



MOdern mérnöki eszköztár **Kockázat-** **alapú Környezetmenedzsment** **megAlapozásához**

Nemzeti Kutatási Fejlesztési Programok

NKFP 3-020-05

I. Munkaszakasz

Tanulmány

BME III.4a.7. Fémszulfid szennyezettség komplex kémiai és biológiai kioldásának követése talaj mikrokozmoszban

Vaszita Emese

2006. szeptember 15.

Komplex kémiai és biológia kioldás modellezése talaj mikrokozmoszban

Gruiz Katalin, Vaszita Emese és Szabó János

Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem, Szt. Gellért tér. 4., 1111-Budapest
Telefon: (361) 463 2347 Fax: (361) 463 2598; Email: gruiz@mail.bme.hu

Összefoglaló

A szulfidos ércet is tartalmazó meddőközet mállása és esővíz általi kilúgzása biológiai kioldással párosul. A szulfidtartalmú ércben lévő piritből vagy a pirit kémiai oxidációjával létrejött elemi kénből, mint redukált szubsztrátokból a kénbaktériumok képesek energiát nyerni, miközben a kenet kénsavvá oxidálják. Az így keletkezett kénsavoldat intenzív kioldó és mállasztó hatása felgyorsítja a mállási folyamatokat és a meddőközetben lévő fémek kioldódását (Bosecker, 1997)

Hosszú-távú (három év) laboratóriumi mikrokozmosz kísérletben szimuláltuk a Mátra hegység, Gyöngyösorosi felhagyott bányászati terület Toka patak vízgyűjtőjében található pirit és más szulfidtartalmú bányameddőhányókban zajló kémiai és biológiai kioldási folyamatot, amelynek savas és fémmel telített csurgaléka szennyezi a környező talajt és felszíni vizet.

A laboratóriumi talaj mikrokozmoszban két természetes folyamatot vizsgáltunk: 1. bányameddő komplex kémiai és biológiai fém-kioldási folyamatát esővíz hatására és 2. a kioldott fémek másodlagos adszorpcióját talajon.

A kísérlet célja, hogy területspecifikus kvantitatív paramétereket nyújtson a környezeti kockázat felméréséhez és a kockázatcsökkentés megtervezéséhez (Gruiz et al. 2001, 2005, 2006).

1. Komplex kioldás: esővíz kioldó hatását modelleztük, hogy megítélhessük a terület jellegzetes bányameddő anyagának esővíz hatására bekövetkező viselkedését, a változásokat, a mállási folyamatokat, a mikrobiológiai folyamatokat, a lehetséges és várható kibocsátást fémenként. Ezeket a paramétereket a kibocsátás és a környezeti koncentráció számításához használtuk fel. Három egymást követő helyzetet vizsgáltunk időrendi sorrendben: **a. kezdeti kioldási fázis**, átlagos éves eső hatására, **b. száraz időszak** alatti kioldás az átlagos éves esőmennyiség 1/3 részével, **c. végső kioldási fázis**, átlagos éves esőmennyiséggel előző kioldási fázisok során fémszulfidokban elszegényedett bányameddőből.

2. Kioldott fémek adszorpciója talajon: A bányameddőhányok anyagának komplex kioldásából származó csurgalék érintkezik a környezetében található talajjal. Fémszorpció mérésére a komplex kioldási kísérletből származó savas csurgalékot átcsurgattuk talajon. A fémek megkötését talajon kétféle talajjal vizsgáltuk talaj mikrokozmoszban: egy humuszos erdőtalajjal (E) és egy agyagos (A) talajjal. A kapott eredmények alapján kiszámítható, a toxikus fémek (As, Cd, Pb, Zn) megkötése talajon és a fémek vízfázis és a talaj közötti megoszlása a talaj- csurgalék érintkezés után. A komplex kioldási kísérlet nyomán követi az egyes fémek kioldási hatásfokát változó vízmennyiség hatására és vizsgálja a talaj puffer- és szorpciós kapacitását. A fémszorpciós kísérlet pedig meghatározza a kockázat megoszlását a csurgalék és a környező talaj között. **Anyagok és Módszerek**

1. Komplex kioldás

A meddőközetből esővízzel való kioldást több mint három éves kísérlet során, 4 reaktorban modelleztük. Két tipikus esetet vizsgáltunk: 1.1. komplex kioldást bányameddőből, két darab párhuzamos, csak meddőanyagot tartalmazó mikrokozmoszban (M1, M2) és 1.2. komplex

