

Egyetemi doktori (PhD) értekezés tézisei

**TERMÉSZETES KÁRMENTESÍTÉSI
TECHNOLÓGIÁK VIZSGÁLATA**

Nagy Attila

**Témavezető: Prof. Dr. Tamás János
MTA doktora**



**DEBRECENI EGYETEM
Kerpely Kálmán Doktori Iskola**

Debrecen, 2009

1. BEVEZETÉS

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, amellet, hogy jelentős, 10^3 mg kg^{-1} nagyságrendű nehézfémet 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.

A szervesetlen szennyezőkkel terhelt terület környezeti állapotfelmérése esetén meghatározó jelentőségű a terület ásványtani sajátosságainak megismerése, az ásványok és bányászati hulladékok 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.

2. A KUTATÁS CÉLKITŰZÉSEI

Kutatásaimmal a környezet állapot felmérési módszereknek fejlesztését, illetve biológiai eljárásokkal az okozott környezeti kockázat csökkentését kívántam megalapozni. Kísérleti területem a Szárazvölgyi tározó (Gyöngyösoroszi) nehézfémekkel szennyezett meddőjének környezete volt. A főbb tudományos célkitűzéseim az alábbiak:

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

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

II. Nehézfémekkel szennyezett földtani közeg fitostabilizációjának vizsgálata:

- 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 Conensed Molasses Soluble – Koncentrált melasz, lizinfermentációs melléktermék

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

3. A KUTATÁS MÓDSZEREI

3.1. A vizsgálati terület és a szennyezett közeg

A vizsgálati terület egy felhagyott Pb-Zn bánya, nehézfémekkel erősen szennyezett flotációs iszap tározója (Szárzavölgyi zagytározó) 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*).

Két különböző textúrájú és fizikai-kémiai tulajdonságú, azonos tömegű részmintát alkotja a területi átlagmintákat. Fizikai féleségüket részben közvetlen szétválasztással, részben pedig a kisebb méretű mechanikai elemeket folyékony közegben történő ülepitéssel, az ülepedési sebességük különbsége alapján és az Arany-féle kötöttség szerint határoztuk meg. Ez alapján a meddő minták fizikai félesége homokos vályog ($K_A=35$) és homok ($K_A=27$).

A csírateszteket és a bioakkumulációs vizsgálatokat, külön-külön, homok és homokos vályog meddőtípusokkal végeztük a tenyészedenyes és a savas bányavízzel történő kísérletek esetében. A komplexképzővel végzett vizsgálatoknál a felhasznált homokos vályog és vályog fizikai féleségű bányameddő 1:1 arányú keverékét alkalmaztuk

3.2. Vizsgálati terület légi hiperspektrális állapotfelmérése

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

A kopár területeken, a Spektrális Szögek Módszerrel (SAM³) határoztuk meg a galenit (PbS), goethit (FeO(OH)), jarosit (KFe₃(SO₄)₂(OH)₆), szfalerit ((Zn, Fe)S), pirit (FeS₂) ásványok térbeli eloszlását. A vizsgált flotációs zagytározó területén, a repüléssel párhuzamosan talajmintavétel is történt a hiperspektrális eredmények alátámasztására. A minták nehézfém tartalmát egy NITON XL-700⁴ típusú terepi hordozható röntgen-flouresszenciás spektrométerrel határoztuk meg.

Vizsgáltuk továbbá a légi hiperspektrális képalkotás fitoremediáció megalapozására 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 (*Quercus sp.*) –, erdő újulat, vízparti növényzet –

³ Spectral Angle Mapper – Spektrális szög értékelési módszer

⁴ terepi hordozható röntgen-flouresszenciás spektrométer

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 fövényes terület.

3.3. CMS komplexképző, és a szennyvíziszap komposzt jellemzői

A CMS (Condensed Molasses Soluble) komplexképző sajátosságú, oldható koncentrált melasz, amely lizinfermentáció során nagy mennyiségben keletkező, állandóan rendelkezésre álló, környezetben lebomló hulladék.

A komplexképző anyagot vizes közegben a rizofiltráció elősegítésére, a szennyvíziszap komposztot szennyezett földtani közeg stabilizálására alkalmaztuk.

A vizsgálataink során a földtani közegekhez olyan szennyvíziszap komposztot adagoltunk, amely a kijuttatás szempontjából megfelel a 36/2006. sz. (V. 18.) FVM rendelet előírásainak. A kijuttatandó komposzt tápanyagtartalmának köszönhetően a nehézfémekkel 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.

