

KÖRNYEZETVÉDELMI FÜZETEK

dr. habil. Simon László CSc.

Fitoremediáció

2004. április

Azonosító: 2318

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

FITOREMEDIÁCIÓ*

Készült a Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem
Országos Műszaki Információs Központ és Könyvtár Környezetvédelmi Füzetek sorozat
számára

Írta:

dr. habil. Simon László CSc.

főiskolai tanár, tanszékvezető

(*nyomdakész kézirat, javítva a lektori vélemény és a szerkesztői észrevételek alapján a
szerző által 2004-03-10-én).

KERESKEDELMI FORGALOMBA NEM HOZHATÓ!

Nyíregyháza, 2004

FITOREMEDIÁCIÓ

A *fitoremediáció* során a természetben előforduló vagy génszétválasztási úton előállított növények (illetve a velük társult mikrobák) segítségével tisztítják meg a környezeti elemeket (talajt, talajvizet, felszíni vizet, ipari szennyvizet, levegőt) a szervetlen vagy szerves kémiai szennyező anyagoktól. A kifejezés előtagja a görög *fito* = növény szóból ered. A *remediáció* kifejezés a szennyezett terület megjavítását, helyrehozatalát, "meggyógyítását" jelenti a latin *remedium* = orvoslás, gyógyszer, orvosság kifejezés alapján. Ezt a szakkifejezést használjuk arra a tevékenységre, amikor a talajt szennyező vegyi anyagok koncentrációját olyan kis értékre csökkentjük, amelyek a *kockázata* már elfogadható.[1, 2]

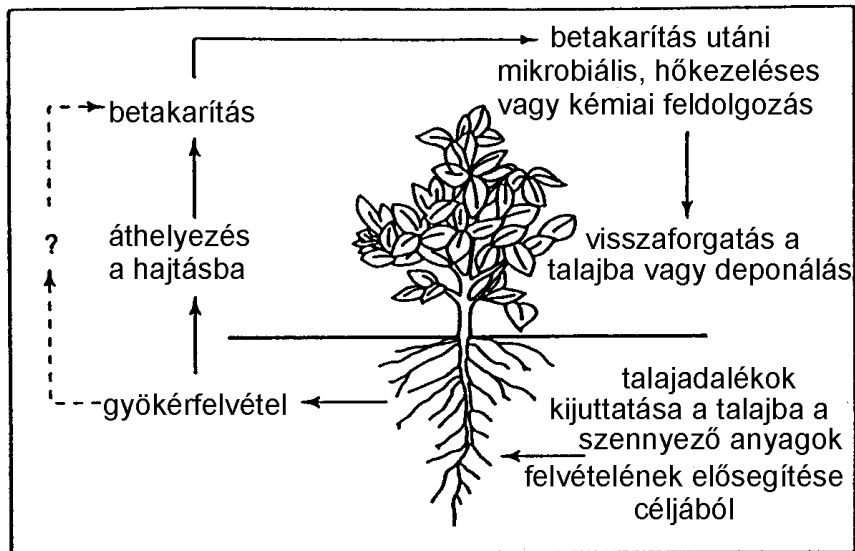
A *fitoremediáció előnyei* közé tartozik, hogy környezetkímélő technológia, lényegesen olcsóbb, mint a hagyományos fizikai vagy fizikai-kémiai talajtisztítási eljárások. A fitoremediáció során kevesebb másodlagos szennyeződés (pl. szennyezett víz) keletkezik, a talaj fizikai szerkezete nem károsodik, biológiai aktivitása nem szűnik meg, termékenysége a legtöbb esetben megmarad. Az eljárás nagy felületen *in situ* alkalmazható. A betakarított, szennyeződést tartalmazó biomasszából elégetés után a koncentrált nehézfémek visszanyerhetők. A fitoremediáció várhatóan *négyezer-hétszáz* olcsóbb lesz, mint a szennyezett talaj kitermelése, depóniákban való elhelyezése, vagy fizikai és kémiai módszerekkel történő remediációja.[1, 2, 4] A *fitoremediáció hátrányai* közé tartozik, hogy időigényes folyamat, a növények nem vesznek fel vagy nem bontanak le minden szennyezőanyag-féleséget, és a fitoremediáció során a növényeket gondozni kell (tápanyagokkal, vízzel kell ellátni). Az eljárás elsősorban az olyan mérsékelt szennyezett talajok tisztítására alkalmas, ahol nem kell az összes szennyező anyagot eltávolítani, elegendő azok mennyiségét a határérték alá csökkenteni.[1, 5]