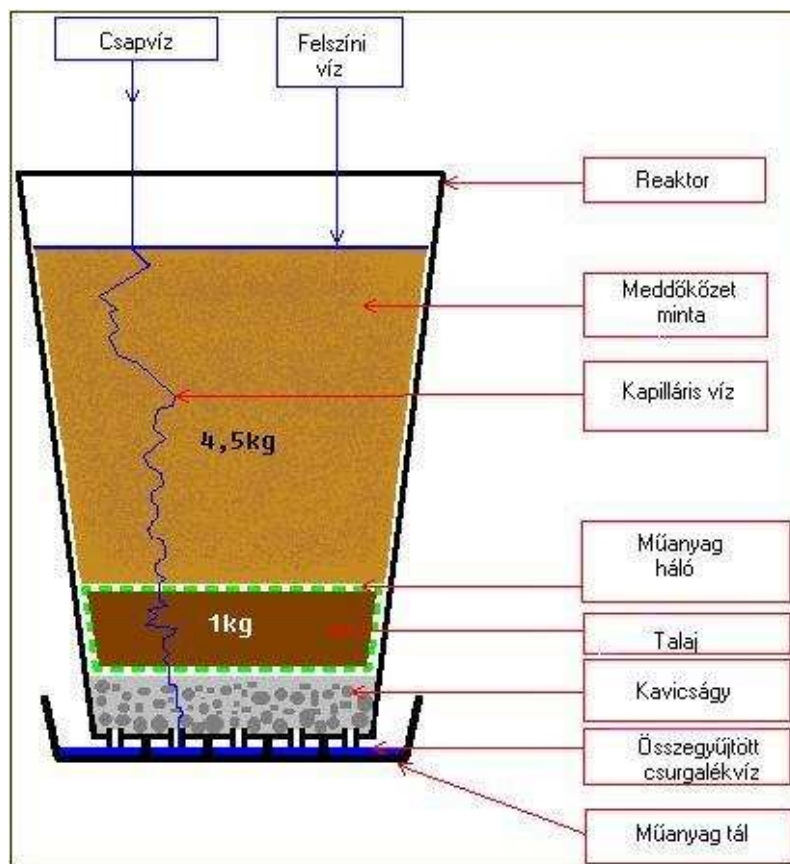
kioldást talajon szétszórt meddőanyagból, két darab párhuzamos, talajrétegre helyezett meddőréteget tartalmazó reaktorban (T1, T2). A modellkísérletben Gyöngyösorsoszi bányászati területről származó bányameddő anyagot és erdőtalajt használtunk. A kioldási modellkísérletekhez felfele bővülő szájú műanyagból készült töltött oszlopreaktorokat használtunk.

1.1. Talajréteget is tartalmazó reaktorok (T1, T2) (1. ábra)

A 6 literes műanyag reaktor-tartályok talpán körkörösén a talp külső szegélye mentén több 6 mm átmérőjű, lyukat fúrtunk, azért, hogy a reaktorban keletkezett csurgalékvíz kifolyhasson. Ezután, 5 cm vastag kavicságyat helyeztünk a reaktor fenekére, melyen a csurgalékvíz átfolyhatott.

A kavicságyra 1 kg talajt tettünk egy réteget alkotó poliamid hálóban elhelyezve, úgy, hogy a talaj tökéletesen kitöltse a reaktor fala és a háló közötti rést. A víz a kb. 6-8 cm vastag talajrétegen folyhatott át. A talajréteget 4,5 kg aprított meddőkőzettel borítottuk be.

A csurgalékvizet a reaktor fenekén található műanyagtálban gyűjtöttük össze. A tál a reaktorral azonos műanyagból készült. A tál aljzatának koncentrikus mintázata megakadályozta a csurgalékvíz és a reaktor feneké közötti kontaktus létrejöttét.



1. ábra.: A kioldási kísérletekhez használt laboratóriumi modell-reaktor

1.2. Talaj nélküli reaktorok (M1, M2)

A talajréteget is tartalmazó mikrokozmoszhoz hasonlóan még két reaktor készült, ezekből azonban hiányzott a kőzet alatt elhelyezkedő talajréteg.

A kísérletben az esővizet csapvízzel helyettesítettük. A meddőanyag felszínére permetezéssel és atmoszással öntött vízmennyiséget a többéves átlagos (756 mm/m²/év) eső szerint határoztuk meg (OMSZ, 2002). Átlagos eső szimulálásakor a reaktorban elhelyezett meddőanyag felszínére (154 cm²) havonta 960 ml csapvizet, míg száraz időszak

szimulálásakor csak 320 ml-t öntöttünk. Permetezéssel, havonta négy alkalommal enyhe esőt, atmoszával pedig havonta egy alkalommal történő erősebb intenzitású esőt szimuláltunk. Mintavételkor megmértük a csurgalékvíz mennyiségét, pH-ját és As, Cd, Cu, Pb, Zn koncentrációját.

