

Fémmel szennyezett területek integrált kémiai és fitostabilizációja

Feigl Viktória¹, Atkári Ágota¹, Uzinger Nikolett², Gruiz Katalin¹

Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem, Mezőgazdasági Kémiai Technológia Tanszék, 1111 Budapest, Szent Gellért tér 4, Tel: (1) 463-2347, E-mail: gruiz@mail.bme.hu

Magyar Tudományos Akadémia Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézete, 1022 Budapest, Herman Ottó u. 15, Tel: (1) 224-3648

Bevezetés

Toxikus fémekkel szennyezett, nagy területre kiterjedő, diffúz szennyeződés környezeti kockázatának csökkentésére jelentős előnyökkel bír a bioremediáció. Kiemelkedő jelentőségű a fitoremediáció, azaz a növényekkel történő kockázatsökkentés.

A kockázatsökkentés egyik módja a fitostabilizáció, amikor a növényi takaróréteg fizikai jelenlétével akadályozza meg a szennyezett talaj, illetve a talaj szennyezőanyagai levegőbe, felszíni vagy felszín alatti vízbe és a táplálékláncba jutását. Fitostabilizációhoz toxikus fémeket tűrő, de föld feletti szerveikben toxikus fémeket nem akkumuláló növényeket kell alkalmazni, olyanokat, amelyek gyorsan nőnek és minél tökéletesebb, egybefüggő takaróréteget eredményeznek. A fitostabilizációt célszerű kémiai stabilizálással kombinálni, vagyis a növénytakaró kialakítása előtt vagy azzal párhuzamosan a szennyezőanyag mozgékonyságát és biológiai hozzáférhetőségét lecsökkenteni. Ez azt jelenti, hogy a szennyező fém kémiai formáját úgy változtatjuk meg, hogy az új forma kevésbé mozgékony, vízben és gyökérsavakban kevésbé oldható, a szilárd fázishoz erősebben kötődő vegyület formájában legyen jelen, mint korábban volt. A szennyezőanyag kémiai stabilitását elérhetjük a talaj fizikai-kémiai paramétereinek (pH, redoxpotenciál, szorpciós viszonyok változtatása) megváltozását eredményező fizikai, kémiai vagy biológiai kezeléssel vagy olyan kémiai vegyület alkalmazásával, amely a szennyezőanyaggal reakcióba lépve változtatja meg annak kémiai formáját. Talaj kémiai stabilizálására leggyakrabban olyan adalékanyagot használnak, amely a talajban csökkenti a fémek mozgékonyságát, ezáltal csökkenti a fémek biológiai felvehetőségét, gátolja a fémeket toxikus hatásuk kifejtésében, és ezzel elősegíti a növények megtelepedését.

A megfelelő stabilizálószer kiválasztása fontos része a sikeres kémiai kombinált fitostabilizáció végrehajtásának, ezért munkánk során célunk több lehetséges stabilizálószer kipróbálása és stabilizáló hatásuk vizsgálata volt. Modellterületként a Mátrában található Gyöngyösoroszi és Toka-patak völgye szolgált, ahol a korábbi cink- és ólombányászat következtében a terület toxikus fémekkel (Cd, Zn, Pb, Cu, As) nagymértékben szennyezett. Mikrokozmosz modellkísérletben vizsgáltuk az adalékanyagok hatását a gyöngyösoroszi talajokban lévő fémek kockázatát meghatározó jellemzőkre. Célunk egy olyan stabilizálószer kiválasztása volt, amely a fémek mozgékonyságát és biológiai hozzáférhetőségét a talajban hosszú távon és hatékonyan csökkenti, így kémiai stabilizációval kombinált fitostabilizációra alkalmazható. Mivel a kémiai fémformák a talajban kémiai analízissel ma még nem különböztethetőek meg egymástól egyértelműen, ezért integrált kémiai és biológia módszeregyüttessel követtük a fémek átalakulásait a stabilizációs folyamat során. Több különböző extrahálószerrel történő komplex fémkivonási eljárást alkalmaztunk, mely megkönnyíti az analitikai eredmények interpretációját és ezt kiegészítettük toxicitásvizsgálattal és bioakkumulációs tesztekkel.

Stabilizáció vizsgálata mikrokozmosz kísérletben

A Gyöngyösorszi területéről származó talajokkal a Nemzeti Kutatási és Fejlesztési Programok keretében, a szabadföldi kísérletek előkészítésére indítottunk mikrokozmosz kísérleteket a Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem Mezőgazdasági Kémiai Technológia Tanszékének (BME-MGKT) és Magyar Tudományos Akadémia Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézetének (TAKI) együttműködésében.