Gyorsan fejlődő környezetvédelmi technológiáról van szó (amelyet egyelőre még nem alkalmaznak üzemszerűen); a fitoremediációt vizsgáló kutatások a kilencvenes években gyorsultak fel.[6, 7, 8, 9, 10, 11] A fitoremediáción belül újabb fogalmak, illetve eljárások alakultak ki az elmúlt időszakban, amelyek közül a *fitoextrakció*, *fitofiltráció*, *fitovolatizáció*, *fitostabilizáció* és a *fitodegradáció* a legígéretesebb. A *fitoextrakció*, *fitofiltráció*, *fitovolatizáció* a szennyező anyagok felvételén, áthelyeződésén alapul, a *fitostabilizáció* során a szennyező anyagok immobilizálódnak, míg a *fitodegradáció* során a szennyező anyagok lebomlanak, átalakulnak.[1, 12] Ezen eljárásokra vonatkozó legújabb ismereteket foglaljuk össze a következő fejezetekben.

FITOEXTRAKCIÓ

A *fitoextrakció* során magasabb rendű növényeket alkalmaznak a fémekkel (illetve egyes szerves szennyező anyagokkal) szennyezett talajok megtisztítására.[3, 4, 5, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 19, 20] Speciális, a fémek hiperakkumulációjára képes növényekkel vonják ki a nehézfémeket a talajból (*folyamatos fitoextrakció*), illetve kelátképzők talajba juttatásával teszik a fémeket könnyen felvehetővé nagy biomasszát képező növényfajok számára (*indukált fitoextrakció*). A fitoextrakció történhet gyorsan növő, nagy biomasszát képező fajok (elsősorban fűzfa és nyárfa hibridek) segítségével is, amelyről részletes áttekintést

olvashatunk az irodalomban.[21] A szennyeződések (fémek, szerves vegyületek) a talajból (talajvízből) a növények könnyen betakarítható föld feletti szerveibe (hajtásába), illetve gyökerébe helyeződnek át. A szennyezett biomasszát ellenőrzött körülmények között feldolgozzák (1. ábra).



[3]

1. ábra A szennyező anyagok fitoextrakciója során lezajló folyamatok sémája

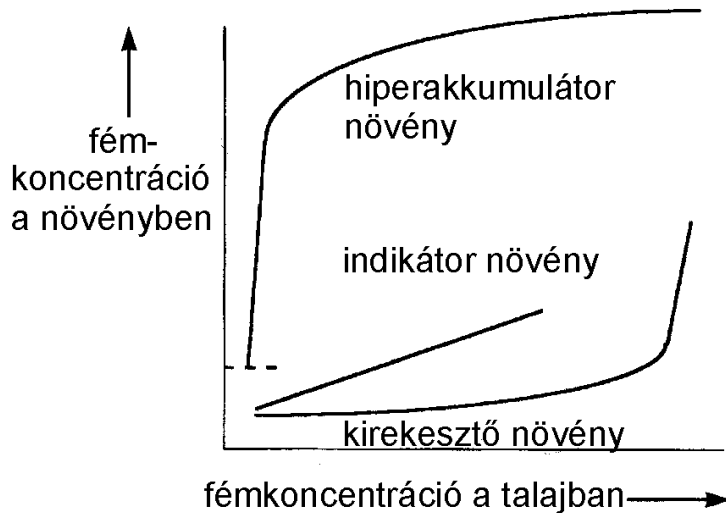
Folyamatos fitoextrakció

A hiperakkumulátor növények segítségével végzett folyamatos fitoextrakció során a fémekkel szennyezett talajon olyan növényeket nevelünk, amelyek az átlagosnál nagyobb mennyiségű fém felvételére és hajtásba történő áthelyezésére képesek.[3, 4, 5, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 19, 20, 22, 23, 24, 25]

A talaj fémszennyeződése esetén a magasabb rendű növények fémfelvétele alapvetően három módon alakulhat (2. ábra):