A kísérletben használt meddőanyag és talaj összes fémtartalmát királyvizes feltárás után (HCl:HNO₃=3:1 arányú elegye, MSZ 21470-50:1998 szerint) ICP atomemissziós spektroszkópiás méréssel mértük, mobilis fémtartalmát, ammónium-acetát + ecetsav + EDTÁ-s (Lakanen-Erviö kivonat, 1:10 talaj–oldószer arány, MSZ 20135:1999 szerint) kivonatban ICP atomemissziós spektroszkópiás méréssel.

Köveztük a mikrokozmosz hőmérsékletének változását szobahőmérséklet függvényében. Mind a négy mikrokozmoszban meghatároztuk a kénsavbaktériumok számát, mivel kulcsszerepük van a bányameddő fémszulfidjainak biológiai kioldásában. (recept W. Sand)

2. Kioldott fém adszorpciója talajon:

Átfolyásos mikrokozmosz kísérletben szimuláltuk két talaj-típus (erdőtálat és agyagos talaj) fémmegkötési kapacitását. A humuszos erdőtálat és agyagos talajt tartalmazó mikrokozmoszokat 3:5 arányban mostuk át a komplex kioldási kísérletből származó toxikus fémet tartalmazó csurgalékkal. Az így keletkezett másodlagos csurgalék As, Cd, Cu, Pb, Zn tartalmát megvizsgáltuk. Az erdő és agyagos talaj összfémtartalmát a csurgalék átfolyatása/atmoszás előtt, valamint után is megvizsgáltuk.

Eredmények

Minden mikrokozmosznak, a természetes ökoszisztémákhoz hasonlóan, saját sorsa, evolúciója van, tehát az azonos összeállítású reaktoroktól nem várhatunk el azonos eredményt.

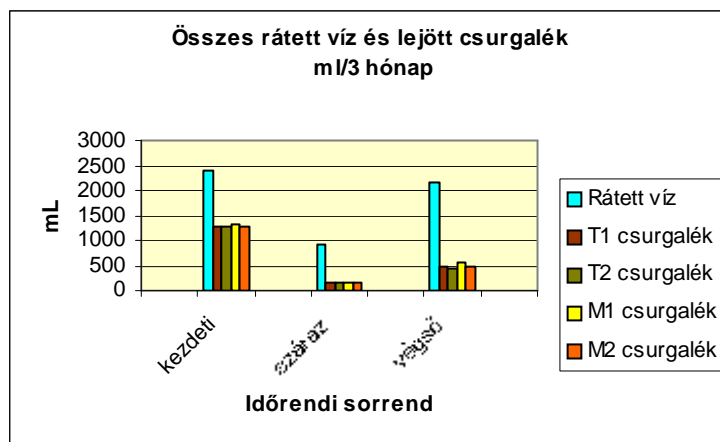
1. Komplex kioldás

A komplex kioldási kísérlet eredményeit három, időrendben egymást követő modellezett helyzet szerint értékeltük: **a.** folyamat kezdeti fázisa, a stacionárius egyensúly beálltáig, átlagos éves esőnek megfelelő vízbevitellel **b.** száraz időszak modellezése, az átlagos eső 1/3-ának megfelelő vízbevitellel. **c.** a folyamat végső fázisa, kioldás átlagos éves esőnek megfelelő vízbevitellel az előző fázisok során kioldásnak kitett fémekben szegény meddőanyagból.

Az eredmények összehasonlíthatósága érdekében a három időszakra jellemző mért és számított paramétereket 3 hónapra vonatkoztatva adtuk meg.

1.1 Vízmennyiség

Az eső általi vízbevitelt és a keletkezett csurgalék mennyiséget idő függvényében egy összesített ábrán mutatjuk be (2. ábra), külön a három szimulált esetre, reaktoronként.



2. ábra Vízbevitel és keletkezett csurgalék 3 hónapra vonatkoztatva

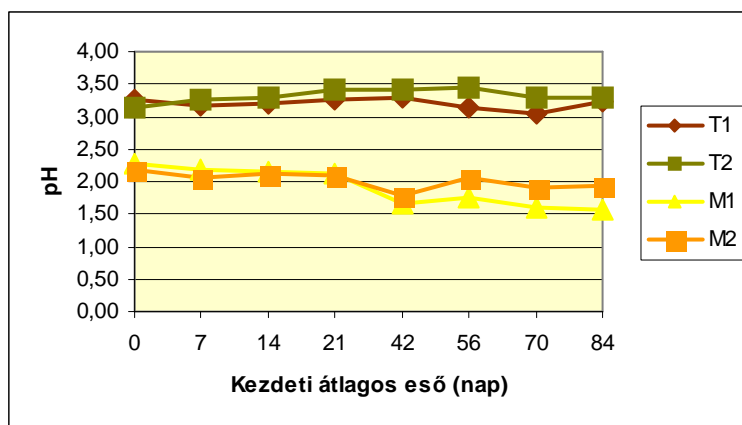
Átlagos eső szerinti vízbevitellel a vízmennyiség kb. ½ -e folyik le csurgalékként, míg esőben szegény időszakokban csak az kb.1/5-e. (2 ábra)

