.M. 1991. Photoinduced toxicity of polycyclic aromatic hydrocarbons to the higher plant *Lemna gibba* L. G-3. In Gorsuch, W. R.; Lower, W.; Wang, Lewis, M.A. (szerk.). Plants for Toxicity Assessment. 209-217 ASTM STP 1115. Philadelphia: American Society for Testing and Materials.
- 83) Huete, A.R. 1988. A soil adjusted vegetation index (SAVI). *International Journal of Remote Sensing*. **9**. 295– 309.
- 84) Jacob, D.L.; Otte, M.L. 2003. Conflicting processes in the wetland plant rhizosphere: metal retention or mobilization? *Water, Air, Soil Pollution*. **3**. 91– 104.
- 85) Janoušková, M.; Pavlíková, D.; Vosátka, M.; 2006. Potential contribution of arbuscular mycorrhiza to cadmium immobilisation in soil. *Chemosphere*. **65**. 1959–1965.
- 86) Japenga, J.; Romkens, P.; Bonten, L. 2005. Critical success for revegetation of heavily polluted sites. A cost effective analysis tool. International Workshop „Current developments in remediation of contaminated sites. IUNG. Pulawy, Poland. 7.

- 87) Jenkins, D.A.; Johnson, D.B.; Freeman, C. 2000. Mynydd Parys Cu-Pb-Zn mines: mineralogy, microbiology and acid mine drainage. In: Cotter-Howells, J.D.; Campbell, L.S.; Valsami-Jones, E.; Batchelder, M. (szerk.) *Environmental Mineralogy: Microbial Interactions, Anthropogenic Influences, Contaminated Land and Waste Management*. Mineralogical Society. Series 9. Mineralogical Society of Great Britain and Ireland. London. 161-179.
- 88) Jimenez, E.M.; Gamarra, R.; Carpena-Ruiz, R.O.; Millan, R.; Penalosa, J.M.; Esteban, E. 2006. Mercury bioaccumulation and phytotoxicity in two wild plant species of Almadén area. *Chemosphere*. **63**. 1969-1973.
- 89) Johnson, D.B. 2003. Chemical and microbiological characteristics of mineral spoils and drainage waters at abandoned coal and metal mines. *Water, Air and Soil Pollution*. **3**. 47-66.
- 90) Jordán, G.; D'Alessandro, M. 2004. Mining, mining waste and related environmental issues.: problems and solutions in Central and Eastern European Candidate Countries. Joint Research Centre of the European Commission, Ispra. 208.
- 91) Juhász, Cs.; Tamás, J.; Burai, P. 2004. Case study to evaluate good ecological status of Berettyó river watershed. *Cereal Research Communication*. 58-61.
- 92) Jung, A. 2005. Spektrális információk alkalmazása a városklíma-kutatásban. Doktori értekezés. Budapest. 22-28.
- 93) Jung, A.; Kardeván, P.; Tőkei, L. 2006. Hyperspectral technology in vegetation analysis. *Progress in Agricultural Engineering Sciences* **2**. 93-115.
- 94) Kabata-Pendias, A. 2001. Trace Elements in Soils and Plants – Third Edition. CRC Press. Boca Raton, FL, USA.
- 95) Kabata-Pendias, A.; Adriano, D.C. 1995. Trace Metals. Chapter 4. In: Rechzigl, J.E. (szerk.) *Soil Amendments and Environmental Quality*. Lewis Publishers. Boca Raton-New York-London-Tokyo. 139-167.
- 96) Kádár, I. 1991. A talajok és növények nehézfém tartalmának vizsgálata. Környezet- és természetvédelmi kutatások. KTM - MTA TAKI, Budapest. 104.
- 97) Kádár, I. 1992. A növénytáplálás alapelvei és módszerei. MTA TAKI, Budapest. Akaprint. 398.
- 98) Kádár, I. 1993. Adatok a közlekedés, település és az ipar által okozott talajszennyezés megítéléséhez. *Növénytermelés*. **42**. 185-190.

- 99) Kádár, I. 1995. A talaj-növény-állat-ember tápláléklánc szennyeződése kémiai elemekkel Magyarországon. KTM-MTA TAKI. Budapest. 388.
- 100) Kádár, I. 1998. A szennyezett talajok vizsgálatáról, Kármentesítési kézikönyv KM. Budapest. 5-149.
- 101) Kalnicky D. J.; Singhvi R. 2001. Field portable XRF analysis of environmental samples. *Journal of Hazardous Materials*. **83**. 93-122.
- 102) Kardeván, P.; Vekerdy, Z.; Róth, L., Sommer, ST.; Kemper, TH.; Jordan, Gy.; Tamás, J.; Pechmann, I.; Kovács, E.; Hargitai, H.; László, F. 2003. Outline of scientific aims and data processing status of the first Hungarian hyperspectral data acquisition flight campaign, HYSENS 2002 HUNGARY. 3rd EARSEL Workshop on imaging spectroscopy. Herrsching. 324-332.
- 103) Karkaliné Horváth, Zs.; Patócs, B. 1990. Különböző gyártmányú foszfor műtrágyák Cd tartalma és talajaink Cd tartalmának alakulása közötti összefüggések. Hungagrochem'90. Keszthely. 272-275.
- 104) Ke, W.; Xiong, Z.T.; Chen, S.; Chen, J. 2007. Effects of copper and mineral nutrition on growth, copper accumulation and mineral element uptake in two *Rumex japonicus* populations from a copper mine and an uncontaminated field sites. *Environmental and Experimental Botany*. **59**. 59-67.
- 105) Kemper, T.; Sommer, S. 2002. Estimate of heavy metal contamination in soils after a mining accident using reflectance spectroscopy. *Environmental Science and Technology*. **36**. 2742–2747.
- 106) Kerényi, E. 1997. Környezetvédelem, környezetgazdálkodás, környezettudomány. Elpídiá Kiadó. Dunakeszi. 197.
- 107) Kisku, G. C.; Barman, S. C.; Bhargava, S. K. 1999. Contamination of soil and plants with potentially toxic elements irrigated with mixed industrial effluent and its impact on the environment. *Water, Air, and Soil Pollution*. **120**. 121-137.
- 108) Kovács, E. 2005. Nehézfémekkel szennyezett közegek környezettechnológiai vizsgálata. Doktori disszertáció. Debrecen. 1-150.
- 109) Kovács, E.; Tamas, J. 2002. Terepi röntgen-floreszcens spektrofotométer megbízhatóságának elemzése. In: Proc. Innováció, A tudomány és a gyakorlat egysége az ezredforduló agráriumban. *Környezetvédelem*. Debrecen. 11-17.
- 110) Kovács, E.; Tamás, J. 2003. A minta víztartalmának hatása a terepi hordozható röntgenfluoreszcens spektrométer megbízhatóságára. „A környezetállapotértékelés korszerű módszerei.” Tudományos konferencia, Gyöngyösorszi (előadás).

- 111) Köles P.; Póti P.; Nemcsics M.; Naszradi T. 1997. A közúti közlekedés nehézfémzennyező hatása kukoricaállományokban. *Növénytermelés*. **46**. 255-266.
- 112) Kruckeberg, A.L.; Wu, L. 1992. Copper tolerance and copper accumulation of herbaceous plants colonizing inactive California copper mines. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. **23**. 307-319.
- 113) Kruse, F.A.; Boardman, J.W.; Huntington, J.F. 2003. Comparison of airborne hyperspectral data and EO-1 hyperion for mineral mapping. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*. **41**. 1388–1400.
- 114) Kruse, F.A.; Lefkoff, A.B.; Boardman, J.W.; Heidebrecht, K.B.; Shapiro, A.T.; Barloon, J.P.; Goetz, A.F.H. 1993. The spectral image processing system (SIPS) - Interactive visualization and analysis of imaging spectrometer data. *Remote Sensing of Environment*. **44**. 145-163.
- 115) Kumar, L.; Schmidt, K.; Dury, S.; Skidmore, A. 2001. Imaging Spectroscopy and Vegetation Science. In: Van der Meer, F.D., De Jong, S.M. (szerk.) *Imaging Spectrometry*. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht. 403.
- 116) Kumpiene, J.; Lagerkvist, A.; Maurice, C. 2008. Stabilization of As, Cr, Cu, Pb and Zn in soil using amendments. *Waste Management*. **28**. 215–225.
- 117) Lacal, J.; Silva, M.P.; Garcia, R.; Sevilla, M.T.; Procopio, J.R.; Hernández, L. 2003. Study of fractionation and potential mobility of metal in sludge from pyrite mining and affected river sediments: changes in mobility over time and use of artificial ageing as a tool in environmental impact assessment. *Environmental Pollution*. **124**. 291-305.
- 118) Lagerwerff, J.V. 1972. Lead, mercury, and cadmium as environmental contaminants. In: Mortvedt, J.J.; Giordano, P.M.; Lindsay, W.L. (szerk.) *Micronutrients in Agriculture*. Soil Science Society of America. Madison, WI. 593–636.
- 119) Lakatos, G.; Mészáros, I.; Simon, L.; Tóth, A.; Kiss, M. 2001. Phytoremediation and phytoextraction as new methods in environmental protection. In: Lakatos, Gy. (szerk.) *Proceedings International Workshop on Environmental Policy in Eastern and Western Europe*. Debrecen Hungary. August 28-30, 1999. *Acta Pericomonologica Rerum Ambientum Debrecina*. Tomus I. p.100-106.