- a „kirekesztő” növények szerveiben nem nő a talaj fémkoncentrációjával arányosan a fémfelvétel (a fémek általában a gyökerekben akkumulálódnak, és kevés helyeződik át belőlük a hajtásokba),
- az indikátornövények gyökerében és hajtásában a talaj fémterhelésével arányosan emelkedik a fémfelvétel,

- a hiperakkumulátor növények szerveiben (hajtásában) pedig jóval nagyobb mennyiségben halmozódnak fel a fémek, mint az a talaj fémkoncentrációjából következne.[26]



[26]

2. ábra Magasabb rendű növények fémakkumulációja szennyezett talajból

Az alapötlet, hogy fémakkumuláló növényeket talaj- és víztisztításra lehetne alkalmazni viszonylag réginek mondható (már a hatvanas évek elején ismert volt, hogy a radionuklidokkal szennyezett víz egyes vízi növényekkel megtisztítható), az ez irányú kutatások azonban csak az elmúlt 10-15 évben kerültek ismét előtérbe. A fémek hiperakkumulációjára képes növényeket viszonylag régen felfedezték; 1885-ben A. Baumann Aachen (Németország) környékén több mint 1% (10 000 $\mu\text{g/g}$) cinket mért a *Viola calaminaria* és a *Thlaspi alpestre* var. *calaminare* növényekben. Prat fedezte fel 1934-ben egy rézbánya közelében, hogy a *Melandrium rubrum* (vörös mécsvirág) növény nagy mennyiségű réz felvételére és eltűrésére képes. Az 1930-as években O. A. Beath és munkatársai az USA nyugati részén felfedezték, hogy az *Astragalus* fajok a nikkell hiperakkumulációjára képesek. 1948-ban O. V. Gambi és C. Minguzzi felfedezik, hogy az *Alyssum bertolonii* növény nagy mennyiségű nikkell felvételére képes a toszkániai serpentin talajokból. 1977-ben R. R. Brooks és munkatársai használják először a „hiperakkumuláció” fogalmat.[4, 20]

Elsősorban érclelőhelyek közelében, fémekben gazdag ún. *metallifer* vagy *serpentin talajokon* találhatóak olyan őshonos növényfajok, amelyek igen nagy mennyiségben képesek cinket, nikkelt, kadmiumot, ólmot, mangánt, rezet és kobaltot felhalmozni föld feletti

szerveikben. *Hiperakkumulációról* akkor beszélhetünk, ha a növény adott szervében a fémkoncentráció meghaladja az 1000 mg/kg szárazanyag értéket, a növény tehát jóval nagyobb mennyiségben veszi fel az adott elemet, mint az annak talajbéli koncentrációjából következne. A hiperakkumulátor növényekben a hajtás/gyökér fémkoncentrációjának aránya általában >1 (a fémek elsősorban a hajtásban halmozódnak fel), míg a hiperakkumulációra nem képes növényekben ez az arány fordított, a fémek elsősorban a gyökerekben akkumulálódnak.[20] A hiperakkumuláció koncentrációkritériuma nehézfémeként változik, a fémakkumuláció pedig fajspecifikus (1. táblázat). A fémek hiperakkumulációjára képes vadon előforduló növényfajok (pl. *Thlaspi*, *Alyssum*, *Sebertia*, *Berkheya*) hajtásukban >0,01 % Cd-ot; >0,1 % Co-ot, Cu-et, Pb-ot, Ni-t, valamint >1 % Mn-t és Zn-et halmoznak fel. A mérsékelt égövben a hiperakkumulátor növények elsősorban a keresztesvirágúak (*Brassicaceae*), a trópusokon a kutyatejfélék (*Euphorbiaceae*) családjába tartoznak, fűfélékként, gyomként, cserjeként, félcserjeként, faként fordulnak elő.[2] A felfedezett hiperakkumulátor növényfajok száma meghaladja a 400-at (1. táblázat).