1.2 Kénsavbaktériumok meghatározása

A szulfidtartalmú meddőanyag biológiai oxidációja és kémiai degradációja a mikrokozmoszban savas környezetet és hőmérsékletnövekedést idéz elő. A savasodás a hozzáadott vízmennyiség és a kénsavbaktériumok koncentrációjának függvénye. A három legfontosabb kénsavbaktérium (kemolitotróf thiobacillusok), a *Acidithiobacillus ferrooxidans*, *Acidithiobacillus thiooxidans* és *Thiomonas intermedia* (W.Sand et al, 2006). Ezek a baktériumok elősegítik a kénsavtermelést a fémszulfidok biológiai oxidációjának köszönhetően, jelenlétük jelzi a végbemenő biológiai oxidációt. Három párhuzamos hígítási sorban végzett mérés során a mikrokozmosz meddőközetében mért átlag *A. thiooxidans* sejtszám $1,1 \cdot 10^3$ sejt/g minta, ami a négy reaktorban mért átlag. Átlagban az *A. thiooxidans* kénsavbaktérium sejtszám nulláról $1,1 \cdot 10^3$ -re nőtt, ami a minta elsavasodását eredményezte (Szabó, 2003).

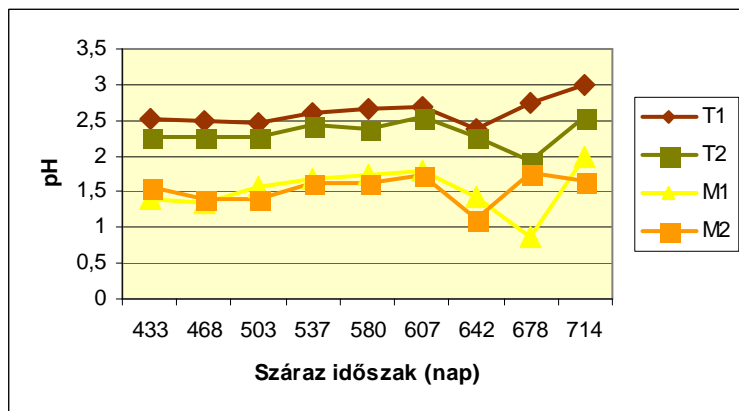
1.3 Csurgalék pH változása

A két meddőtartalmú mikrokozmosz, valamint a két meddőanyag és talajréteget tartalmazó mikrokozmosz csurgalékának pH változását a három modellezett időszakra a 2, 3 és 4 ábrán mutatjuk be. A folyamat kezdeti időszakában, valamint az azt követő esőszegény időszakot modellező periódusban, a meddőanyagot tartalmazó mikrokozmosz pH-ja egy pH egységgel alacsonyabb a meddő és talajréteget tartalmazó mikrokozmosz pH- jához képest. (3. és 4. ábra)



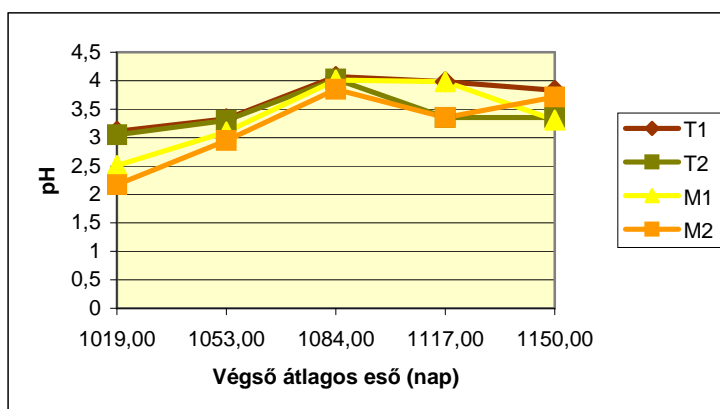
3. ábra pH változása idő függvényében, kezdeti időszakban

Száraz időszakban, a mikrokozmoszból származó csurgalék pH-ja sokkal alacsonyabb (pH= 1,5 és 2,5) az átlag esőt szimuláló időszakhoz képest (pH= 2 és 3,2) (3. ábra).



4. ábra pH változása idő függvényében, száraz időszakban

A száraz időszakot követő időszakban az átlagos esővel keletkezett csurgalék pH-ja a kioldási folyamat végső fázisában fokozatos növekedést mutat 3,5 és 4 pH-ig (5. ábra).