A kísérletben vizsgált talajok

A mikrokozmosz kísérletekben használt talajok a korábbi bányaterület két tipikus, de eltérő jellemzőkkel rendelkező szennyezett alterületéről származnak: 1. Gyöngyösorszitól délre, a Toka-patak öntésterületén található hobbikertekből és 2. Gyöngyösorszi északi határán, a patak egyik forrásának tekinthető Altáró, a néhai bányaudvar területéről.

A Toka patak által rendszeresen elárasztott kertek talaja jó minőségű öntéstalaj, évtizedek óta mezőgazdasági használatban áll. Korábban zöldséget, a szennyezettséggel párhuzamosan jelentkező toxikus hatás miatt ma többnyire bogyós gyümölcsöket termelnek. A terület nagymértékben szennyezett, a szennyezettség a pataktól távolodva erőteljesen csökken, ez az üledék, mint forrás szennyező hatására utal (Horváth és Gruiz, 1994, 1996).

A fitoremediációra kiszemelt területen az As, Cd, Cu, Hg, Pb és Zn tartalom a határérték felett van, az acetáttal kioldható, ún. mobilis fémtartalom a kadmium és cink esetében jelentős: Cd: 2,5 ppm, Zn: 338 ppm, ami a talaj összes Cd illetve Zn tartalmának 34%, illetve 24%-a (Feigl, 2005).

A Gyöngyösorszi bánya bejáratának környékén, azaz a bányaudvaron kialakított fitoremediációs kísérleti terület talaja feltöltés, kibányászott kőzet és hulladék érc törmelékével borított stabil meddőhányóról van szó. A közethatású talaj acetáttal kinyerhető mobilis fémtartalma a kiskertekből származóéhoz hasonló: Cd: 4 ppm és Zn: 483 ppm, ami a kiskertekénél nagyobb összes fémtartalom 19%-a, illetve 12%-a (Atkári, 2006).

A kísérletek leírása, stabilizáló hatású adalékanyagok

Három kísérletsorozatban a következő adalékanyagok kémiai stabilizáló hatását vizsgáltuk: 1. Oroszlányból származó, kétféle összetételű eröművi pernye 1, 2 és 5 tömegszázalékban alkalmazva, 2. mészhidrát (1 w%), nyersfoszfát (1 w%), alginít (1,5 w%), lignít (10 w%), valamint ennek a négy anyagnak a keveréke, 3. Tatabányáról származó pernye, almásfüzitői vörösiszap, Ráckeve-ről és Csepel-ről származó ivóvíztisztítási Fe-Mn hidroxid csapadékok 2 w% és 5 w% koncentrációban alkalmazva. A kísérletekben olyan adalékanyagokat próbáltunk ki, amelyek irodalmi adatok alapján (Vangronsveld et al., 1995, 1996, 2005) alkalmasak kémiai stabilizációra és Magyarországon rendelkezésre állnak.

A helyszínről származó homogenizált talajokat 2 kg-os edényekbe helyeztük, a nedvességtartalmat a kapilláris víztartó képesség 60%-ának megfelelő értékre állították be. A stabilizálószerrel kezelt mikrokozmoszok a TAKI speciális termosztát-szekrényében kerültek elhelyezésre. A talajmintákat 25 °C-on inkubáltuk, kéthónaponként átkevertük, víztartalmukat pótoltuk. A stabilizáló hatást hosszú távon követtük, a leghosszabb kísérlet 2 évig tartott. A stabilizációs kísérletek nyomon követésére az inkubált talajmintákból bizonyos időközönként mintát vettünk és integrált kémiai analízisnek és biológiai tesztelésnek vetettük alá.

A stabilizáció követése integrált kémiai-biológiai metodikával

A stabilizálószeres kísérletek monitoringjára integrált módszeregyüttest alkalmaztunk, amely a fizikai-kémiai analitika kombinálását jelenti biológiai-ökotoxikológiai tesztekkel. Az integrált módszer alkalmazásával részletesebb képet kaphatunk a szennyezett talaj környezeti kockázatáról. A kémiai és biológiai mérések megfelelő kombinációjával jellemezni tudjuk a szennyeződés kockázatát a talaj élővilága, a természetes növényzet, illetve a mezőgazdasági termékek, a talajvíz és a felszíni vizek szempontjából. A talaj, mint élőhely egyre nagyobb értéket képvisel, az élőhelyet veszélyeztető szennyezettség talajlakó élőlényeket alkalmazó ökotoxikológiai tesztekkel jellemezhető. A talajon élő, tenyésző növények nem csak mérgeződnek a szennyező fémektől, de fel is vehetik, sőt koncentrálnak azokat, amely a tápláléklánc növényevő tagjait közvetlenül, a húsevőket és a ragadozókat pedig a tápláléklánc vonalán veszélyezteti. Az élő rendszerekre gyakorolt hatások igen korlátozottan extrapolálhatóak a kémiai analitikai eredményekből, ezért célszerű a talaj közvetlen biológiai tesztelése (Gruiz et al., 2001, 2003).