- 120) Láng, I.; Harnos, Zs. 1985. Economic and social constraints in establishing sustainable agricultural systems in Hungary.. *Agrokémia és Talajtan*. **34**. 170-180.
- 121) Le Maire, G.; François, C.; Dufrêne, E. 2004. Towards universal broad leaf chlorophyll indices using PROSPECT simulated database and hyperspectral reflectance measurements. *Remote Sensing of Environment*. **89**. 1-28.
- 122) Lehoczky, É.; Kiss, Zs.; Németh, T. 2006: Study of the transfer coefficient of Cadmium and Lead in ryegrass and lettuce. *Communications in soil science and plant analysis*. **37**. 2531-2539.
- 123) Lehoczky, É.; Németh, T.; Kiss, Zs.; Szalai, T. 2002. Cadmium and lead uptake by ryegrass, lettuce and white mustard plants on different soils. *Agrokémia és Talajtan*. **51**. 201-210.
- 124) Lehoczky, É.; Marth, P.; Szabados, I.; Palkovics, M.; Lukács, P. 2000. Influence of soil factors on the accumulation of cadmium by lettuce. *Communication in soil science and plant analysis*. **31**. 2425-2431.
- 125) Lewis, M.A. 1995. Use of freshwater plants for phytotoxicity testing: A review. *Environmental Pollution*. **87**. 319-336.
- 126) Lisk, D.J. 1972. Trace metals in soils, plants and animals. *Adv. Agron*. **24**. 267-325.
- 127) Liu, J.; Xiong, Z.; Li, T.; Huang, H. 2004. Bioaccumulation and ecophysiological responses to copper stress in two populations of *Rumex dentatus* L. from Cu contaminated and non-contaminated sites. *Environmental and Experimental Botany*. **52**. 43-51.
- 128) Loch, J.; Györi, Z.; Vágó, I. 1993. Examining the Cr uptake of Italian ryegrass from inorganic compounds and sewage sludge in pot experiments. *The Science of Total Environment*. **134**. 347-355.
- 129) Máthé-Gáspár G.; Anton A. 2005a. Study of phytoremediation by use of willow and rape. *Acta Biologica Szegediensis*. **49**. 73-74.
- 130) Máthé-Gáspár G.; Anton A. 2005b. Phytoremediation study: factors influencing heavy metal uptake of plants. *Acta Biologica Szegediensis*. **49**. 69-70.
- 131) Matthews, D.J.; Moran, B.M.; Otte M.L. 2004. Screening the wetland plant species *Alisma plantago-aquatica*, *Carex rostrata* and *Phalaris arundinacea* for innate tolerance to zink and comparison with *Eriophorum angustifolium* and *Festuca rubra* Merlin. *Environmental Pollution*. **134**. 343-351.

- 132) Mbarki, S.; Labidi, N.; Mahmoudi, H.; Jedidi, N.; Abdelly, C. 2008. Contrasting effects of municipal compost on alfalfa growth in clay and in sandy soils: N, P, K, content and heavy metal toxicity. *Bioresource Technology*. **99**. 6745–6750.
- 133) McGrath, S.O.P. 1998. Phytoextraction of soil remediation. In: Brooks, R.R. Plants, that hyperaccumulate heavy metals. CAB International University Press. Cambridge. 261-287.
- 134) Mench, M. 2005. Assisted phytostabilization and mechanisms to reduce trace element bioavailability in contaminated soils. International Workshop „Current developments in remediation of contaminated sites. IUNG. Pulawy, Poland. 5-7.
- 135) Mishra, V.K.; Tripathi, B.D. 2008. Concurrent removal and accumulation of heavy metals by the three aquatic macrophytes. *Bioresource Technology*. **99**. 7091–7097.
- 136) Molnár, L. 2002. Fitoextrakció: Fémek gazdaságos eltávolítása a környezetből növények segítségével. *Környezetvédelem*. **23-24**. 88-98.
- 137) Montero, S.; Brimhall, I.C.; Alpers, G.H.C.; Swayze, G.A. 2005. Characterization of waste rock associated with acid drainage at the Penn Mine, California, by groundbased visible to short-wave infrared reflectance spectroscopy assisted by digital mapping. *Chemical Geology*. **215**. 453–472.
- 138) Moreira, R.; Sousa, J. P.; Canhoto, C. 2008. Biological testing of a digested sewage sludge and derived composts. *Bioresource Technology*. **99**. 8382-8389.
- 139) Nagy, A.; Kovács, E.; Kovács, E.; Tamás, J. 2006. Heavy metal pollution mapping of abandoned mining site by airborne hyperspectral image analysis. *Cereal Research Communications*. **34**. 53-57.
- 140) Nagy, A.; Tamás, J. 2005. Applicability of complex-induced rhizofiltration technology in case of heavy metal contamination. In: Proc. Jávora, A., Kátai, J., Tamás, J. (szerk.) Sustainable agriculture across borders in Europe. University of Debrecen, Centre of Agricultural Sciences. Debrecen. 209-219.
- 141) Nagy, A.; Tamás, J. 2008. Effects of heavy metals on seed germination and root length in mining waste – compost mixtures. *Cereal Research Communications*. **36**. 803-807.
- 142) Nagy, A.; Tamás, J. 2008. Hyperspectral technology – supporting in-situ phytoremediation. Proceedings of 11th International Specialised Conference on Watershed & River Basin Management (IWA)- CD-ROM

- 143) Nagy, A.; Tamás, J.; Kovács, E. 2005. Complex-induced rhizofiltration technology in the case of heavy metal contamination. International Workshop „Current developments in remediation of contaminated sites. IUNG. Pulawy, Poland. 83-84.
- 144) Nahlik, A.M.; Mitsch, W.J. 2006. Tropical treatment wetlands dominated by free-floating macrophytes for water quality improvement in Costa Rica. *Ecological Engineering*. **28**. 246-257.
- 145) Németh, J. 1998. A biológiai vízminősítés módszerei. Környezetgazdálkodási Intézet. Budapest. 230-232.
- 146) Németh, T. 2001. Kármentesítési Kézikönyv 4., Kármentesítési technológiák. Környezetvédelmi Minisztérium. Budapest.
- 147) Németh, T.; Kádár, I. 1991. Macro- and micronutrients in Hungarian soils. In: Proc. Pais, I. (szerk.) IGBP Symp. KÉE. Budapest. 19-52.
- 148) Neumüller, O.U. 1983. RÖMPP Vegyészeti Lexikon. Budapest Műszaki Kiadó. 370-371.
- 149) Ódor, L.; Wanty, R.B.; Horváth, I.; Fügedi U. 1997. Mobilization and attenuation of metals downstream from a base-metal mining site in the Mátra Mountains, northeastern Hungary. *Journal of Geochemical Exploration*. **65**. 47–60.
- 150) Pais, I. 1991. Criteria of essentiality, beneficiality and toxicity. What is too little and too much? In Proc: IGBP Symp. of H.A.S. "Cycling of nutritive elements in geo-and biosphere". Univ. Hort. Food Ind. Budapest. 59-77.
- 151) Pandey, N.; Shrama, C.P. 2002. Chromium interference in iron nutrition and water relations of cabbage. *Environmental and Experimental Botany*. **49**. 195-200.
- 152) Pechmann, I.; Tamás, J.; Kardeván, P.; Vekerdy, Z.; Róth, L.; Burai, P. 2003. Hiperspektrális technológia alkalmazhatósága a mezőgazdasági talajvédelemben. EU-Konform Mezőgazdaság és Élelmiszerbiztonság. Gödöllő.
- 153) Peer, W.A.; Baxter, I.R.; Richards, E.L.; Freeman, J.L.; Murphy, A.S. 2006. Phytoremediation and hyperaccumulator plants. *Molecular Biology of Metal Homeostasis and Detoxification*. **14**. 299-340.
- 154) Peverly, J.H.; Surface, J.M.; Wang, T. 1995. Growth and trace metal absorption by *Phragmites australis* in wetlands constructed for landfill leachate treatment. *Ecological Engineering*. **5**. 21–35.