1. táblázat

A fém hiperakkumuláció koncentráció kritériumai és a hiperakkumulációra képes növényfajok családjai

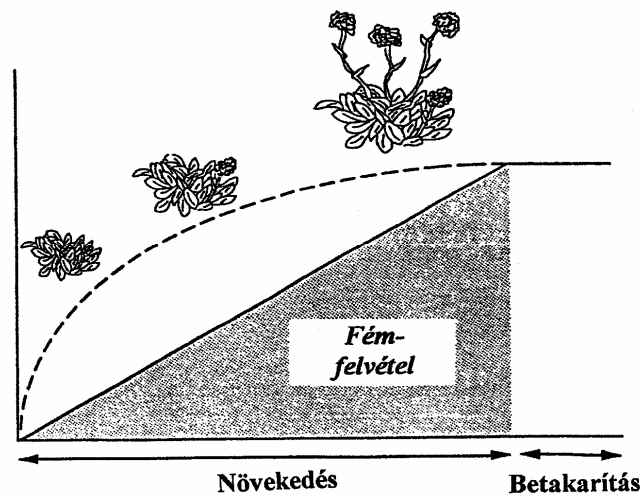
Nehézfém	Koncentráció kritérium (% a levél szárazanyagban)	Növények száma	Család
Kadmium (Cd)	>0,01	1	<i>Brassicaceae</i>
Kobalt (Co)	>0,1	28	<i>Scrophulariaceae, Asteraceae, Lamiaceae, Fabaceae</i>
Réz (Cu)	>0,1	37	<i>Cyperaceae, Lamiaceae, Poaceae, Scrophulariaceae, Caryophyllaceae, Asteraceae</i>
Mangán (Mn)	>1,0	11	<i>Apocynaceae, Cunoniaceae, Proteaceae</i>
Nikkel (Ni)	>0,1	318	<i>Brassicaceae, Cunoniaceae, Euphorbiaceae, Flacourtiaceae, Violaceae, Buxaceae, Asteraceae, Rubiaceae, Sapotaceae stb.</i>
Szelén (Se)	>0,1	19	<i>Fabaceae, Lecythidaceae</i>
Tallium (Tl)	>0,1	1	<i>Brassicaceae</i>
Cink (Zn)	>1,0	16	<i>Brassicaceae, Violaceae</i>
Ólom (Pb)*	>0,1	14	<i>Brassicaceae, Poaceae</i>

*Egyes szerzők megkérdőjelezzik ólom hiperakkumulátor növények létezését. [5, 23, 25, 28, 29]

Egyes *Thlaspi* (tarsóka) fajok pl. cinkben, kadmiumban, ólomban gazdag talajokból 3 % (30 000 mg/kg) cinket, 0,1 % (1000 mg/kg) kadmiumot és 0,8 % (8000 mg/kg) ólmot is képesek

akkumulálni hajtásukban. Hasonlóképpen az *Alyssum* (ternye) faj nikkelen és krómban gazdag szerpentintalajokon Dél-Európában 2% (20 000 mg/kg) nikkelen akkumulációjára képes.[4, 20, 25] Tenyészedényes kísérletünkben a nikkelen és krómmal mesterségesen elszennyezett galvániszappal szennyezett talajon nevelt osztrák tarsóka (*Thlaspi goesingense* Hal.) gyökerében 231 mg/kg, hajtásában 831 mg/kg nikkelt mértünk. A krómakkumuláció megemelkedett ugyan a gyökerekben (110 mg/kg Cr), áthelyeződése azonban a hajtásba (4,16 mg/kg Cr) csekély mértékű volt. Az osztrák tarsóka hajtása egyébként jelentős mennyiségű cinket is akkumulált.[27]

A folyamatos fitoextrakció során tehát hiperakkumulátor növényeket telepítenek a szennyezett talajra, amelyek fejlődésük során folyamatosan távolítják el a fémszennyeződések a talajból – elsősorban hajtásukban felhalmozva azokat (3. ábra).



[4]

3. ábra Folyamatos fitoextrakció sémája (a folyamatos vonal a hajtásban mért fémkoncentrációt, a szaggatott vonal a hajtás biomasszáját jelképezi)

Megfelelően nagy biomassza-mennyiség elérése után a növényeket betakarítják, és ellenőrzött körülmények között feldolgozzák. A fémekkel szennyezett biomassza tömegét komposztálással lehet csökkenteni, a komposztot a mikroelemekben szegény talajba vissza lehet juttatni (ld. még *Fitovolatizáció* fejezet). Másik megoldásként a biomassza zárt rendszerben elégethető (ezzel egyúttal energia is termelhető). A keletkezett hamu veszélyes hulladék lerakóba deponálható, vagy kellően nagy fémkoncentráció esetén a fémek „kohósítással” visszanyerhetők.[4]