5. ábra pH változása idő függvényében, végső időszak

1.4 Csurgalék fémkoncentrációja 1. táblázat Csurgalékmennyiség, átlag fémkoncentráció és éves eső szimulálással kioldott fémmennyiség a kioldás kezdeti időszakában

Fém	M1			M2		
	V csurgalék (L)	Konc. csurgalék (mg/L)	m fém (mg/4,5 kg)	V csurgalék (L)	Konc. csurgalék (mg/L)	m fém (mg/4,5 kg)
As	1,33	1,02	1,35	1,27	0,47	0,60
Cd	1,33	1,46	1,95	1,27	0,94	1,19
Cu	1,33	5,25	6,98	1,27	4,17	5,28
Pb	1,33	3,54	4,71	1,27	3,61	4,58
Zn	1,33	175,92	233,97	1,27	151,13	191,48

Az átlag fémkoncentráció: As: 0.741 mg/l; Cd: 1.20 mg/l; Cu: 4.71 mg/l; Pb: 3.58; Zn: 163.53 mg/l. A csurgalék fémkoncentrációja minden egyes fém esetén a felszín alatti vízre megszabott B határérték 10 vagy 100 szorososa. Az As 30-szorosan, a Cd 240-szorosan, a Cu 24-szorosan, az Pb 350-szorosan, a Zn 800-szorosan lépi túl a B határértéket.

2. táblázat A meddőt tartalmazó mikrokozmosz csurgalék mennyisége, átlag fémkoncentrációja és száraz időszak szimulálással kioldott fémmennyisége

Fém	M1			M2		
	V csurgalék (L)	Konc. csurgalék (mg/L)	m fém (mg/4,5 kg)	V csurgalék (L)	Konc. csurgalék (mg/L)	m fém (mg/4,5 kg)
As	1,61	15,74	25,34	1,617	21,95	35,49
Cd	1,61	3,56	5,73	1,617	2,88	4,66
Cu	1,61	17,67	28,45	1,617	20,31	32,84
Pb	1,61	3,83	6,17	1,617	6,15	9,94
Zn	1,61	508,72	819,04	1,617	623,14	1007,62

3. táblázat A meddőt tartalmazó mikrokozmosz csurgalék mennyisége, átlag fémkoncentrációja és végső szakaszban, átlagos eső szimulálással kioldott fémmennyisége

Fém	M1			M2		
	V csurgalék (L)	konc. csurgalék (mg/L)	m fém (mg/4,5 kg)	V csurgalék (L)	konc. csurgalék (mg/L)	m fém (mg/4,5 kg)
As	1,22	0,11	0,13	1,049	0,2	0,21
Cd	1,22	0,63	0,77	1,049	0,72	0,76
Cu	1,22	0,59	0,72	1,049	1,01	1,06
Pb	1,22	6,08	7,42	1,049	6,31	6,62
Zn	1,22	36,36	44,36	1,049	68,64	72,00

5. Kioldott fémmennyiség

Kiszámítottuk a kioldott fémmennyiséget a kísérlet három egymást követő időszakát szimuláló paraméterek szerint. Bár az 1. 2. és 3. táblázatból az következik, hogy a száraz időszakban oldódott ki a legtöbb fém, tekintettel a csurgalék magas fémkoncentrációjára és a kioldás időtartamára (leghosszabb kioldási szakasz), az egységnyi időszakra vonatkoztatott kioldott fémmennyiség szerint a kezdeti időszak kioldási hatásfoka a legnagyobb. Ahhoz, hogy a három különböző időszakban kioldott fémmennyiség és a kioldási hatásfok összehasonlítható legyen, a mikrokozmoszból kioldott fémmennyiséget mg fém/kg meddőanyag/3 hónap egységben adtuk meg. A kezdeti átlag esővel, valamint az azt követő száraz időszakban és a záró átlag esős időszak alatt kioldott fémmennyiséget a 4., 5., és 6. táblázatban mutatjuk be (Gruiz et al., 2006).

4. táblázat Kezdeti időszakban kioldott egységnyi fémmennyiség

Fém	Kezdeti időszak, átlag eső	
	M	T
	kioldott fém mg/kg/3hónap	kioldott fém mg/kg/3hónap
As	0,22	0,02
Cd	0,35	0,10
Cu	1,4	0,13
Pb	1,0	0,49
Zn	47,0	11,0

5. táblázat Száraz időszakban kioldott egységnyi fémmennyiség

Fém	Száraz időszak	
	M	T
	kioldott fém mg/kg/3hónap	kioldott fém mg/kg/3hónap
As	0,11	0,01
Cd	0,11	0,07
Cu	0,66	0,14
Pb	0,17	0,10
Zn	19,7	10,1