A talajvízbe vagy a felszíni vízbe történő transzport modellezésére alkalmasak a fizikai-kémiai eljárások, pl. kivonatok készítése és elemzése, hagyományosan vizes és savas oldószeres kivonási módszerekkel modellezik a fémek transzportját a talajból a vizek felé. A növények által felvehető fémmennyiség modellezésére is ajánlanak egyes kutatók szerves savas és EDTÁ-s extrakciót, de ezek környezeti realitása, modellértéke vitatott.

Kísérleteink során a stabilizációs folyamatokat, azaz a fémek extrahálhatóságának csökkenését 4 különböző erősségű savas kivonatban mértük. Vizes, ammónium-acetátos (1:10 talaj-oldószer arány, MSZ 21978-9:1998 szerint) és ammónium-acetát + ecetsav + EDTÁ-s (Lakanen-Erviö kivonat, 1:10 talaj-oldószer arány, MSZ 20135:1999 szerint) kivonással, és a kivonatok fémtartalmának analitikai meghatározásával (ICP atomemissziós spektroszkópiás méréssel) követtük nyomon a fémek kivonhatóságának csökkenését. A stabilizálószeres és kontroll talajminták összes fémtartalmát királyvizes feltárás után (HCl:HNO₃=3:1 arányú elegye, MSZ 21470-50:1998 szerint) mértük és a mozgékonyabb frakciók mennyiségét ennek %-ában is megadtuk.

A kémiai analitikai mérések mellett nagy hangsúlyt fektettünk a biológiai hozzáférhetőség és az aktuális toxicitás mérésére, hogy a valóban ható szennyezőanyag hányadot és ezzel a kezelt talajok kockázatának csökkenését tudjuk követni. Ezért a talajok kémiai stabilizációjának folyamatát bakteriális és növényi toxikológiai, illetve növényi bioakkumulációs tesztekkel is követtük. A toxikológiai tesztek teljes talajra alkalmaztuk, amely biztosítja a direkt kontaktot és a kölcsönhatást a talaj, a szennyezőanyag és a tesztorganizmusok között (Gruiz et al., 1995, 2001, 2003).

A bakteriális tesztekkel, melyek közül a *Vibrio fischeri* lumineszcencia gátlási tesztet és az *Azotobacter agile* dehidrogenáz enzimaktivitás gátlási tesztet használtuk, egyszerűen és gyorsan vizsgálható a talajok toxikussága, baktériumokra gyakorolt gátló hatása és annak változása. A növényi tesztek két célt szolgáltak: egyrészt a talaj fitotoxicitásának és változásának nyomon követését, másrészt a fitostabilizációra alkalmazott és más természetű növények fémfelvételének, bioakkumulációjának vizsgálatát. A talaj fitotoxicitásának mérésére *Sinapis alba* (fehér mustár) gyökér- és szárnövekedés gátlási tesztet alkalmaztunk, a fémek bioakkumulációjának vizsgálatához pedig kidolgoztunk egy gyors és egyszerűen használható tesztet, mely során öt napos mustárnövények gyökerének és szárának fémtartalmát mérjük hidrogén-peroxidos és salétromsavas emésztés után ICP-AES-sel. A bioakkumulációs teszt előnye, hogy integrálja a biológiai és kémiai módszereket, jellemezhető vele a kölcsönhatásban lévő talaj-növény rendszer és direkt módon követhető a stabilizálószer hatása magán a célcsoporton (Gruiz et al., 1995, 2001, 2003).

A stabilizációs mikrokozmosz kísérletek eredményei

Pernye hatása fémmel szennyezett talaj kockázatára

Az első kísérletsorozatban Oroszlányból származó, „A” és „B” jelű, kétféle összetételű erőművi pernyét adagoltunk a Toka-patak menti kiskertekből származó talajhoz 1, 2 és 5 tömegszázalékban. A pernye gyöngyösoroszi talajra gyakorolt stabilizáló hatása mind a kémiai, mind a toxikológiai, mind pedig a bioakkumulációs tesztek alapján: hosszú távon csökkent a fémek mozgékonyágát, mind extrahálhatóságát, mind pedig biológiai hozzáférhetőségét.