- 155) Pichtel, J.; Bradway, D.J. 2008. Conventional crops and organic amendments for Pb, Cd and Zn treatment at a severely contaminated site. *Bioresource Technology*. **99**. 1242–1251.
- 156) Pierzynski, G.M.; Schnoor, J.L.; Youngman, A.; Licht, L.; Erickson, L.E. 2002. Poplar trees for phytostabilization of abandoned zinc-lead smelter. *Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management*. **6**. 177-183.
- 157) Polder, G.; van der Heijden, G.W.A.M. 2001. Multispectral and hyperspectral image acquisition and processing. In: Tong, Q.; Zhu Y.; Zhu, Z. (szerk.) *Proceedings of SPIE*. 45-48.
- 158) Puura, E.; Neretnieks, I. 2000. Atmospheric oxidation of the pyritic waste rock in Maardu, Estonia, 2: an assessment of aluminosilicate buffering potential. *Environmental Geology*. **39**. 560-566.
- 159) Rahmani, G.N.H.; Sternberg, S.P.K. 1999. Bioremoval of lead from water using *Lemna minor*. *Bioresource Technology*. **70**. 225-230.
- 160) Rai, V.; Khatoon, S.; Rawat A.K.S.; Mehrotra, S. 2007. Disruption of Elements Uptake due to Excess Chromium in Indian Medicinal Plants. *Biological Trace Element Research*. **120**. 127-132.
- 161) Ramírez, W.A.; Domene, X.; Ortiz, O.; Alcañiz, J.M. 2008. Toxic effects of digested, composted and thermally-dried sewage sludge on three plants. *Bioresource Technology*. **99**. 7168–7175.
- 162) Ramos, I.; Esteban, E.; Lucena, J.J.; Garate, A. 2002. Cadmium uptake and subcellular distribution in plants of *Lactuca sp.* Cd-Mn interaction. *Plant science*. **162**. 761-767.
- 163) Ratsch, H.C.; Baudo, R. 1986. Comparative toxicity of six test chemicals to lettuce using two root elongation test methods. *Environmental Monitoring*. **6**. 267-276.
- 164) Regius, Á.; Pataki, A.; Valda, K. 1990. Cadmium and lead emission in the neighbourhood of powerplants and highways. In Proc. Pais I. (szerk.) 4th Int. Symp: New results in the research of hardly known trace elements. IGBP. Budapest, Hungary. 167-189.
- 165) Renoux, A.; Tyagi, R.; Samson, R. 2001. Assesment of toxicity reduction after metal removal in bioleached sewage sludge. *Water Research*. **35**. 1415-1424.
- 166) Riepert, F.; Felgentreu, D. 2002. Relevance of soil storage to biomass development, N-mineralisation and microbial activity using the higher plant

- growth test, ISO 11269-2, for testing of contaminated soils. *Applied Soil Ecology*. **20**. 57–68.
- 167) Robinson, N.J. 1990. Metal-binding polypeptides in plants. In: Shaw, A.J. (szerk.), *Heavy Metal Tolerance in Plants: Evolutionary Aspects*, CRC Press, Boca Raton, Florida, 195-215.
- 168) Rouse, J.W.; Haas, R.H.; Schell, J.A.; Deering, D.W.; Harlan, J.C. 1974. Monitoring the vernal advancement and retrogradation (Green Wave Effect) of natural vegetation. NASA/GSFC Type III Final Report. Greenbelt, MD. 371.
- 169) Sabins, F.F. 1997. *Remote Sensing - Principles and Interpretation*. 3rd edn. W.H. Freeman. New York, NY., 494.
- 170) Sabins, F.F. 1999. Remote sensing for mineral exploration, *Ore Geology Reviews*. **14**. 157–183.
- 171) Salomons, W. 1995. Environmental impact of metals derived from mining activities: processes, predictions, prevention. *Journal of Geochemical Exploration*. **52**. 5-23.
- 172) Sares, M.A.; Hauff, P.L.; Peters, D.C.; Coulter, D.W.; Bird, D.A.; Henderson, F.B. 2004. Characterizing sources of acid rock drainage and resulting water quality impact using hyperspectral remote sensing – Examples from the upper Arkansas river basin, Colorado. *Advanced integration of geospatial technologies in mining reclamation*, Atlanta, GA.
- 173) Sengupta, M., 1993. Acid rock drainage and metal migration. In: Sengupta, M. (szerk.), *Environmental Impacts of Mining. Monitoring, Restoration, and Control*. Lewis Publishers. Boca Raton. 167-259.
- 174) Sharpley, A.N.; Menzel, R.G. 1987. The impact of soil and fertilizer phosphorus on the environment. *Advances in Agronomy*. **41**. 297-324.
- 175) Shefsky S. 1997. Comparing Field Portable X-Ray Fluorescence (XRF) to laboratory analysis of heavy metals in soil. International symposium of field screening methods for hazardous wastes and toxic chemicals, Las Vegas, Nevada, USA.
- 176) Simon, L. (szerk.) 1999. Néhány talajremediációs eljárás részletes ismertetése. In: Anton, A.; Dura, G.; Gruiz, K.; Horváth, A.; Kádár, I.; Kiss, E.; Nagy, G. *Talajszennyeződés, talajtisztítás. Környezetgazdálkodási Intézet Környezet-és Természetvédelmi Szakkönyvtár és Információs Központ*. Budapest. 165-186.

- 177) Simon, L. 1998. Talajszennyeződés, talajtisztítás. Nyíregyháza GATE Mezőgazdasági Főiskolai Kar. 1-41.
- 178) Simon, L. 2004. Fitoremediáció. Környezetvédelmi füzetek. BME-OMIKK. Budapest. 57.
- 179) Simon, L. 2005a. Stabilization of metals in acidic mine spoil with amendments and red fescue (*Festuca rubra* L.) growth. *Environmental Geochemistry and Health*. **27**. 289-300.
- 180) Simon, L. 2005b. Adalékanyagok, vörös csenkesz és Zn-toleráns arbuszkuláris mikorrhiza gombák szerepe a nehézfémekkel szennyezett gyöngyösoroszi bányameddő remediációjában. *Agrokémia és talajtan*. **54**. 163-176.
- 181) Simon, L.; Tamás, J.; Kovács, E.; Kovács, B.; Bíró, B. 2006. Stabilisation of metals in mine spoil with amendments and growth of red fescue in symbiosis with mycorrhizal fungi. *Plant Soil Environment*. **52**. 385-391.
- 182) Simon, L.; Wenzel, W.W. 2002. Accumulation of nickel and chromium in *Thlaspi goesingense* Hal. In: Pais, I. (szerk.) Proceedings of the 10th International Trace Element Symposium, July 2002. Budapest Hungary. 221-240.
- 183) Sipos, M. 2008. A nikkkel-szennyezés, a nitrogen trágyázás és a calcium karbonát adagolás hatása az angolperje (*Lolium perenne* L.) elemtartalmára. *Acta Agraria Debreceniensis*. **30**. 85-92.
- 184) Skinner, K.; Wright, N.; Porter-Goff, E. 2007. Mercury uptake and accumulation by four species of aquatic plants. *Environmental pollution*. **145**. 234-237.
- 185) Soltz, E.; Greger, M. 2002. Accumulation properties of As, Cd, Cu, Pb and Zn by four wetland species growing on submerged mine tailing. *Environmental and Experimental Botany*. **47**. 271-280.
- 186) Sooknah, R.D.; Wilkie, A.C. 2004. Nutrient removal by floating aquatic macrophytes cultured in anaerobically digested flushed dairy manure wastewater. *Ecological Engineering*. **22**. 27-42.
- 187) Sotero-Santosa, R.B.; De Souza E.; Silvaa, C.R.; Veranib, N.F.; Nonakac, K.O.; Rochaa, O. 2006. Toxicity of a cyanobacteria bloom in Barra Bonita Reservoir (Middle Tietê River, São Paulo, Brazil). *Ecotoxicology and Environmental Safety*. **64**. 163-170.
- 188) Stuczynski, T.; Siebelec, G. 2005. Revegetation and site assessment of zinc and lead smelter waste in silesia region of Poland. International Workshop „Current