6. táblázat Végső időszakban kioldott egységnyi fémmennyiség

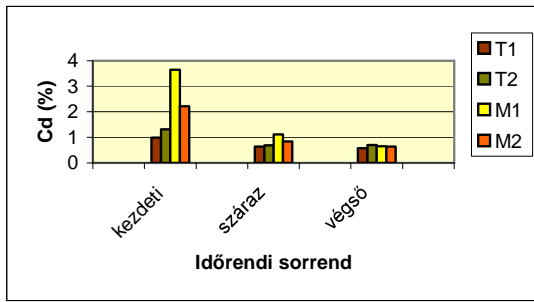
Fém	Végső időszak, átlag eső	
	M	T
	kioldott fém mg/kg/3hónap	kioldott fém mg/kg/3hónap
As	0,01	0,01
Cd	0,04	0,07
Cu	0,05	0,08
Pb	0,33	0,59
Zn	3,6	8,8

A kioldott fémmennyiség nem mindig arányos a szimulált esőmennyiséggel: az éves eső 1/3-át szimuláló időszakban (száraz időszak) az M mikrokozmoszból kioldott Zn, Cd és As mennyiség csak a kezdeti átlagos éves esőt modellező időszak felére csökkent, bár a csurgalék sokkal töményebb volt. Az első és az azt követő száraz időszakban a talajréteget is tartalmazó mikrokozmoszból (T) kevesebb

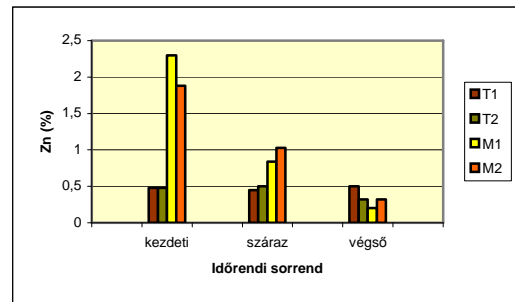
fém oldódott ki, mint az M mikrokozmoszból. A végső időszakban azonban, a T mikrokozmoszból kioldódott egységnyi fémmennyiség nagyobb, mint az M-ből kioldódott, de állandó a 3 éves kísérlet során. A T mikrokozmoszban a talaj fémszűrő funkciója érvényesül, melyet a kísérlet végén a mikrokozmosz talajának és meddőrétegeinek koncentráció vizsgálatával fogunk igazolni.

6. Kioldási hatásfok

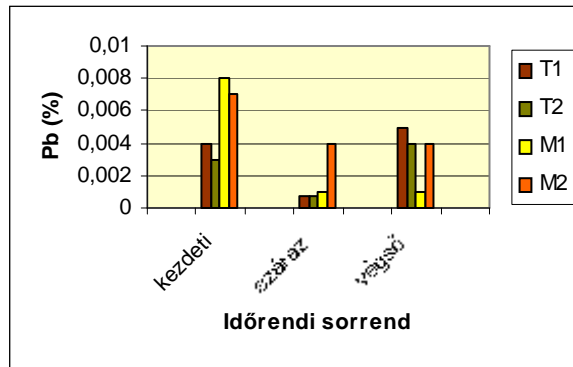
Kiszámítottuk a kioldási hatásfokot (%) fémenként (As, Cd, Cu, Pb, Zn) a mikrokozmosz eredeti meddőanyagának átlag össz- és mobilis fémtartalmához viszonyítva. A kioldási hatásfokot három hónapra vonatkoztatott időegységben adtuk meg (kioldott fém %/3 hónap) a kísérlet kezdeti, az azt követő száraz és végső időszakára. A folyamat első szakaszában a legnagyobb kioldási hatásfok, a M1 és M2 mikrokozmoszban tapasztalható. A kezdeti szakaszt követő száraz időszakban a kioldási hatásfok a felére csökkent (6. ábra). A Cd és Zn kioldási hatásfoka erőteljesen lecsökkent a folyamat végső szakaszában, az Pb esetén azonban az előző időszakhoz képest háromszoros növekedés látható (8. és 11. ábra).



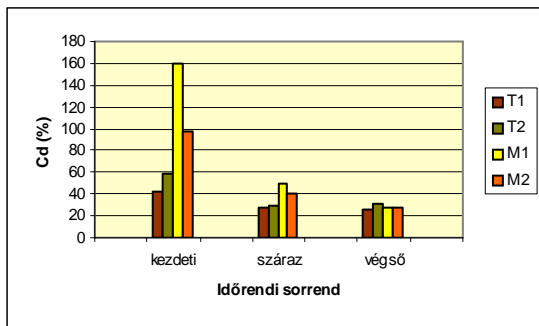
6. ábra Cd összfémkoncentrációhoz viszonyított kioldási hatásfoka (Cd%/3 hónap)



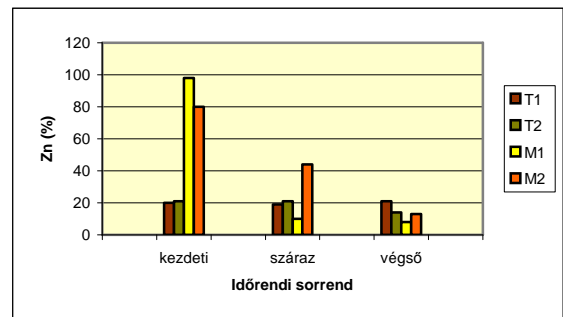
7. ábra Zn összfémkoncentrációhoz viszonyított kioldási hatásfoka (Zn%/3 hónap)