Az alkalmazott pernyék közül az „A” jelű erősen lúgos, ($pH_A=12,6$), így stabilizáló hatását részben a talaj pH-jának eltolásával éri el ($pH_{talaj}=5,54 \rightarrow pH_{talaj+5\%A}pernye=7,15$). A „B” jelű pernye kevésbé lúgos ($pH_B=9,66$), így ennek talaj pH eltoló hatása kisebb ($pH_{talaj+5\%B}pernye=6,66$). A hosszú távú stabilizáló hatás annak köszönhető, hogy a talajhoz adva a szilikátokat tartalmazó pernye elősegíti a másodlagos szilikátok kialakulását (megfordítja a mállási folyamatokat), ezáltal a fémeket „visszaköti” az atom- vagy molekulárisba.

A kémiai analitikai eredmények alapján a pernye hozzáadása a talajhoz az extrahálható (kémiaiilag hozzáférhető) kadmium és cink mennyiségeket már 21 nappal a kezelés után lecsökkentette és a stabilizáló hatás két évvel a kezelés után is változatlanul megmaradt (1. és 2. táblázat). 5 w% „A” pernye hozzáadásának hatására a vízoldható Cd és Zn tartalom 99%-kal, az acetáttal extrahálható Cd és Zn tartalom 45–49%-kal csökkent. Az „A” és „B” pernye között nem látszott nagy különbség, és általános tendencia volt, hogy minél nagyobb mennyiségben alkalmaztuk a pernyét, annál jobban lecsökkent a kioldható fémtartalom, de az arányosság nem egyenes, ezért érdemes a pernye mennyiségét optimalni... Mi is ezt tettük, 2 és 5 között sejdítjük az optimumot, amely még a költség (szállítás) és a pernye esetleges kockázata ellenére hasznot hoz. Egyéb toxikus fémek kioldható mennyisége szintén csökkent, a leghatékonyabb kísérleti kombináció eredménye 68%-os csökkenést mutat az acetátban oldható ólom és 30%-os csökkenést az acetát-oldható réz mennyiségében. A vízoldható ólomkoncentráció a kimutatási határ alatt volt, míg a vízoldható rézmennyiség 66%-kal csökkent.

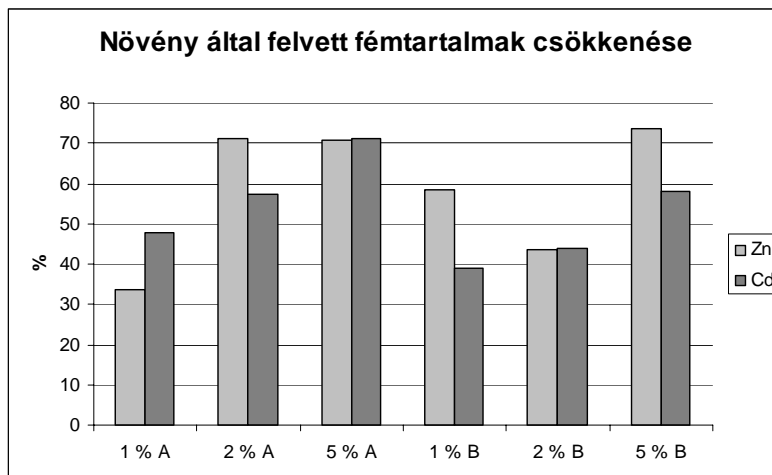
1. táblázat: Acetát-oldható Cd és Zn koncentrációk csökkenése
1, 2, 5% „A” pernye hatására, 25 hónappal a kezelés után

| acetátos kivonat | | Cd | Zn |
|--|-------|------|------|
| kezeletlen talaj | mg/kg | 2,25 | 302 |
| "A" pernye | mg/kg | <KH | <KH |
| talaj + 1% pernye; elméleti | mg/kg | 2,23 | 299 |
| talaj + 2% pernye; elméleti | mg/kg | 2,21 | 296 |
| talaj + 5% pernye; elméleti | mg/kg | 2,14 | 287 |
| talaj + 1% pernye; mért | mg/kg | 1,67 | 205 |
| talaj + 2% pernye; mért | mg/kg | 1,57 | 198 |
| talaj + 5% pernye; mért | mg/kg | 1,17 | 146 |
| elméletihez viszonyított csökkenés (mg/kg) | | | |
| 1% pernye; elméleti–mért | mg/kg | 0,56 | 95 |
| 2% pernye; elméleti–mért | mg/kg | 0,64 | 98 |
| 5% pernye; elméleti–mért | mg/kg | 0,97 | 141 |
| elméletihez viszonyított csökkenés (%) | | | |
| 1% pernye; elméleti–mért | % | 25,0 | 31,6 |
| 2% pernye; elméleti–mért | % | 28,8 | 33,0 |
| 5% pernye; elméleti–mért | % | 45,3 | 49,1 |