A növények fém hiperakkumulációját illetően sok még a tisztázatlan kérdés. A *Thlaspi caerulescens* gyökerében sokkal több cink transzporter (illetve transzportert kódoló gén) található, mint a hiperakkumulációra nem képes *Thlaspi arvense* gyökereiben.[20] Nem

jelenthető ki viszont egyértelműen, hogy a hiperakkumulációra képes növények fémfelvétele nagyobb mértékű a hiperakkumulációra nem képes növényekhez képest, ez mindig az adott növényfajtól és az adott fémtől függ. Egyértelmű viszont, hogy a hiperakkumulátor növények sokkal nagyobb fémtoleranciával rendelkeznek, mint a közönséges növényfajok. A hiperakkumulátor növények igen gyorsan és nagy hatékonysággal szállítják át a fémeket a gyökereikből a hajtásukba, mely részben azzal magyarázható, hogy a gyökérsejtekben kevesebb fém kerül elkülönítésre a vakuólumokban (ld. az 5. ábrát később). Egyes hiperakkumulátor növényfajok xilemben történő fémszállításában és az adott fém detoxikálásában specifikus ligandumok játszanak fontos szerepet; a nikkel és a cink szállítását és detoxikálását pl. a hisztidin és a citromsav segíti elő. A levelekbe átszállított fémek (Ni, Zn) az epidermiszsejtek vakuólumaiban kerülnek elkülönítésre, amely magyarázatul szolgálhat arra, hogy a *Thlaspi caerulescens* 25 000-30 000 µg/g cinket képes felhalmozni leveleiben fitotoxicitási tünetek kialakulása nélkül.[5, 20] A magasabb rendű növények talajból történő fémfelvételében fontos szerepe van a rizoszférában (ld. *Fitodegradáció a növényeken kívül és a rizoszférában* alcímben) lezajló folyamatoknak.[12, 30] A hiperakkumulátor növények rizoszférájában nem feltétlenül azok a törvényszerűségek érvényesülnek, mint a közönséges növényfajok esetén.[5, 20] A közönséges növényfajokkal szemben egyes hiperakkumulátor fajok (*Alyssum murale*, *Thlaspi caerulescens*) nikkel- és cinkfelvételét pl. nem segíti elő a talaj pH-jának, illetve a rizoszféra pH-jának csökkenése. Míg a közönséges növények gyökerei igyekeznek kikerülni a talaj fémszennyeződéseit, a *Thlaspi caerulescens* gyökerei a ZnO-dal (Cd-mal) elszennyezett talajt jobban átszötték, mint a szennyezetlen talajszemcséket. Mindez arra utal, hogy a hiperakkumulátor növény gyökerei valamilyen módon felismerik a cinket és kadmiumot a talajban. A közönséges növényfajok tápelemhiány (Fe, Zn) esetén fémeket kelatizáló vagy redukáló gyökérizoadmányokat választanak ki, elősegítendő a fémfelvételt. A nikkelt hiperakkumuláló osztrák tarsóka (*Thlaspi goesingense*) gyökerei nem választottak ki olyan kelátképzőket, amelyek elősegítik a nikkelfelvételt. Ezzel ellentétben a talaj nikkelszennyezése esetén megemelkedett a mezei tarsóka (*Thlaspi arvense*) gyökereinek hisztidin- és citrátkiválasztása – e hiperakkumulációra nem képes növény esetén mindez valószínűleg védekezésésként szolgál a túlzott nikkelfelvétel és nikkeltotoxicitás ellen. A közönséges növények a fémeket általában a talajoldatból veszik fel, ezzel szemben a hiperakkumulátor *Thlaspi caerulescens* valószínűleg a kicserélhető és az adszorbeált fémkészletből is képes cinket és kadmiumot felvenni, mindezt azonban egyes megfigyelések cáfolják.[20]

A mikorrhiza gombák legtöbbször lecsökkentik, illetve néhány esetben serkentik a közönséges növények gyökerének fémfelvételét. A leghatékonyabb hiperakkumulátor növények a káposztafélék (*Brassicaceae*) családjába tartoznak, amelyek gyökerei általában nem élnek szimbiózisban mikorrhiza gombákkal. A mikorrhiza gombák mellett a baktériumok és a patogén gombák szerepét is kizárhatjuk a hiperakkumulációban, mivel a rizoszférában a nagy fémkoncentráció miatt az utóbbi két faj egyedszáma lecsökken.[5, 20]