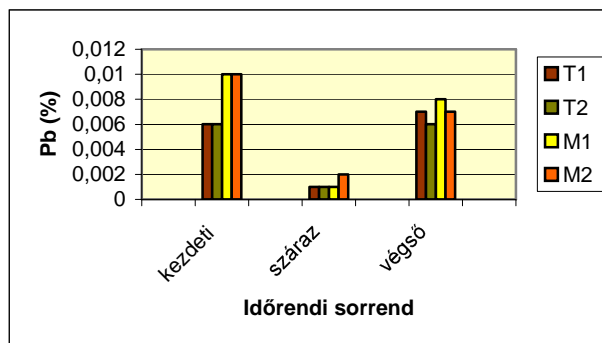
8. ábra Zn összfémkoncentrációhoz viszonyított kioldási hatásfoka (Zn%/3 hónap)



9. ábra Cd mobilis fémkoncentrációhoz viszonyított kioldási hatásfoka (Cd%/3 hónap)



10. ábra Zn mobilis fémkoncentrációhoz viszonyított kioldási hatásfoka (Zn%/3 hónap)



11. ábra Pb mobilis fémkoncentrációhoz viszonyított kioldási hatásfoka (Pb%/3 hónap)

A mikrokozmosz kioldási kísérlet paramétereit a kvantitatív veszély- és kockázatfelmérésben használtuk fel. A kioldási kísérlet paramétereivel kiszámítható a hosszú-távú szennyezőanyag kibocsátás, a szennyezőanyag csökkenés a talaj természetes puffer-hatásának köszönhetően és az előrejelezhető környezeti kockázat (Gruiz et al. 2005).

A talaj szűrő funkciója a szennyezőanyagok fizikai, kémiai és biológiai úton történő megkötését, átalakítását, valamint visszatartását egyaránt jelenti. További kísérletben vizsgáltuk a talaj kockázatcsökkentő hatását, fém-adszorpcióját. **Kioldott fém adszorpciója talajon:** Rövidtávú átfolyásos mikrokozmosz kísérletben vizsgáltuk a bányameddőhányok anyagának komplex kioldásából származó fémmel telített savanyú csurgalék érintkezését a környezetében található talajjal, illetve a csurgalék semlegesítésének folyamatát. A valóságban ez egy gyakori eset, a meddőhányók környékén lévő talajok mintegy kiszűrik a csurgalék fémtartalmát, ezért azok a talajok ionos fémekkel nagymértékben szennyezettek. Ez a folyamat látens kockázatot jelent (Gruiz et al., 2002), mivel a talaj megkötőképessége és visszatartóképessége miatt a kioldott fémtartalom nem jelentkezik azonnal, pl. a felszíni vizekben vagy a talajvízben, viszont hosszútávú folyamatokban a talajok telítődéséhez, megkötőképességük (adszorpció, ioncsere, stb.) kimerüléséhez vezet és hirtelen fémkibocsátást okozhat.

A kioldási kísérletből is láthattuk, hogy viszonylag kis mennyiségű talaj is milyen nagy mennyiségű kioldott fémet képes megkötni, és ezzel semlegesíteni a toxikus csurgalék káros hatását.

A humuszos erdőtalajt és agyagos talajt tartalmazó mikrokozmoszokat 3:5 arányban mostuk át a komplex kioldási kísérletből származó toxikus fémet tartalmazó csurgalékkal. A mikrokozmosz talajának As, Cd, Cu, Pb, Zn koncentrációját megmértük a fémmel terhelt csurgalék egyszeri átfolytatása előtt és után. Megvizsgáltuk az erdőtalajon és az agyagos talajon átfolyt másodlagos csurgalék As, Cd, Cu, Pb, Zn koncentrációját. A fémek megoszlását a keletkezett másodlagos csurgalék és a talaj között a 8. táblázat foglalja össze.

8. táblázat Fémtartalom megoszlása talaj és csurgalék között egyszeri rövid átfolytatással

Fém	Csurgalék konc. (µg/ 50ml)	Erdő talaj másodl.csurg. (µg/l)	Agyagos talaj másodl.csurg. (µg/l)	Erdő talaj másodl.csurg. % fém	Agyagos talaj másodl.csurg. % fém	Erdő talaj fémszorp. % fém	Agyagos talaj fémszorp. % fém
As	27,5	0,6	0,4	2,18	1,45	97,82	98,55
Cd	31,5	19	1,3	60,32	4,13	39,68	95,87
Cu	195	50	3	25,64	1,54	74,36	98,46
Pb	144	14	5	9,72	3,47	90,28	96,53
Zn	6200	3 230	319	52,1	5,15	47,9	94,85

Az agyagos talaj fém-adszorpció kapacitása már egyszeri átfolytatás után nagyobb az erdőtalajéhoz képest: háromszor (3) több Cd és kétszer (2) több Zn kötődik meg az agyagos talajon, mint az erdőtalajon (8. táblázat).