- developments in remediation of contaminated sites.” IUNG. Pulawy, Poland. 31.
- 189) Sune, N.; Sanchez, G.; Gaffaratti, S.; Maine, M.A. 2007. Cadmium and chromium removal kinetics from solution by two aquatic macrophytes. *Environmental pollution*. **145**. 467-473.
- 190) Sveinsdóttir, H.; Feng Yan; Yiyong Zhu; Peiter-Volka, T.; Schuberta, S. 2009. Seed ageing-induced inhibition of germination and post-germination root growth is related to lower activity of plasma membrane H⁺-ATPase in maize roots. *Journal of Plant Physiology*. **166**. 128-135.
- 191) Svetnik, N. 1997. Szennyezett területek kármentesítésének nemzetközi tapasztalatai. Kármentesítési Füzetek, Kármentesítési Program, Környezetvédelmi és Területfejlesztési Minisztérium kiadvány. Budapest. 3-32.
- 192) Szabó, I. 2002. A kárelhárítás általános kérdései. In: Szabó, I. (szerk.) Szennyezett területek kármentesítése. Miskolci Egyetemi Kiadó. 1-9.
- 193) Szabó, L.; Fodor, L. 2004. Környezetminőség életminőség. DEAC, Nehézfémek és a környezet. Debrecen. 138-145.
- 194) Szegvári, I.; Prokisch, J.; Simon, L.; Várallyai, L. 2003. Króm(III)-pikolinát adszorpciójának vizsgálata néhány talajtípuson. *Acta Agraria Debreceniensis*. **10**. 190-193.
- 195) Széles, É.; Tóth, Á.; Nagy, A.; Prokisch, J.; Kovács, B.; Győri, Z. 2007. A szelén jelentősége az élővilágban és a kutatásban. *Acta Agraria Debreceniensis*. **26**. 278-286.
- 196) Szucs, A.; Jordan, G.; Qvarfort, U. 2002. Geochemical modeling of acid mine drainage impact on wetland stream using landscape geochemistry, GIS and statistical methods. In: Fabbri, A.G.; Gaal, G.; McCammon, R.B. Deposit and Geoenvironmental Models for Resource Exploitation an Environmental Security NATO Science Series, 2. Environmental Security. Kluwer Academic Publishers. **80**. 425-460.
- 197) Tamás J.; Kovács E.; Tóth P. 2002. Modelling of heavy metal polluted sites. *Analele Universității din Oradea. Fascicula Protectia Mediului*, I.S.S.N.1224-6255. 14-19.
- 198) Tamás J.; Kovács, E. 2003. Characterisation of a heavy metal polluted site for a phytoremediation project. In: Proc. 10th International Trace Element Research. New results in the trace element research. Budapest. 318-333.

- 199) Tamás, J. 1992. Potenciálisan toxikus nehézfémkészlet változása szennyvíziszapokkal kezelt talajokban Kand. ért. MTA. Bp.
- 200) Tamás, J. 2002. Rizofiltrációs technológia kidolgozása nehézfémek bioakkumulációjára, Kutatási Részjelentés I., OM Biotechnológia. BIO-00066/02.
- 201) Tamás, J.; Kardeván, P.; Kovács, E.; Kovács, E.; Takács, P. 2005. Evaluation of environmental risks of non point source heavy metal contamination using DAIS sensor. Zagajewski, B.; Sobczak, M. (szerk.) *Imaging Spectroscopy, New quality in environmental studies*. Publ. European Association of Remote Sensing Laboratories. Warsaw University. 473-485.
- 202) Tamás, J.; Kovács, E. 2005. Vegetation pattern and heavy metal accumulation at a mine tailing at Gyöngyösoroszi, Hungary. *Zeitschrift für Naturforsch.* **60**. 362-369.
- 203) Tamás, J.; Simon, L.; Vincze, Gy.; Nagy, A. 2008. Talajremediáció. Az Észak – alföldi Régióért Kht. Debrecen.
- 204) Tang, S.; Wilke, B.M.; Huang, C. 1999. The uptake of copper by plants dominantly growing on copper mining spoils along the Yangtze River, the People's Republic of China. *Plant and Soil*. **209**. 225-232.
- 205) Taraczközi, K. 2003. Nehézfémek a mezőgazdasági talajokban. *Acta Agraria Debreceniensis*. **10**. 85-89.
- 206) Tewari, A.; Singh, R.; Singh, N.K.; Rai, U.N. 2008. Amelioration of municipal sewage sludge by *Pistia stratiotes* L.: Role of antioxidant enzymes in detoxification of metals. *Bioresource technology*. **99**. 8745-8721.
- 207) Tomschey, O. 1993. Nehézfémekkel és vegyületeikkel szennyezett talajok, tisztítási technológiák. Környezetvédelmi füzetek. BME-OMIKK. Budapest. 1-7.
- 208) Toppi, L.S.; Vurro, E.; Rossi, L.; Marabottini, R.; Musetti, R.; Careri, M.; Maffini, M.; Mucchino, C.; Corradini, C.; Badiani, M. 2007. Different compensatory mechanisms in two metal-accumulating aquatic macrophytes exposed to acute cadmium stress in outdoor artificial lakes. *Chemosphere*. **68**. 769-780.
- 209) Tordoff, G.M.; Baker, A.J.M.; Willis, A.J. 2000. Current approaches to the revegetation and reclamation of metalliferous mine wastes. *Chemosphere*. **41**. 219-228.
- 210) Tsadilas, C.D.; Mantakas, G.; Tantos, V.; Brofas, G.; Papadopoulos, S. 2005. Reclamation of disturbed land from mining activities using municipal sewage sludge I. Influence on biomass production and soil properties. *International*

- Workshop „Current developments in remediation of contaminated sites”. IUNG. Pulawy, Poland. 34-35.
- 211) Turner, A. P.; Watmough, S.A.; Dickinson, N.M. 1993. Ecotoxicology of 60 years of copper, cadmium and zinc processing in North-West England. *Int. Conf. on Heavy Metals in the Environment*. **2**. 578-581.
- 212) Tury, R.; Szakál, P.; Szegedi, L. 2008. A tavaszi árpa (*Hordeum vulgare*) növekedése és nehezfémakkumulációja a gyöngyöSOROSZI bányameddőN különböző kezelések hatására. In: Simon, L. (szerk.) *Talajvédelem*. Bessenyei György Könyvkiadó. Nyíregyháza. 341-348.
- 213) Upadhyay A.R.; Mishra, V.K.; Pandey, S.K.; Tripathi, B.D. 2007. Biofiltration of secondary treated municipal wastewater in a tropical city. *Ecological engineering*. **30**. 9-15.
- 214) Vágó, I.; Loch, J.; Győri, Z. 1997. The nickel uptake by ryegrass. In: Nagy, J. (szerk.) *Soil, Plant Environment Relationships*. Agricultural University, Debrecen, Hungary 228-240.
- 215) Vajdáné, T. 2002. A fitoremediációs sikerek értékelése az Egyesült Államokban és Európában. *Környezetvédelem*. **23-24**. 63-70.
- 216) Vér, Zs. 2006. Talajok különböző oldhatóságú nehézfém tartalmának vizsgálata a Keszthelyi Országos Mútrágyázási Tartamkísérletben. Doktori disszertáció. Keszthely.
- 217) Vermes, L. 1989. A szennyvíziszap mezőgazdasági hasznosításának Kelet-európai tapasztalatai. *Melioráció, Öntözés és Talajvédelem*. 48-66.
- 218) Vieira da Cunha, K. P.; Araújo do Nascimento, C. W.; Mendonça Pimentel, R. M.; Pereira Ferreira, C. 2008. Cellular localization of cadmium and structural changes in maize plants grown on a cadmium contaminated soil with and without liming. *Journal of Hazardous Materials*. **160**. 228-234.
- 219) Vinczeffy, I. 2000. Legelő és gyepgazdálkodás. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- 220) Wang, W. 1986. Toxicity tests of aquatic pollutants by using common duckweed. *Envirion of Pollution*. **11**. 1-14.
- 221) Wang, W. 1990. Literature review on duckweed toxicity testing. *Environmental Research*. **52**. 7-22.
- 222) Wasserman, M.A.; Bartoly, F.; Viana, A.G.; Silva, M.M.; Rochedo, E.R.R.; Perez, D.V.; Conti, C.C. 2007. Soil to plant transfer of ¹³⁷Cs and ⁶⁰Co in Ferralsol, Nitisol and Acrisol. *Journal of Environmental Radioactivity*. **99**. 546-553.