Sajnos a folyamatos fitoextrakció során több gyakorlati problémával szembesülünk (ld. még a *Szervetlen szennyezőanyagok fitoremediációja* fejezetet). A hiperakkumulátor növények levelei a talaj közelében találhatók, így nehezen takaríthatók be. Az egyik legjelentősebb probléma azonban, hogy a hiperakkumulátor növények sekélyen gyökereznek, nagyon lassan fejlődnek, föld feletti hozamuk kicsi, általában nem haladja meg az 5 tonnát hektáronként. Így a fémtávolítás hatékonysága a nagy fémfelvétel ellenére alacsony (ld. még 3. táblázat). Ezért a legújabb kutatások arra irányulnak, hogy a hiperakkumulátor növények fémtoleranciáért felelős génjeit gyorsan növő, nagy mennyiségű biomasszát képező, mélyen gyökerező mezőgazdasági növényekbe ültessék át. Jelenlegi genetikai ismereteink alapján a fentieket két évtizeden belül még nem lehet megvalósítani, ez a kutatási irány azonban mindenképpen ígéretes.[2]

Nehézfémekkel erősen szennyezett talajokon több évtizedig, illetve évszázadig kellene tehát hiperakkumulátor növényfajokat termesztetni ahhoz, hogy a talajt teljesen megtisztítsuk a szennyezőktől. A hiperakkumulátor növények nem képesek valamennyi környezetszennyező fémet felvenni a talajból (vízből), jelenleg pl. nem ismerünk olyan fajt mely a króm vagy az urán hiperakkumulációjára képes.[4, 5, 16, 20]

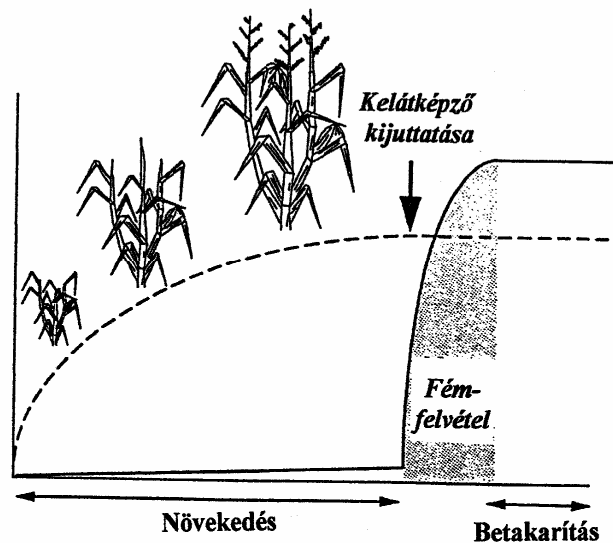
A folyamatos fitoextrakció során is alapkérdés tehát, hogy a termőtalajok milyen mértékben szennyezettek nehézfémekkel, milyen nehézfémeket kell eltávolítani, és a fémek milyen kötési formában találhatók a talajokban. A folyamatos fitoextrakció elsősorban a *mérsékelt* (pl. rendszeres szennyvíziszap kijuttatással) *szennyezett talajok* tisztítása esetén lehet eredményes, amikor nem törekszünk a talaj teljes megtisztítására, hanem az adott nehézfém koncentrációját csak a mezőgazdasági talajokra érvényes határérték eléréséig csökkentjük.

Indukált fitoextrakció

Az *indukált fitoextrakció* során kelátképzők talajba juttatásával teszik a fémeket könnyen felvehetővé a nagy biomasszát képező növényfajok számára. A növények fémakkumulációja

a talajba juttatott kelátképző szerekkel elősegíthető, ezek a nehézfémek kötési formáit megváltoztatják és azokat könnyebben felvehetővé teszik.[4, 5, 18, 20, 31]

Általában a nehézfémek oldhatósága a talajban kicsi, amely különösen igaz ólom, króm, urán esetén. A hiperakkumulációra nem képes növényfajok viszonylag kevés fémet vesznek fel a talajból, amelyet legtöbbször a gyökerekben halmoznak fel, és csak keveset szállítanak át belőle a könnyen betakarítható hajtásba.[2, 5] Az *indukált fitoextrakció* során olyan növényeket termesztünk a szennyezett talajon, amelyek eltűrik a nagy fémkoncentrációt és nagy mennyiségű biomasszát képeznek. Amikor a növény föld feletti hozama eléri a maximumot, fémet kelatizáló vegyületeket juttatnak a talajba. A fémek mobilitása a talajban azonnal megnő, és a növények – evapotranszpirációjuknak köszönhetően – néhány napig jelentős mennyiségű fémet vesznek fel a gyökerekbe, amelynek nagy része áthelyeződik a hajtásba.[5] Ekkor kell a sokszor már elpusztult növényeket betakarítani (4. ábra).