Fitostabilizációs célból kijuttatandó 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.

Mindhárom teszt során (reprodukciós teszt, laboratóriumi és tenyészedényes 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 laboratóriumi és tenyészedényes csíranövény teszteknel a Tukey-féle variancia-analízist használtunk az egyes kezelések közötti szignifikáns különbségek kimutatására. Az egyes kezelések csíráképessegre gyakorolt hatását a kontroll gyökérhosszainak százalékában (%) kifejezve vizsgáltuk.

3.5. Nehézfém-akkumuláció vizes közegben

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 komplexképzővel segített rizofiltrációban. A folyadékfázis analitikai vizsgálatait, így a kémhatás, a vezetőképesség, az összes-sótartalom meghatározása a második, negyedik és hatodik héten történtek. A hatodik héten az egyes kezelések nehézfém-koncentrációját, a sás és a nád hajtásainak és gyökereinek elemtartalmát határoztuk meg. Vizsgáltuk az extrahálószer növényi elemfelvételre gyakorolt hatását. Meghatároztuk azt a nehézfémeket oldatba vivő, nem fitotoxikus hatású koncentrációtartományt, amely mellett maximális nehézfémfelvétel érhető el.

A savas bányavíz rizofiltrációs vizsgálata során a homok és homokos vályog fizikai féleségű bányameddők és az ioncserélt víz 1:2,5 arányait alkalmaztuk. A kommunális szennyvíztisztításnál már ismert, kagylótutaj (*Pistia stratiotes*), vízijácint (*Eichhornia crassipes*) növényfajokat szintén értékeltük. A vizsgálat első és utolsó napján mértük a biomassza friss mennyiségét is.

A növényfajok akkumulációs sajátosságainak 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.

$$BCF = \frac{\text{fémtartalom}_{(n)}}{\text{fémtartalom}_{(k)}} \quad (1)$$

A gyökér (gy) és a hajtás (h) által akkumulált nehézfém-koncentrációk aránya a transzlokációs faktor (TLF), (2. egyenlet), amely a gyökérakkumuláció mértéket adja meg.

$$TLF = \frac{\text{fémtartalom}_{(gy)}}{\text{fémtartalom}_{(h)}} \quad (2)$$

3.6. Nehézfém-akkumuláció földtani közegben

A kísérletet a tenyészedényes csírateszt folytatásaként végeztük azért, hogy kiválasszuk a fitostabilizációra leginkább alkalmas növényfajokat. Ehhez négy növényfajt (saláta, fejeskáposzta, angol perje, sóska) vizsgáltunk tenyészedényes és szabadföldi körülmények között. A tenyészedények mindegyikébe homokos vályog és homok fizikai féleségű bányameddő – szennyvíziszap komposzt eltérő arányú keverékét tettünk, és mértük a

biológiailag hozzáférhető elemtartalmat. Mindkét kísérlet első és utolsó napján vizsgáltuk a közegek kémhatását és az elektromos vezetőképességét. Külön mérve a hajtás és a gyökér elemtartalmát, vizsgáltuk a növényfajok nehézfém-akkumulációját is. A közeg és a növény (hajtás, gyökér) nehézfém-tartalma alapján számoltunk biokoncentrációs faktorokat (BCF) és transzlokációs faktorokat (TLF). A növényfajok biomasszájának friss mennyiségét is lemértük a kísérlet utolsó napján.

3.7. Az alkalmazott analitikai módszerek

Földtani és vizes közegek, illetve növényfajok nehézfém-tartalmának, valamint egyéb környezeti paraméterek (pH, EC⁵) meghatározását laboratóriumi, terepi és gyorsanalitikai eszközökkel végeztük.

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

Vizsgáltuk 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.