A Cd és a Zn esetében egyetlen csurgalék–talaj találkozás elegendő volt, hogy az eredetileg szennyeztelen talaj e két fém szempontjából a szennyezettségi határérték fölé kerüljön, vagyis elfogadhatatlan kockázatot képviseljen.

Következtetések

A laboratóriumi talaj mikrokozmosz kísérletek alkalmasak szabadföldön nem kimérhető folyamatok laboratóriumi szintű modellezésére. A kísérlet során komplex folyamatok és azok paramétereit nyomon-követhetőek, ugyanakkor felállíthatók különböző scenáriók. A kísérlet

eredményeképpen a kockázatszámításhoz szükséges olyan paramétereket kapunk meg, amelyeket a terület egyszeri felmérése alapján nem ismerhetünk meg.

A szulfidérces meddőből származó szennyezőanyag transzport két jellegzetes útvonalát modelleztük talaj mikrokozmoszban: komplex kioldást és fémadszorpciót talajon, illetve megoszlást a talaj fázisai között.

A komplex kioldást modellező talaj mikrokozmosz kísérlet jellegzetes paramétereit felhasználtuk a gyöngyösoroszi érc és ásványbánya területén található szennyezőforrások hosszútávú fémkibocsátásának kvantitatív becslésére, a kibocsátás természetének és sorsának megismerésére.

A szorpciók kísérlet segítségével a szennyezőanyag talajfázisok között megoszlását modelleztük

Számításaink szerint az átlagkoncentrációjú bányameddőhányókból néhány év alatt kioldhatóak a mobilis fémek (Zn és Cd) a területre jellemző átlagos esőmennyiséggel. A kísérletből számított kioldási hatások szerint egy átlagos fémtartalmú meddőhányó esetén a Cd 3 évre, míg a Zn 6 évre jelent utánpótlást a kioldáshoz. Az Pb, azonban csak 0,1 % oldódik ki 3 év alatt.

A szorpciók illetve megoszlási kísérletekből kapott eredmények alapján követhető a csurgalék további sorsa, a vízfázis és a talaj közötti megoszlása. A talaj védi a felszíni vizet a fémek visszatartásával, de ugyanakkor ő maga elszennyeződik, ezzel veszélyezteti a táplálékláncokat és az embert. A további kockázatos transzportot a tápláléklánc, illetve a bioakkumuláció.

Irodalom

- Bosecker, K.(1997): Bioremediation: metal solubilization by microorganisms, FEMS Microbiology Reviews 20 591-604
- Gruiz, K.; Horváth B.; Molnár, M. and Sipter, E. (2000): When the chemical bomb explodes – Chronic risk of toxic metals at a former mining site – In: ConSoil 2000, Thomas Telford, Leipzig, pp. 662–670.
- Gruiz K.; Horváth B. és Molnár M. (2001): Környezettoxikológia – Vegyi anyagok hatása az ökoszisztémára, Műegyetemi Kiadó, Budapest
- Gruiz K.; Vaszita E. and Siki Z. (2005) Risk based management of the Hungarian demonstration site, Toka Valley, Gyöngyösoroszi – In: Proceedings CD, Dipolmine Training Course and Conference, Budapest, 4–8 July, 2005.
- Gruiz K.; Vaszita E. and Siki Z. (2005). Environmental Risk Management of Mining Sites with Diffuse Pollution, In: Conference Proceedings, CD 9th International FZK/TNO Conference on Soil-Water Systems, 3–7 October, 2005, Bordeaux, Theme F, Eds.: O. Uhlmann, G.J. Annokké, F. Arendt, pp. 2568–2574.
- Gruiz K.; Vaszita E. and Szabó J. (2006) Modelling of bioremediation in microcosms, In: Book of Abstracts, ISEB ESEB JSEB 2006, International Conference on Environmental Biotechnology, Leipzig, p.142.
- OMSZ (2002) Országos Meteorológiai Szolgálat, Meteorológiai adatok, 2002
- Szabó J. (2003): Risk assessment of acidic waste rock drainage in the region of Gyöngyösoroszi, Diplomamunka, Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem
- Sand W.; Jozsa P.; Kovacs Zs.; Sasaran N; Schippers A. (2006): Long-term evaluation of acid rock drainage mitigation measures in large lysimeters, In: Journal of Geochemical Exploration, xx(2006) xxx-xxx