2. táblázat: A vízdoldható Cd és Zn koncentrációk csökkenése
1, 2, 5% „A” pernye hatására, 25 hónappal a kezelés után

| vizes kivonat | | Cd | Zn |
|--|-------|------|--------|
| kezeletlen talaj | mg/kg | 1,08 | 182 |
| "A" pernye | mg/kg | <KH | 0,43 |
| talaj + 1% pernye; elméleti | mg/kg | 1,07 | 179,88 |
| talaj + 2% pernye; elméleti | mg/kg | 1,06 | 178,06 |
| talaj + 5% pernye; elméleti | mg/kg | 1,03 | 172,63 |
| talaj + 1% pernye; mért | mg/kg | 0,40 | 47,84 |
| talaj + 2% pernye; mért | mg/kg | 0,16 | 10,24 |
| talaj + 5% pernye; mért | mg/kg | 0,00 | 0,32 |
| elméletihez viszonyított csökkenés (mg/kg) | | | |
| 1% pernye; elméleti–mért | mg/kg | 0,67 | 132,04 |
| 2% pernye; elméleti–mért | mg/kg | 0,90 | 167,82 |
| 5% pernye; elméleti–mért | mg/kg | 1,02 | 172,31 |
| elméletihez viszonyított csökkenés (%) | | | |
| 1% pernye; elméleti–mért | % | 62,5 | 73,4 |
| 2% pernye; elméleti–mért | % | 85,3 | 94,2 |
| 5% pernye; elméleti–mért | % | 99,7 | 99,8 |

A bakteriális és növényi toxikológiai tesztek eredményei egybehangzóak a kémiai eredményekkel, azaz a pernye adagolás hatására a talajok toxikussága csökkent. A bioakkumulációs teszt szerint 5 w% pernye adagolása a teszt növény által felvett Cd és Zn tartalmat „A” pernye esetében 70–70%-kal, „B” pernyét alkalmazva 58 és 74%-kal csökkentette (1. ábra).



1. ábra: *Sinapis alba* által bioakkumulált Cd és Zn mennyiségének csökkenése 1, 2, 5 w% pernyés kezelés hatására, 25 hónappal a kezelés után, a kezeltlen talajhoz = 0% viszonyítva

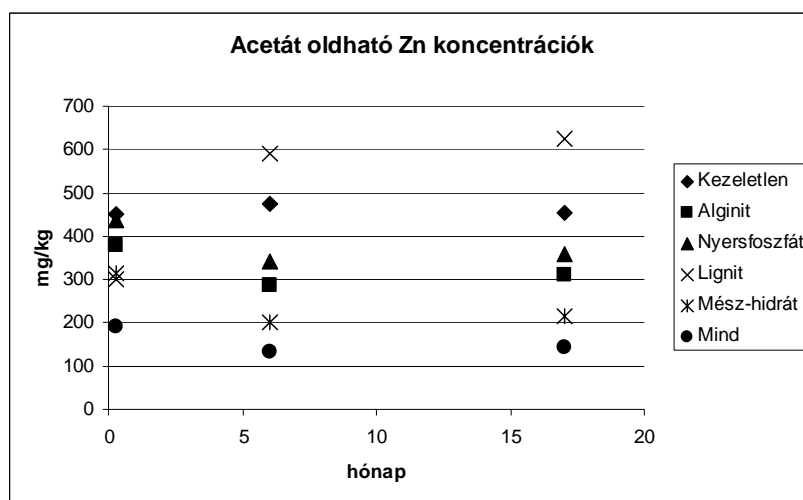
A talajok toxicitásának változása összetett folyamat, emiatt a különböző tesztorganizmusok eltérő eredményt adhatnak a fémszennyezettség, az alkalmazott adalék és az idő függvényében, ugyanakkor környezeti realitásuk nagy.