- 223) Wong, M.H. 2003. Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils. *Chemosphere*. **50**. 775-780.
- 224) Wu, Y.Z.; Chen, J.; Ji, J.F.; Tian, Q.J.; Wu, X.M. 2005. Feasibility of reflectance spectroscopy for the assessment of soil mercury contamination. *Environmental Science and Technology*. **39**. 873–878.
- 225) Yan, G.; Bradshaw, A.D. 1995. The containment of toxic wastes: II. Metal movement in leachate and drainage at Parc Lead-Zinc Mine, North Wales, *Environmental Pollution*. **90**. 379-382.
- 226) Ye, M.; Li, J.T.; Tian, S.N.; Hu, M.; Yi, S.; Liao, B. 2009. Biogeochemical studies of metallophytes from four copper-enriched sites along the Yangtze River, China. *Environmental Geology*. **56**. 1313-1322.
- 227) Záray, Gy. 1991. Environmental assessment of the impact of mine tailing dumps in the valley of Toka-stream – case-study. ELTE TTK Department of inorganic and analytical chemistry. 86.
- 228) Zhang, Y.; Chen, J.M.; Miller, J.R.; Thomas L.; Noland, T.L. 2008. Leaf chlorophyll content retrieval from airborne hyperspectral remotesensing imagery. *Remote Sensing of Environment*. **112**. 3234–3247.
- 229) Zhuang, P.; Yang, Q.W.; Wang, H.B.; Shu, W.S. 2007. Phytoextraction of Heavy Metals by Eight Plant Species in the Field. *Water Air Pollution*. **184**. 235-242.
- 230) Zimmels, Y.; Kirzhner, F.; Malkovskaja, A. 2006. Application of *Eichhornia crassipes* and *Pistia stratiotes* for treatment of urban sewage in Israel. *Journal of Environmental Management*. **81**. 420-428.

Szabványok, rendeletek jegyzéke

- 231) 10/2000. (VI.2.) KÖM-EÜM-FVM-KHVM Együttes Rendelet a felszín alatti víz és a földtani közeg minőségi védelméhez szükséges határértékekről.
- 232) 219/2004 (VII.21.) KORMÁNY RENDELET a felszín alatti vizek védelméről.
- 233) 2205/1996. (VII. 24.) Korm. határozat az állami felelősségi körbe tartozó, hátrahagyott környezetkárosodások kármentesítéséről.
- 234) 2304/1997. (X. 8.) Korm. határozat az állami felelősségi körbe tartozó tartós környezetkárosodások elhárítását szolgáló kármentesítési program középtávú szakaszáról.

- 235) 33/2000. (III.17) KORMÁNY RENDELET A felszín alatti vizek minőségét érintő tevékenységekkel összefüggő egyes feladatokról.
- 236) 36/2006. (V. 18.) FVM rendelet a termélnövelő anyagok engedélyezéséről, tárolásáról, forgalmazásáról és felhasználásáról.
- 237) JBS Environmental Services and Technologies Pty Ltd. 1998. US EPA Method 6200 Field Portable X-ray Fluorescens, NITON XRF training seminars.
- 238) MSZ 21470-1:1998. Környezetvédelmi talajvizsgálatok. Mintavétel.
- 239) MSZ 21978-36:1989. Veszélyes hulladékok vizsgálata. A mérgezőképesség meghatározása algaltenyészettel.
- 240) MSZ 22902-2:1989. Víztoxikológiai vizsgálatok. Algalteszt.
- 241) OECD. Freshwater Alga and Cyanobacteria, Growth Inhibition Test, OECD Guidelines for Testing of Chemicals, Draft Guideline July 2002. ref. No.: 201.
- 242) OECD. *Lemna sp.* Growth Inhibition Test, OECD Guidelines for Testing of Chemicals. Draft Guideline July 2002. ref. No.: 221.
- 243) Organization for the Economic Cooperation and Development (OECD), (1984) Terrestrial plants: growth test. OECD Guidelines for Testing of Chemicals, No. 208, Paris.
- 244) United States Environmental Protection Agency (USEPA). 1996. Ecological effects test guidelines. OPPTS 850.4200; Seed germination/root elongation toxicity test. EPA 712-C-96-154, Washington, DC.
- 245) United States Food and Drug Administration (USFDA), 1984. Seed Germination. Environmental Assessment Technical Guide No. 11.06 (Draft), Center for Food Safety and Applied Nutrition, Center for Veterinary Medicine, US Department of Health and Human Services, Washington, DC.

10. PUBLIKÁCIÓK AZ ÉRTEKEZÉS TÉMAKÖRÉBEN

Magyar nyelvű könyv:

1. *Tamás, J. – Simon, L. – Vincze, Gy. – Nagy, A.: 2008.: Talajremediáció. Az Észak – alföldi Régióért Kht., Debrecen.*

Tudományos közlemény magyar nyelvű lektorált folyóiratban:

1. *Széles, É. – Tóth, Á. – Nagy, A. – Prokisch, J. – Kovács, B. – Győri, Z.: 2007. A szelén jelentősége napjainkban. Acta Agraria Debreceniensis. 26, 278-287.*
2. *Nagy, A. – Tamás, J.: 2008. Hiperspektrális technológiák alkalmazhatósága in situ fitoremediáció megalapozására. Acta Agraria Debreceniensis. 30, 71-79.*
3. *Nagy, A. – Tamás, J.: 2008. Nehézfémekkel szennyezett területek értékelése távérzékelte adatok alapján. Talajvédelem. 291-300.*

Tudományos közlemény idegen nyelvű lektorált folyóiratban:

1. *Nagy, A. – Kovács, E. – Kovács, E. – Tamás, J.: 2006. Heavy metal pollution mapping of abandoned mining site by airborne hyperspectral image analysis. Cereal Research Communications. 34, 53-57. (IF: 1,037)*
2. *Nagy, A. – Tamás, J. – Burai, P.: 2007. Application of advanced technologies for the detection of pollution migration. Cereal Research Communications. 35, 805-809. (IF: 1,190)*
3. *Nagy, A. – Tamás, J.: 2007. Classification of diffuse heavy metal polluted mining site using spectral angle mapper. Acta Agraria Debreceniensis. 26, 119-124.*
4. *Kovács, E. – Nagy, A. – Tamás, J.: 2008. Potential of *Pistia stratiotes* and *Eichhornia crassipes* in Rhizofiltration. Acta Agraria Debrecinensis. Supplement 251-257.*
5. *Nagy, A. – Tamás, J.: 2008. Effects of heavy metals on seed germination and root length in mining waste – compost mixtures. Cereal Research Communications. 36, 803-807. (IF: 1,190)*

Idegen nyelvű lektorált konferencia kiadvány:

1. *Nagy, A. – Tamás, J.:* 2005. Applicability of complex-induced rhizofiltration technology in case of heavy metal contamination. [In: Jávor, A. – Kátai, J. – Tamás, J. (szerk.) Sustainable agriculture across borders in Europe]. University of Debrecen, Centre of Agricultural Sciences, Debrecen, 209-219.
2. *Nagy, A. – Burai, P. – Tamas, J.:* 2006. Evaluation of heavy metal distribution by using hyperspectral data analysis and field portable XRF technology. [In: Maghiar, T.T. – Nagy, J. – Bara, V. – Kátai, J. – Csép, N.I. – Jávor, A. – Tamás, J. (szerk.) Natural Resources and sustainable development]. University of Oradea Publishing House, Oradea, 795-801.
3. *Nagy, A. – Tamás, J.* 2008.: Hyperspectral technology – supporting in-situ phytoremediation. [In: Matthias, Z. (szerk.) Proceedings of 11th International Specialised Conference on Watershed & River Basin Management – CD-ROM]. International Water Association, Budapest, 1-8.

Magyar nyelvű nem lektorált konferencia kiadvány:

1. *Nagy, A. – Kovács, E. – Tamás, J.:* 2005. Nehézfém-tartalmú szennyvizek tisztítása komplexképzővel segített rizofiltrációs technológiával. [In: „Termékpálya, élelmiszer- és környezetbiztonság az agráriumban”]. Gödöllői Szent István Egyetem, Gödöllő, 33.
2. *Nagy, A. – Tamás, J.:* 2007. Hiperspektrális technológia alkalmazhatósága felhagyott területek állapotfelmérésében. [In: Gruiz, K. (szerk.) EURODEMO Workshop, MOKKA Konferencia]. BME ABÉT és MOKKA Consortium, Budapest, 50.
3. *Nagy, A. – Tamás, J.:* 2008. Hiperspektrális távérzékelés szerepe. [In: Pethő, A. - Herdon, M. (szerk.) Informatika a felsőoktatásban Konferencia CD-ROM kiadvány]. Debreceni Egyetem, Informatikai Kar, Debrecen, 1-9.