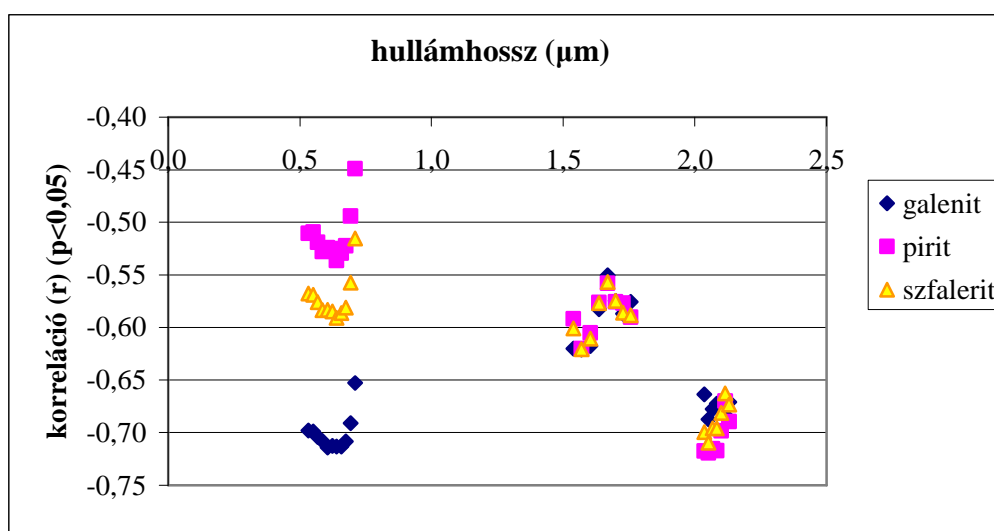
⁵ Elektromos vezetőképesség

4. AZ ÉRTEKEZÉS FŐBB MEGÁLLAPÍTÁSAI

4.1. Nehézfémekkel szennyezett zagyártározó légi hiperspektrális vizsgálata

Vizsgálataink során elsőként az NDVI értéket határoztuk meg. 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.

A kopár, 0-0,3 NDVI értékű területen nehézfém-tartalmú ásványok, galenit, goethit, jarosit, szfalerit, pirit térbeli eloszlás vizsgálatára került sor. Az egyes mintavételi pontokhoz tartozó reflektancia értékek és a SAM eredmények közötti összefüggés vizsgálat során az ásványtani elemzésre az 1,5-1,8 és a 2-2,2 μm közötti hullámhossz tartomány bizonyult alkalmasnak (1. ábra), összhangban *Kardeván et al. (2003)* megállapításaival.



1. ábra Ásványtani elemzés és a reflektancia értékek kapcsolata

Az 1,5-1,8 és 2,0-2,2 μm közötti hullámhossztartományban végzett SAM ásványtani vizsgálatok eredményei alapján a galenit, szfalerit és pirit térbeli eloszlása hasonló. A galenit a szfalerittel igen szoros ($r=0,952$) szignifikáns ($P^6 < 0,05$), és a pirit szfalerittel ($r=0,950$), valamint galenittel ($r=0,999$) mutatott szoros, szignifikáns ($P < 0,05$) korrelációt.

A hiperspektrális elemzések mellett a Szárazvölgyi-tározó területén vett talajminták is jelentős nehézfém-koncentrációt mutattak. A nehézfém-tartalmak közötti előfordulási

⁶ szignifikancia szint

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 (1. táblázat).

1. 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>
R	0,90*	0,88*	0,83*	0,33*	0,23*	0,41	0,17	0,18	0,21	0,12	0,06

*szignifikáns $P < 0,01$

A cinkkel és az ólommal erősen szennyezett ($Zn > 1000 \text{ mg kg}^{-1}$; $Pb > 600 \text{ mg kg}^{-1}$) mintavételi helyeken mértük 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. Ez alapján, a nehézfém-tartalmú ásványok térbeli kiterjedésének meghatározása hiperspektrális felvételezéssel megbízhatóan megvalósítható.

A vegetáció elemzés során meghatározott tanító területek kijelölését a terepi bejárás, területről készült légifelvétel és a topográfiai térképek alapozták meg. Ellenőrzött osztályba sorolás során nyolc vegetáció típust különítettünk el. A SAM osztályozás esetén közepesen jó eredményeket értünk el, különösen a 496-690 nm közötti hullámhossz tartományokban. Ennek alapja, hogy a növényi biomassza pigmentjei ebben a tartományban érzékenyek az abszorpcióra, összhangban *Berke et al. (2004)* megállapításaival.

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 biomasszájú és cserjés területeken adott (2. táblázat). Ennek oka a kevesebb zavaró hatás; az erdő terület zárt lombozata és a cserjés homogénebb állománya. A nád és a gyalogakác, hasonló ökológiai igényük miatt, a pixelen belül szórta, 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.

2. 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>Szedér</i>	54,0	89,7
<i>Tölgy</i>	71,4	91,9
<i>Újulat</i>	44,2	42,4

4.2. Fitotoxikológiai tesztek

A békalencse (*Lemna minor*) reprodukciós teszt időtartama alatt a telepszám nem változott. A gyökérhosszok alakulása és statisztikai elemzésük alapján nem kaptunk egyértelmű eredményt az alkalmazható CMS koncentrációt illetően.