A toxikológiai tesztek eredménye alapján az „A” pernye kevésbé hatásos, azaz kisebb mértékben csökkentette a talajok toxikusságát, mint a „B” pernye. A *Vibrio fisheri* és *Azotobacter agile* tesztek alapján a baktériumokra gyakorolt toxicitás főleg a 2 és 5 tömegszázaléknyi pernye hozzáadása után csökkent, a növényi toxicitást az 1% pernye csökkentette le a legjobban. A bioakkumulációs teszt alapján a kémiai eredményekkel egyezően az 5% pernye csökkenti a fémek biológiai hozzáférhetőségét a legjobban. Mindebből arra a következtetésre jutottunk, hogy a megfelelő mértékű növény-növekedés és a lehető legkisebb fémfelvétel biztosításához a pernye közepes mennyisége az optimális. Az optimum 2% és 5% között valószínű, amely még a költség (szállítás) és a pernye esetleges kockázata ellenére is hasznot hoz.

A kísérlet eredményei alapján tehát az oroszlányi pernye megfelelő stabilizálószer a gyöngyösoroszi talajra, mivel hosszú távon és hatékonyan csökkenti a fémek mobilitását, vízzel és savval történő kioldhatóságát és biológiai felvehetőségét, valamint a talaj általános toxicitását.

Mészhidrát, nyersfoszfát, alginit és lignit stabilizáló hatása

A második kísérletben további négy lehetséges adalékot teszteltünk, melyek a mész-hidrát (1 w%), a nyersfoszfát (1,5 w%), az alginit (1 w%) és a lignit (10 w%), valamint ennek a négy adalékanyagoknak a keveréke az említett tömegszázalékokban. Az adalékanyagok közül a legjobb stabilizáló hatása a négy adalékanyag keverékének volt, mely az acetát-oldható fémtartalmakat 52–67%-kal csökkentette (2. ábra), a vízoldhatóakat pedig több mint 99%-kal. A toxikológiai és bioakkumulációs tesztek is igazolták a négy adalékanyag keverékének hatékonyságát.



2. ábra: Az acetát-oldható Zn csökkenése mész-hidrát, nyersfoszfát, alginit és lignit, valamint ezek keverékének hozzáadásának hatására

A keverék után másodikként a mész-hidrát bizonyult, mely az acetát-oldható fémkoncentrációkat 47–64%-kal csökkentette le maradandóan a 17 hónapos kísérletben. A mész-hidrát hatására csökkent a talaj baktériumokra gyakorolt toxicitása, de a növények esetén csak kis mértékű toxikusság-csökkenést tapasztaltunk, feltehetően a gyökerek savtermelésének köszönhetően. A bioakkumulációs teszt 60–70%-os csökkenést mutatott a növények Cd- és Zn-felvételében.

Az alginit 25–31%-kal csökkentette le az acetát-oldható fémtartalmakat, a növények által bioakkumulálható a mész-hidráttal azonos mértékben. A bakteriális toxikológiai tesztek nem mutattak javulást, de a növények növekedésére az alginit volt a legjobb hatással.

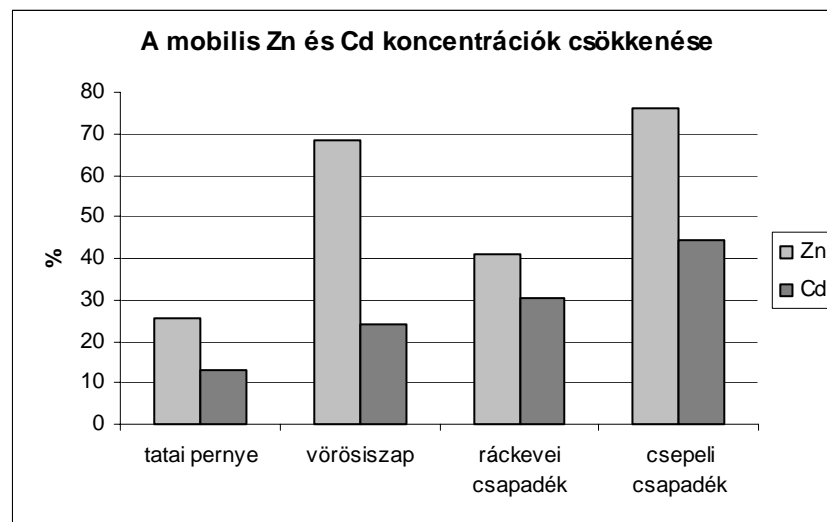
A nyersfoszfátnak az analitikai és a bioakkumulációs eredmények alapján csak kismértékű kémiai mobilitás csökkentő hatása volt, de a toxikológiai tesztek meglepően jó eredményeket mutattak, stimuláló hatást a növényekre, mely a toxikusság csökkenésének és a foszfor stimuláló hatásának összegeként értelmezendők.