Idegen nyelvű nem lektorált konferencia kiadvány:

1. *Kovács, E. – Nagy, A. – Tamás, J.:* 2005. Field Portable X-ray Fluorescence Spectrometry and airborne hyperspectral data integration techniques to evaluate heavy metal polluted abandoned mining sites. [In: Holubowicz-Kliza, G. – Galazka, R. (szerk.) Current developments in remediation of contaminated lands]. IUNG-PIB, Pulawy, Poland, 81-82.

2. Nagy, A. – Tamas, J. – Kovacs, E.: 2005. Complex-induced rhizofiltration technology in the case of heavy metal contamination. [In: Holubowicz-Kliza, G. – Galazka, R. (szerk.) Current developments in remediation of contaminated lands]. IUNG-PIB, Pulawy, Poland, 83-84.
3. Nagy, A. – Tamás, J.: 2007. Applicability of hyperspectral technology on the site assessment of abandoned mining areas. [In: Gruiz, K. (szerk.) EURODEMO Workshop, MOKKA Konferencia]. BME ABÉT és MOKKA Consortium, Budapest, 51.
4. Nagy, A. – Tamás, J.: 2008. Plant canopy classification methodology based on hyperspectral data cube on a polluted mining site. [In: Kertész, Á. – Várallyay, Gy. – Németh, T. – Füleky, Gy – Sisák, I. (szerk.) Proceedings Volume of 15th Congress of ISCO CD-ROM]. Geographical Research Institute, Hungarian Academy of Sciences, Budapest, 1-4.

Az értekezés témaköréhez nem szorosan kapcsolódó publikációk

Idegen nyelvű lektorált konferencia kiadvány:

1. Burai, P. – Bíró, T. – Tamás, J. – Nagy, A.: 2006. Pilot study on the elaboration of physical and chemical properties of soils using laboratory spectroscopy. [In: Maghiar, T.T. – Nagy, J. – Bara, V. – Kátai, J. – Csép, N.I. – Jávör, A. – Tamás, J. (szerk.) Natural Resources and sustainable development]. University of Oradea Publishing House, Oradea, 729-734.
2. Kovács, E. – Nagy, A. – Kovács, N. – Pregun, Cs. – Tamás, J.: 2006. Pilot study on the trace element content of sediment and fish from contaminated stream in Hungary. [In: Szilágyi, M. – Szentmihályi K. (szerk.) Trace elements in food chain]. Institute of Materials and Environmental Chemistry of HAS, Budapest, 160-165.

Magyar nyelvű nem lektorált konferencia kiadvány:

1. Tamás, J. – Thyll, Sz. – Juhász, Cs. – Bíró, T. – Lénárt, Cs. – Kovács, E. – Pregun, Cs. – Burai, P. – Kovács, E. – Kovács, N. – Takács, P. – Nagy, I. – Nagy, A.: 2006. Integrált vízgazdálkodás a szántóföldi táblától a vízgyűjtőig. [In: Láng I. – Jolánkai, M. – Csete, L. (szerk.) A globális klímaváltozás: hazai hatások és válaszok „VAHAVA” Project]. KvVM – MTA, Budapest, 1-4.

2. *Burai, P. – Lénárt, Cs. – Kovács, E. – Nagy, A. – Tamás, J.:* 2008. Hiperspektrális légi távérzékelte adatok és laboratóriumi spektrofotometriás klorofill-tartalom összefüggés-vizsgálata. [In: VIII. Magyar Biometriai és Biomatematikai Konferencia, Összefoglalók gyűjteménye]. Corvinus Egyetem. Budapest. 37.

MELLÉKLETEK

54. táblázat Függetlenségi vizsgálat a békalencse gyökérhosszok között CMS és CMS + bányameddő kezelések esetében (p, szignifikancia érték)

<i>Kontroll-CMS 0</i>	<i>Kontroll-CMS 50</i>	<i>Kontroll-CMS 100</i>
0,000*	0,000*	0,000*
<i>Kontroll-CMS 200</i>	<i>Kontroll-CMS 300</i>	<i>Kontroll-CMS 500 -</i>
0,036*	0,477	0,127
<i>Kontroll-CMSm 0</i>	<i>Kontroll-CMSm 50</i>	<i>Kontroll-CMSm 100</i>
0,041*	0,069	0,275
<i>Kontroll-CMSm 200</i>	<i>Kontroll-CMSm 300</i>	<i>Kontroll-CMSm 500</i>
0,004*	0,003*	0,011*
<i>CMS 0-CMSm 0</i>	<i>CMS 50-CMSm 50</i>	<i>CMS 100-CMSm 100</i>
0,001*	0,469	0,004*
<i>CMS 200-CMSm 200</i>	<i>CMS 300-CMSm300</i>	<i>CMS 500-CMSm 500</i>
0,334	0,019*	0,466

*szignifikáns $p < 0,05$ 95% konfidencia

55. táblázat / 1. oldal A saláta, a káposzta, az angol perje és a sóska csíranövények gyökérhosszainak statisztikája

A saláta csíranövény leíró statisztikája (mm)

	<i>Komposzt arány</i>	<i>Medián</i>	<i>Módusz</i>	<i>Átlag</i>	<i>Szórás</i>
	<i>kontroll</i>	16	16	16,2	1,95
<i>hv</i>	<i>0</i>	13,5	13	13,7	3,21
	<i>5</i>	18,5	18	18,4	1,93
	<i>10</i>	16	15	15,7	2,15
	<i>15</i>	14	16	13,9	2,11
	<i>20</i>	14	15	13,9	2,19
	<i>25</i>	4	5	3,88	1,64
	<i>50</i>	2	2	2,3	0,94
	<i>75</i>	2	2	2,09	1,06
<i>h</i>	<i>0</i>	13	12	12,6	2,07
	<i>5</i>	19,5	20	19,1	2,64
	<i>10</i>	14	14	13,5	1,99
	<i>15</i>	10	10	10,5	2,32
	<i>20</i>	11,5	13	11,5	3,13
	<i>25</i>	2	2	2,36	1,38
	<i>50</i>	3	3	2,76	1,09
	<i>75</i>	1	1	1,33	0,65

- hv –homokos vályog; h- homok

A káposzta csíranövény leíró statisztikája (mm)

	<i>Komposzt arány</i>	<i>Medián</i>	<i>Módusz</i>	<i>Átlag</i>	<i>Szórás</i>
	<i>kontroll</i>	8	16	9,76	5,38
<i>hv</i>	<i>0</i>	12	10	11,6	3,82
	<i>5</i>	19	19	18,6	1,88
	<i>10</i>	16	15	15,7	1,97
	<i>15</i>	17	17	16,9	1,74
	<i>20</i>	13	14	12,92	2,55
	<i>25</i>	2	2	1,76	1,16
	<i>50</i>	2	2	1,7	0,48
	<i>75</i>	1	1	1,3	0,82
<i>h</i>	<i>0</i>	17	18	16,2	2,75
	<i>5</i>	20	18	19,9	2,77
	<i>10</i>	13	12	13,1	2,1
	<i>15</i>	14,5	15	14,4	2,08
	<i>20</i>	16	16	16	2,74
	<i>25</i>	3	2	3	1,22
	<i>50</i>	1	1	0,67	0,52
	<i>75</i>	1	1	0,86	0,69

- hv –homokos vályog; h- homok

2. melléklet / 2. oldal A saláta, a káposzta, az angol perje és a sóska
csíranövények gyökérhosszainak statisztikája

Az angol perje csíranövény leíró statisztikája (mm)