A saláta (*Lactuca sativa*) csíranövény teszt során a saláta CMS 200 + bányameddő kezelés esetén 65 %-ban csírázott ki és „kissé mérgező” besorolást kapott a CMS 100 + bányameddő kezelés „mérgező” eredményeivel szemben (3. táblázat).

3. táblázat **A saláta gyökérhossz alakulása az 12.napon**

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

CMSm: CMS + bányameddő

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

A homok, homokos vályog fizikai féleségű bányameddő – szennyvíziszap komposzt kezeléseken a saláta, a fejeskáposzta, az angol perje és a sóska csíráképessége a komposzt mennyiség csökkenésével a tíz százaléknyi komposzttartalomig a kontrollhoz képest folyamatosan nőtt. Maximumát 5 %-os bekeverési aránynál érte el (4. 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*) csírázóképességére 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.

4. 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.

A saláta, a káposzta, az angol perje és a sóska csíranövények gyökereinek növekedési erélye a homok és homokos vályog fizikai féleségű bányameddő –szennyvíziszap komposzt kezelésenként eltértek egymástól (5. táblázat).

5. táblázat **A vizsgált növényfajok gyökérhossz átlagai (mm)**

Komposzt arány (%)	Saláta	Káposzta	Angol perje	Sóska	
hv	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
kontroll	16,2 ^d	9,76 ^b	22,2 ^c	12,4 ^d	
h	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 ^e	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
kontroll	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)

Mindkét bányameddő típuson, a tesztelt négy növényfaj gyökérfejltségét szignifikánsan növelte az 5 %-os arányban kijuttatott szennyvíziszap komposzt mennyisége a kezeletlen bányameddőn, valamint a kontroll talajon végzett tesztekkel szemben. Egyedül a sóska növényénél (*Rumex acetosa*) volt megfigyelhető nagyobb mértékű toxicitási érzékenység az egyes kezelések esetén, a kontrollhoz viszonyítva.

4.3. A vizes közegben lejátszódó bioakkumuláció eredményei

A komplexképzővel segített rizofiltráció vízkultúrák 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 növénytel történő rizofiltrációjuk 100-szoros hígítású CMS alkalmazásával már optimális.

A komplexképzővel segített rizofiltrációra alkalmas növényfajok kiválasztása a biokoncentrációs és a transzlokációs faktoraik alapján történt (6. táblázat).

6. táblázat A sás és a nád biokoncentrációs és transzlokációs faktoraik, 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

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 nehézfémrel 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 a nehézfémrel szennyezett vizek tisztítására kiválóan alkalmasak, a nagyfokú elemfelvételüknek köszönhetően (7. táblázat). 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.

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

		<i>Pb</i>	<i>As</i>	<i>Zn</i>	<i>Cu</i>	<i>Mn</i>	<i>Cd</i>
<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

4.4. Földtani közegben végzett bioakkumulációs vizsgálatok eredményei

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

A bányameddő – szennyvíziszap komposzt kezelése kémhatása savanyú (pH: 4,8-5,5) volt a kísérlet teljes időtartama alatt, ami a nehézfémek oldhatóságát növelte. Ugyanakkor a szennyvíziszap komposzt pozitív, pH növelő hatása egyértelmű volt. A vezetőképesség

alapján az összes kezelés közepes só tartalmú volt (EC: 3,91-6,19). A szennyvíziszap komposzt kijuttatása a biológiai hozzáférhető elemtartalmat – a Cu kivételével – nem, vagy csak kis mértékben befolyásolta (8. táblázat).

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

*: kimutatási határ alatt (ICP-OES)

Ugyanakkor, a kezelések szennyvíziszap komposzt mennyiségének növekedésével a réz mennyisége arányosan emelkedett, vélhetően a komposzt komplexképzésének eredményeként.

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.

Ezt támasztja alá az, hogy az angolperje, a káposzta és a saláta 5 százaléknyi szennyvíziszap komposzt hozzáadásával érték el a maximális biomassza tömegüket, mindkét bányameddő típusnál. Hasonló eredmények tapasztalhatók a sósánál 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 növényegyedek nem, vagy csak nagyon lassan fejlődtek a nehézfém okozta toxicitás miatt (9. táblázat).

9. 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	*

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.

4.5. Új generációs FPXRF spektrometria alkalmazási lehetőségei a környezetállapot felmérésében

A fitoremediáció megbízható előkészítéséhez a terepi nehézfém detektálás módszertani lehetőségeit jelentősen megváltoztatta a NITON cég terméke. A Cd109 zárt sugárforrást használó első generációs készüléket 2008-ban az új beszerzésű miniatürizált röntgensővel dolgozó készülék váltotta ki a kutatóhelyemen. A *Kovács és Tamás (2002)* által publikált elsőgenerációs készülék kalibrációs tapasztalatai alapján állítottuk be a kísérleteket. 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 (10. táblázat).