A lignit növelte a fémek kioldhatóságát, és a talaj toxikusságát a baktériumok és főleg a növények számára és serkentette a növények fémfelvételét.

A második kísérletsorozatban alkalmazott adalékanyagok közül a négy adalékanyag együttesen, illetve a mész-hidrát mutatta a legjobb stabilizáló hatást a gyöngyösoroszi talajra, azonban a mész-hidrát a növényektoxicitást nem csökkentette, ami a későbbi fitostabilizációs alkalmazás szempontjából előnytelen.

Tatai pernye, vörösiszap, Fe-Mn hidroxid csapadékok stabilizáló hatása

A harmadik kísérletsorozatban egy másik, Tatáról származó pernyét, vörösiszapot és kétféle Fe-Mn hidroxid csapadékot adagoltunk a gyöngyöSOROSZI talajokhoz 2, illetve 5 tömegszázalékban, és eddig 45 napig, tehát rövidtávon vizsgáltuk stabilizáló hatásukat. A kezelés után 10, 20 és 45 nappal vettünk mintát, hogy behatóbban vizsgáljuk a kezdeti szakaszt, a talaj és az adalék összekeverése után történeteket, a fémek mobilitásának és a talaj toxikusságának változásait. Ez az idő még rövid az összes egyensúly beállításához, az állapotok még nem véglegesek, minden változik.



3. ábra: Az acetát-oldható Zn és Cd koncentrációk csökkenése 5 w% adalékanyag hatására, 45 nappal a kezelés után

Az analitikai eredmények alapján 5 w% adalékanyag hozzáadása a talajhoz hatékonyabban csökkentette a kioldható fémtartalmakat, mint a 2 tömegszázaléknyi mennyiség mind a négy adalékanyag esetében. A kezelés után 45 nappal az 5 w%-nyi vörösiszap és a két vas-mangán ivóvíztisztítási csapadék tűnik biztatónak (3. ábra). A három adalékanyag közül egyedül a vörösiszagnál tapasztaltunk 12–16%-os csökkenést Lakanen-Erviő oldattal kivonható fémtartalmakban, a többi adalékanyagnál nincs vagy csak kis mértékű csökkenés van. Mivel az EDTÁ-t tartalmazó Lakanen-Erviő oldat erősebb kivonószer az acetátnál, ezért feltételezhető, hogy a vörösiszap hosszabb távon is hatékony stabilizáló hatású lesz.

A toxikológiai eredmények azonban növekvő toxicitást mutattak az eltelt idővel, ezért a stabilizációs folyamatokat hosszabb távon is nyomon kell követni, hogy a stabilizálószer hatékonyosságát vizsgálni tudjuk.

Összefoglalás

A fémmel szennyezett talajokkal végzett stabilizációs mikrokozmosz kísérletek célja egy olyan kémiai adalékanyag kiválasztása volt, amely a fémek mozgékonyosságát és biológiai hozzáférhetőségét a gyöngyöSOROSZI talajban jól és hosszú távon csökkenti, így kémiai stabilizációval kombinált fitostabilizációra alkalmazható.

A hosszú távon, két éven át nyomon követett stabilizációs kísérletek kémiai analitikai és ökotoxikológiai eredményei alapján a 2%-os erőművi pernyés kezelés a legalkalmasabb a gyöngyöSOROSZI mezőgazdasági talajban lévő toxikus fémek immobilizálására. 5 w% „A” pernye hozzáadása a mobilis (acetát oldható) Cd és Zn tartalmat 45–49%-kal csökkentette, a vízoldható Cd és Zn tartalmat 99%-kal. A toxikológiai eredmények alátámasztották a kémiai

eredményeket, a pernyeadagolás hatására a növényi toxicitás 40–60 %-kal, a növények által felvett fémmennyiség a Cd esetén 58–70%, a Zn esetén 70–74%-kal csökkent.

A 17 hónapig nyomon követett második kísérletsorozatban négy adalékanyag együttes alkalmazása eredményezte a legjobb stabilizáló hatást. A mészhidrát hozzáadása 47–64%-kal csökkentette a fémek kioldhatóságát, és mérsékelte a talaj toxikusságát a baktériumok számára. Az alginit esetleges alkalmazhatóságát a bioakkumulációs és a növény toxicitási teszt támasztotta alá, míg a nyersfoszfát stimuláló hatású volt a növényekre, de a fémek oldhatóságát csak kis mértékben csökkentette. A lignitnek nem volt stabilizáló hatása, növelte a toxicitást és serkentette a növények fémfelvételét.