	<i>Komposzt arány</i>	<i>Medián</i>	<i>Módusz</i>	<i>Átlag</i>	<i>Szórás</i>
	<i>kontroll</i>	22	21	22,2	5,41
<i>hv</i>	<i>0</i>	21	22	20,3	5,88
	<i>5</i>	23,5	25	22,9	4,69
	<i>10</i>	25	26	25	3,12
	<i>15</i>	19	18	19,1	3,82
	<i>20</i>	18	18	17,7	3,11
	<i>25</i>	14	14	13,6	3,52
	<i>50</i>	11	14	11,1	3,24
	<i>75</i>	13	13	12,7	2,79
<i>h</i>	<i>0</i>	18	18	18,3	4,75
	<i>5</i>	30,5	34	30,5	3,92
	<i>10</i>	24	26	24,4	3,09
	<i>15</i>	21	24	20,9	3,88
	<i>20</i>	18	18	18,5	3,46
	<i>25</i>	14	12	14,3	4,57
	<i>50</i>	9	10	9,46	2,23
	<i>75</i>	10	11	9,97	2,63

- hv –homokos vályog; h- homok

A sóska csíranövény leíró statisztikája (mm)

	<i>Komposzt arány</i>	<i>Medián</i>	<i>Módusz</i>	<i>Átlag</i>	<i>Szórás</i>
	<i>kontroll</i>	12	10	12,4	2,29
<i>hv</i>	<i>0</i>	9	10	9,16	1,99
	<i>5</i>	11	12	10,7	2,83
	<i>10</i>	7,5	8	7,37	2,28
	<i>15</i>	6,5	3	6,36	2,82
	<i>20</i>	6	6	5,83	2,39
	<i>25</i>	6	4	5,67	2,48
	<i>50</i>	5,5	4	5,37	1,75
	<i>75</i>	7	7	7	2,07
<i>h</i>	<i>0</i>	6	4	6,28	2,46
	<i>5</i>	12	12	11,3	2,53
	<i>10</i>	6	5	6,04	2,56
	<i>15</i>	6	4	6,08	2,92
	<i>20</i>	6	6	5,44	2,83
	<i>25</i>	6	6	6,09	2,59
	<i>50</i>	5	6	5,31	2,09
	<i>75</i>	5	7	5,47	2,33

- hv –homokos vályog; h- homok

56. táblázat A vizsgált növények fejlettségbeli eltérései az egyes kezelések között



**57. táblázat A növényi szövetek nehézfém-tartalma (mg kg⁻¹; szárazanyag)
homokos vályog fizikai féleségű bányameddő – szennyvíziszap komposzt
kezeléseken**

elem	komposzt arány	saláta (mg/kg)		káposzta (mg/kg)		angol perje (mg/kg)		sóska (mg/kg)	
		hajtás	gyökér	hajtás	gyökér	hajtás	gyökér	hajtás	gyökér
Cd	<i>kontroll</i>	0,89	1,13	0,29	1,74	0,41	1,46	0,54	1,30
	0	18,2	39,1	8,76	21,6	6,62	25,5	10,1	30,1
	5	8,87	28,1	2,92	19,5	3,09	17,1	4,39	30,9
	10	6,44	23,0	3,87	21,4	4,75	17,9	3,69	22,1
	15	6,83	18,8	4,82	17,8	3,36	12,7	5,89	34,4
	20	8,26	31,0	3,13	25,5	3,55	15,5	5,07	29,2
	25	8,60	37,9	5,49	25,4	5,35	22,3	6,66	33,9
Cu	<i>kontroll</i>	12,1	31,5	2,57	46,4	13,2	40,6	8,04	16,3
	0	90,6	194	14,2	311	84,0	324	69,8	265
	5	52,3	266	6,71	308	50,2	267	41,1	160
	10	28,5	243	9,64	307	79,1	318	22,2	137
	15	23,8	135	9,48	386	72,9	386	43,4	381
	20	86,5	233	8,75	285	104	311	58,0	314
	25	32,6	146	12,7	267	73,6	291	36,1	230
Pb	<i>kontroll</i>	20,3	47,8	*	98,9	23,6	108	17,3	15,6
	0	422	736	17,7	1269	369	1234	405	952
	5	273	1184	6,17	1067	209	682	210	548
	10	111	1276	11,4	1246	325	933	113	430
	15	126	803	8,49	2212	435	3263	270	1412
	20	435	1082	6,50	1015	429	1416	433	1511
	25	120	513	10,3	798	571	773	144	833
Zn	<i>kontroll</i>	74,6	174	23,2	264	71,9	224	70,7	67,9
	0	1183	2272	948	3602	1402	2165	1003	1287
	5	572	3069	363	3358	694	1930	552	1191
	10	360	2360	402	2156	900	1987	394	989
	15	256	790	328	2105	619	1351	503	1780
	20	726	1828	408	3501	732	1846	513	1884
	25	505	1636	817	2990	1154	2996	642	1750
As	<i>kontroll</i>	3,55	13,3	*	17,7	5,77	7,65	4,20	3,29
	0	65,5	108	*	251	56,4	126	43,1	146
	5	23,9	74,7	*	194	30,7	92,7	22,9	44,0
	10	43,1	70,4	*	126	15,0	32,2	10,0	36,1
	15	29,1	106	*	169	8,79	15,3	21,1	162
	20	26,0	88,9	*	134	18,2	*	30,0	113
	25	59,2	67,9	*	112	11,9	*	21,5	97,9

*: kimutatási határ alatti értékek nem értelmezhetőek

58. táblázat A növényi szövetek nehézfém-tartalma (mg kg⁻¹; szárazanyag) homok fizikai féleségű bányameddő – szennyvíziszap komposzt kezeléseken

elem	komposzt arány	saláta (mg/kg)		káposzta (mg/kg)		angol perje (mg/kg)		sóska (mg/kg)	
		hajtás	gyökér	hajtás	gyökér	hajtás	gyökér	hajtás	gyökér
Cd	<i>kontroll</i>	0,89	1,13	0,29	1,74	0,41	1,46	0,54	1,30
	0	9,37	14,9	1,85	12,5	2,52	17,9	7,18	17,7
	5	3,56	8,35	1,53	10,8	1,70	9,94	2,70	28,7
	10	2,90	9,73	1,57	8,22	1,64	11,5	3,45	13,8
	15	4,13	9,42	2,18	10,8	2,28	8,75	2,80	20,0
	20	3,78	11,0	1,51	8,88	1,72	7,89	2,27	14,7
	25	2,66	8,31	1,94	10,6	3,40	10,9	*	*
Cu	<i>kontroll</i>	12,1	31,5	2,57	46,4	13,2	40,6	8,04	16,3
	0	78,8	220	13,3	380	35,8	287	103	228
	5	48,7	130	9,29	264	39,4	203	26,7	150
	10	45,3	162	9,49	194	34,7	194	51,1	163
	15	92,8	210	9,72	247	63,6	269	47,3	107
	20	74,6	212	10,7	192	34,3	230	48,9	202
	25	33,0	168	12,0	259	96,4	213	*	*
Pb	<i>kontroll</i>	20,3	47,8	*	98,9	23,6	108	17,3	15,6
	0	154	394	7,98	828	97,1	291	60	344
	5	89,4	201	5,66	456	86,0	216	35,6	228
	10	82,6	224	3,81	342	62,0	256	88,4	177
	15	129	241	4,13	430	134	246	76,2	254
	20	111	274	5,60	276	56,9	215	98,6	206
	25	43,3	144	2,58	316	86	105	*	*
Zn	<i>kontroll</i>	71,9	224	23,2	264	74,6	174	70,7	67,9
	0	578	2095	315	2642	850	1536	1022	1377
	5	385	1307	257	1597	411	756	559	750
	10	323	1274	259	1050	365	902	508	616
	15	531	1133	284	1510	626	959	515	1106
	20	350	1000	268	1109	537	1042	472	772
	25	911	2031	571	1622	307	936	*	*
As	<i>kontroll</i>	5,77	7,65	*	17,7	3,55	13,3	4,20	3,29
	0	29,7	72,8	*	132	15,0	43,8	40,5	68,2
	5	48,9	20,2	3,15	115	14,2	39,0	10,2	16,1
	10	25,7	25,9	*	63,2	11,8	26,7	26,5	22,6
	15	25,7	44,2	*	98,1	35,1	24,8	26,2	80,7
	20	41,2	48,4	3,80	69,2	7,39	21,3	26,6	36,6
	25	15,2	31,0	*	75,2	52,8	76,4	*	*

*: kimutatási határ alatti értékek nem értelmezhetőek; h: homok fizikai féleségű meddő

**59. táblázat A vizsgált növényfajok biokoncentrációs és transzlokációs faktorai
homokos vályog fizikai féleségű bányameddő – szennyvíziszap komposzt
kezeléseken**