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

<i>kategóriák</i>		<i>egyenlet (Y=b+ax)</i>	<i>meredekség (a) szórása</i>
<i>elem</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

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.

5. AZ ÉRTEKEZÉS ÚJ, ILLETVE ÚJSZERŰ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEI

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 provvar. alba*) alkalmas.
- 4) Igazoltam a lizinfermentációból származó hulladék (CMS) komplexképző sajátosságait 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 (*Eichhornia 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.

6. AZ EREDMÉNYEK GYAKORLATI HASZNOSÍTHATÓSÁGA

1. A vegetációs vizsgálat és az ásványtani felmérés eredményei bizonyították, hogy a hiperspektrális távérzékelés alkalmas a nehézfémekkel terhelt területek megbízható, költséghatékony környezetállapot értékelésére. A hiperspektrális technológia révén gyorsan, nagy mennyiségű információt kapunk egyes szennyezett területekről, amelyek alapját képezhetik a részletes környezetmérnöki munkálatoknak, illetve mintavételi stratégiának.
2. A hazai gyakorlatban elterjedt és drága kémiai, fizikai eljárások mellett a vizes közegben költségtakarékosabb rizofiltrációs módszertani fejlesztésre került sor. A kagylótutaj, a vízijácint és CMS komplexképző jelenlétében a nád és a sás alkalmas a potenciálisan toxikus elemek rizofiltrációjára.
3. Nagy térbeli kiterjedésű, és nagy tömeget érintő nehézfém szennyezés kármentesítése fitostabilizációval valósítható meg költséghatékonyan. Ezt alapozták meg földtani közegben végzett vizsgálataink, amely alapján fitostabilizációra nagy biztonsággal az angolperje növényfajt javasoljuk, 5% - os szennyvíziszap komposzt kijuttatása mellett.
4. A fejeskáposztával végzett csíranövény tesztet javaslunk nehézfémekkel terhelt földtani közegek fitotoxikológiai vizsgálatára. Mivel a salátáénál nagyobb a fejeskáposzta nehézfém bioakkumulációja és a stresszel szembeni érzékenysége, megbízhatóbb és pontosabb toxikológiai eredményeket biztosít.
5. A NITON XLt 700-as FPXRF adatai alapján a számított becslőegyenletek alkalmasak adott nehézfémek pontos meghatározására a részletes környezetállapot felmérés során. Ezzel jelentősen csökkenhet a mintavételi költség az ICP-OES-hez képest. Ennek eredményeképpen a magasabb mintasűrűség alkalmazható a környezetmérnöki munkák során, amellyel területi pontosság nagymértékben javítható.

7. A TÉZISFÜZETBEN HIVATKOZOTT IRODALOM

1. 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.
2. 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.
3. 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.
4. 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.
5. 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.
6. Renoux, A.; Tyagi, R.; Samson, R. 2001. Assesment of toxicity reduction after metal removal in bioleached sewage sludge. *Water Research*. **35**. 1415-1424.
7. 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.
8. Simon, L. 2004. Fitoremediáció. Környezetvédelmi füzetek. BME-OMIKK. Budapest. 57.
9. Soltz, E.; Greger, M. 2002. Accumulation propeties of As, Cd, Cu, Pb and Zn by four wetland species growing on submerged mine tailing. *Enviromental and Experimental Botany*. **47**. 271-280.
10. 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.
11. Tamás, J. 2002. Rizofiltrációs technológia kidolgozása nehézfémek bioakkumulációjára, Kutatási Részjelentés I., OM Biotechnológia. BIO-00066/02.

12. 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.
13. 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.
14. Vér, Zs. 2006. Talajok különböző oldhatóságú nehézfém tartalmának vizsgálata a Keszthelyi Országos Műtrágyázási Tartamkísérletben. Doktori disszertáció. Keszthely.
15. Zárny, 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.

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 távérzékelt 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 Debreceniensis. 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: Jávora, 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. – Csépi, N.I. – Jávori, 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 távérzékelési adatok és laboratóriumi spektrofotometriás klorofill-tartalom összefüggés-vizsgálata. [In: VIII. Magyar Biometriai és Biomatematikai Konferencia, Összefoglalók gyűjteménye]. Corvinus Egyetem. Budapest. 37.