A 45 napja tartó harmadik kísérletsorozatban egy újabb pernyét, a vörösiszapot és víztisztítási csapadékokat vizsgáltunk. Valamennyien pozitív hatást mutattak ez alatt a rövid idő alatt. A kémiai eredmények alapján másfél hónap elteltével leggyengébbnek a tatai pernye, legjobbnak a vörösiszap mutatkozott a fémek kémiai stabilizálásában. A toxikológiai eredmények alapján azonban valamennyi adalékanyag esetében nőtt a toxikusság, ami azt bizonyítja, hogy 45 nap még kevés a talajok egyensúlyi helyzetének a beállításához, ezért a talajmikrokozmoszok monitoringját hosszabb távon is folytatni kell.

A stabilizációs folyamatok monitoringjára használt integrált módszeregyüttessel vizsgálni tudtuk a talajt szennyező toxikus fémek kioldhatóságát, biológiai hozzáférhetőségét és növények általi felvehetőségét. A legjobb stabilizálószeres esetében ezek az indikátorok egyezést mutattak, de az ellentmondásos esetek felhívták a figyelmet a lejátszódó folyamatok komplexitására és a további kísérletek fontosságára.

A mikrokozmosz kísérletek eredményei alapján nagyobb léptékű laboratóriumi és szabadföldi kísérleteket indítottunk, melyek kezdeti eredményei bizonyítják a mikrokozmoszokban kapott eredményeket. A stabilizálás irreverzibilitását dinamikus kioldási kísérletekben teszteljük 2-3 év elteltével.

Irodalom

Atkári Ágota: Toxikus fémekkel szennyezett Gyöngyösorszi talajok stabilizációja, (Diplomamunka), BME MGKT, Budapest, 2006.

Feigl Viktória: Toxikus fémekkel szennyezett talajok stabilizációja, (Diplomamunka), BME MGKT, Budapest, 2005.

Feigl, V. Atkári, Á. Uzinger, N. Gruiz, K.: Combined chemical and phytostabilisation of metal polluted soil – International Conference on Environmental Biotechnology 2006 (Leipzig), Book of abstracts, p.312

Gruiz Katalin, Horváth Beáta, Molnár Mónika: Környezettoxikológia, Műegyetemi kiadó, 2001.

Gruiz K.: A területhasználat, a környezeti kockázat és a természetes szennyezőanyag-csökkenés összefüggései – Környezetvédelmi Füzetek, 2003 július, pp. 1–60, 2003

Gruiz, K. Vaszita, E. Feigl, V. Siki, Z.: Complex Risk Management of mine waste at the Hungarian model site of the „Difpolmine” project – In conference proceedings of the NICOLE Workshop: Data Acquisition for a Good Conceptual Site Model, 10 – 12 May 2006, Carcassonne, France

Horváth, B. and Gruiz, K.: Impacts of Metalliferous Ore Mining Activity on the Environment in Gyöngyösorszi, Hungary – Second International Symposium and Exhibition on

Environmental Contamination in Central and Eastern Europe (Budapest, 1994) pp. 904 - 906, 1994

Horváth, B. and Gruiz, K.: Ecotoxicological Testing of Contaminated Soil – In: Contaminated Soil '95, (Eds.: W.J. van den Brink et al), Kluwer Academic Publ, pp. 619–620, 1995

Horváth, B.; Gruiz, K. and Sára, B.: Photobacterium phosphoreum contact biotest for investigation of contaminated soil – In: Proc. of the Second International Conference of the Hungarian Biochemical Society (Szeged, 1995) p. 22, 1995

Horváth, B. and Gruiz, K.: Impact of Metalloferrous Ore Mining in Gyöngyösorszi, Hungary. A Case Study – Science for the Total Environment 184 p. 215–227, 1996

Vangronsveld, Colpaert, Van Tichelen: Reclamation of bare industrial area contaminated by non-ferrous metals: physico-chemical and biological evaluation of durability of soil treatment and revegetation, Environmental Pollution, Vol. 94, No. 2, pp. 131-140, 1996.

Vangronsveld, Streckx, Van Assche, Clijsters: Rehabilitation studies on an old non-ferrous waste dumping ground: effects of revegetation and metal immobilization by beringite, Journal of Geochemical Exploration, 52, 221-229, 1995.

Vangronsveld, Van Assche, Clijsters: Reclamation of bare industrial area contaminated by non-ferrous metals: in situ metal immobilization and revegetation, Environmental Pollution, 87, 51-59, 1995.