<i>elem</i>	<i>komposzt arány</i>	<i>Transzlokációs faktor</i>				<i>Bioakkumulációs faktor</i>			
		<i>saláta</i>	<i>káposzta</i>	<i>angol perje</i>	<i>sóska</i>	<i>saláta</i>	<i>káposzta</i>	<i>angol perje</i>	<i>sóska</i>
<i>Cd</i>	<i>kontroll</i>	1,26	5,85	3,57	2,43	10,3	10,3	9,51	9,33
	<i>0</i>	2,14	2,47	6,87	2,99	29,3	15,5	26,7	20,5
	<i>5</i>	3,16	6,69	5,54	7,02	21,5	13,0	11,7	20,5
	<i>10</i>	3,57	5,54	3,77	5,99	16,4	14,1	12,6	14,3
	<i>15</i>	2,75	3,69	3,78	5,84	22,8	20,1	14,3	35,9
	<i>20</i>	3,76	8,14	4,37	5,77	19,5	14,2	9,50	17,1
	<i>25</i>	4,40	4,62	4,17	5,09	23,4	15,6	13,9	20,5
<i>Cu</i>	<i>kontroll</i>	2,61	18,1	3,08	2,03	*	*	*	*
	<i>0</i>	2,14	21,8	3,86	3,80	*	*	*	*
	<i>5</i>	5,08	45,9	5,31	3,89	4898	4846	4876	3090
	<i>10</i>	8,54	31,9	4,02	6,17	2651	3094	3872	155
	<i>15</i>	5,68	40,7	5,30	8,78	573	1424	1655	1529
	<i>20</i>	2,69	32,6	2,98	5,42	1139	1049	1485	1330
	<i>25</i>	4,47	21,1	3,95	6,36	428	669	873	636
<i>Pb</i>	<i>kontroll</i>	2,36	*	4,55	0,90	*	*	*	*
	<i>0</i>	1,74	71,9	3,34	2,35	*	*	*	*
	<i>5</i>	4,33	173	3,26	2,61	*	*	*	*
	<i>10</i>	11,5	109	2,87	3,80	*	*	*	*
	<i>15</i>	6,35	261	7,50	8,95	*	*	*	*
	<i>20</i>	2,49	156	3,30	3,49	*	*	*	*
	<i>25</i>	4,27	77,7	1,36	5,78	*	*	*	*
<i>Zn</i>	<i>kontroll</i>	2,33	11,4	3,11	0,96	157	182	187	87,7
	<i>0</i>	1,92	3,80	1,54	1,28	108	142	111	71,5
	<i>5</i>	5,36	9,26	2,78	2,16	162	166	117	77,7
	<i>10</i>	6,56	5,37	2,21	2,51	104	98,2	111	53,1
	<i>15</i>	3,08	6,42	2,18	3,54	61,4	143	116	134
	<i>20</i>	2,52	8,59	2,52	3,67	83,5	128	84	78,4
	<i>25</i>	3,24	3,66	2,60	2,73	71,1	126	138	79,3
<i>As</i>	<i>kontroll</i>	3,76	*	1,33	0,78	*	*	*	*
	<i>0</i>	1,66	*	2,24	3,38	*	*	*	*
	<i>5</i>	3,12	*	1,05	1,92	*	*	*	*
	<i>10</i>	1,63	*	6,17	3,60	*	*	*	*
	<i>15</i>	3,65	*	1,74	7,65	*	*	*	*
	<i>20</i>	3,42	*	*	3,77	*	*	*	*
	<i>25</i>	1,15	*	*	4,55	*	*	*	*

*: kimutatási határ alatti értékek nem értelmezhetőek

**60. táblázat A vizsgált növényfajok biokoncentrációs és transzlokációs faktorai
homok fizikai féleségű bányameddő – szennyvíziszap komposzt kezeléseken**

elem	komposzt arány	Transzlokációs faktor				Bioakkumulációs faktor			
		saláta	káposzta	angol perje	sóska	saláta	káposzta	angol perje	sóska
Cd	kontroll	1,26	5,85	3,57	2,43	10,3	10,3	9,5	9,3
	0	1,59	6,77	7,11	2,47	42,5	25,1	35,8	43,5
	5	2,35	7,09	5,85	10,63	16,1	16,7	15,8	42,6
	10	3,35	5,25	7,00	3,99	18,1	14,0	18,8	24,7
	15	2,28	4,95	3,83	7,13	21,3	20,4	17,3	35,8
	20	2,92	5,89	4,59	6,49	19,3	13,5	12,5	22,1
	25	3,13	5,47	3,20	*	31,9	36,6	41,5	*
Cu	kontroll	2,61	18,1	3,08	2,03	*	*	*	*
	0	2,79	28,5	8,02	2,21	2915	3833	3149	3233
	5	2,67	28,4	5,16	5,62	621	951	843	616
	10	3,56	20,4	5,59	3,19	278	273	307	288
	15	2,26	25,4	4,23	2,26	824	699	905	419
	20	2,84	18,0	6,71	4,12	487	345	450	426
	25	5,08	21,6	2,21	*	261	351	402	*
Pb	kontroll	2,36	*	4,57	0,90	*	*	*	*
	0	2,56	104	3,00	5,73	*	*	*	*
	5	2,25	80,5	2,51	6,42	*	*	*	*
	10	2,71	89,7	4,13	2,00	*	*	*	*
	15	1,88	104	1,84	3,34	*	*	*	*
	20	2,47	49,2	3,78	2,09	*	*	*	*
	25	3,32	122	1,23	*	*	*	*	*
Zn	kontroll	3,11	11,4	2,33	0,96	187	182	157	87,7
	0	3,62	8,39	1,81	1,35	310	343	277	278
	5	3,39	6,21	1,84	1,34	160	176	111	124
	10	3,94	4,06	2,47	1,21	183	150	145	128
	15	2,13	5,32	1,53	2,15	213	230	203	208
	20	2,86	4,14	1,94	1,64	142	145	166	131
	25	2,23	2,84	3,04	*	606	452	256	*
As	kontroll	1,33	*	3,76	0,78	*	*	*	*
	0	2,45	*	2,91	1,68	*	*	*	*
	5	0,41	36,6	2,76	1,58	*	*	*	*
	10	1,01	*	2,26	0,85	*	*	*	*
	15	1,72	*	0,71	3,08	*	*	*	*
	20	1,17	18,2	2,88	1,38	*	*	*	*
	25	2,04	*	1,45	*	*	*	*	*

*: kimutatási határ alatti értékek nem értelmezhetőek

61. táblázat A bányameddő sóskára gyakorolt fitotoxikus hatása



KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönöm témavezetőmnek, Prof. Dr. Tamás Jánosnak a szakmai vezetést, és azt, hogy lehetővé tette a DE AMTC MTK Víz- és Környezetgazdálkodási Tanszékén a kutatást, valamint az értekezés megírását.

Köszönöm a Víz- és Környezetgazdálkodási Tanszék és témavezetőm, Prof. Dr. Tamás János által nyújtott lehetőséget, hogy bekapcsolódhattam a „Rizofiltrációs technológia kidolgozása nehézfémek bioakkumulációjára” című, OM Biotechnológia 2002 (BIO-00066/02) pályázatba.

Köszönöm a DE AMTC MTK Víz- és Környezetgazdálkodási Tanszék munkatársainak, Dr. Kovács Elzának, Dr. Burai Péternek hogy részt vettek a kutatómunkámban és hozzásegítettek az értekezés elkészítéséhez.

Köszönöm Prof. Dr. Simon László és Dr. Zsembeli József opponenseimnek a szakszerű és korrekt bírálatát.

Köszönöm Dr. Ország István Fizikai Kémiai Tanszék egyetemi docensének, hogy rendelkezésemre bocsátotta a CMS fizikai kémiai paramétereinek leírását.

Köszönöm Dr. Harmann Béla SGS Hungária vezetőjének az ICP elemzések gyors végrehajtását.

NYILATKOZAT

Ezen értekezést a Debreceni Egyetem Agrár és Műszaki Tudományok Centruma Mezőgazdaságtudományi Karán a Kerpely Kálmán Doktori Iskola keretében készítettem el a Debreceni Egyetem AMTC MTK doktori (PhD) fokozatának elnyerése céljából.

Debrecen, 2009. március

a jelölt aláírása

NYILATKOZAT

Tanúsítom, hogy Nagy Attila doktorjelölt 2005-2008 között a fent megnevezett Doktori Iskola keretében irányításommal végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult, az értekezés a jelölt önálló munkája. Az értekezés elfogadását javaslom.

Debrecen, 2009. március

a témavezető aláírása