[4]

4. ábra Indukált fitoextrakció sémája (a folyamatos vonal a hajtásban mért fémkoncentrációt, a szaggatott vonal a hajtás biomasszáját jelképezi)

Az indukált fitoextrakció gyakorlati alkalmazása abban az esetben célszerű, ha fémszennyezők mobilitása és biológiai felvehetősége a talajban rendkívül alacsony (pl. Pb, Cr, U esetén). Indukált fitoextrakciót célszerű alkalmazni abban az esetben is, ha a kis koncentrációban jelen lévő szennyeződést nem lehet hiperakkumulátor növényekkel eltávolítani, pl. radionuklidok esetén. Az indukált fitoextrakció alkalmazásával

kiküszöbölhető az a gyakorlati probléma, hogy a hiperakkumulátor növények igen nagy fémfelvételre képesek ugyan, viszont kis biomasszát képeznek, és betakarításuk is nehéz. A technika alkalmazásának előnyei közé tartozik továbbá, hogy a területen rövid ideig van jelen a sok fémot tartalmazó növényi biomassza – kisebb tehát a tápláléklánc többi tagjára (pl. az állatokra) leselkedő veszély. Hátrányként meg kell azonban említenünk, hogy a kelátképzők talajba juttatásával fennáll annak a veszélye, hogy megindul a növények által fel nem vett fémkelátok talajvíz felé történő kimosódása.[5] Ez a probléma a szennyezett talaj kitermelésével és kibetonozott medencékbe (liziméterekbe) helyezésével kiküszöbölhető.

Az *etilén-diamin-tetraecetsav* (EDTA) tenyészedényekbe történő kijuttatása igen jelentős mértékben megnövelte a szennyezett talajon termesztett kukorica és borsó *ólomfelvételét*, és elősegítette az ólomnak a gyökerekből a hajtásba történő szállítását. A 2500 mg/kg ólommal szennyezett talajból a növények hajtásukban az EDTA kijuttatása előtt kevesebb mint 500 µg/g ólmot vettek fel, ez az érték a kijuttatás után a kukoricában több mint 8500, borsóban több mint 10 000 µg/g-ra nőtt.[31] Az EDTA ólomfelvételre gyakorolt pozitív hatását számos laboratóriumi és szabadföldi kísérletben is megerősítették.[5, 18, 20] Számítások szerint amennyiben az EDTA-val indukált fitoextrakció esetén a növények hajtásába több mint 10 000 µg/g ólom kerül át, és a hozam eléri a 20 t/ha-t, a technika gazdaságosan alkalmazható ólommal szennyezett talajok megtisztítására.[5]

A fentiekhez hasonló jelenséget figyeltünk meg tenyészedényes kísérletben króm esetén is; *krómmal* mesterségesen elszennyezett talajon nevelt tesztnövényeink (a *Brassicaceae* családba tartozó takarmányretek és komatsuna) Cr-felvétele több nagyságrenddel megnőtt abban az esetben, ha a krómot szerves kelát (króm-pikolinát) formájában juttattuk ki a talajba, illetve ha a talajt a növények 4-8 hetes korában több alkalommal pikolinsavat tartalmazó vízzel öntöttük meg.[48, 60]

EDTA kijuttatásával (amely nem specifikus kelátképző) az ólmon kívül a szareptai mustár hajtásának cink- és rézfelvétele is jelentősen megemelhető volt, míg kadmium- és nikkelszennyeződés esetén ez a hatás kisebbnek bizonyult.[5] Tenyészedényes kísérletben *kadmiummal* mesterségesen elszennyezett (100 mg/kg Cd) talajból az EGTA (etilén-bisz(oxi-etilén-nitrilo)tetraecetsav) kijuttatása serkentette leginkább a szareptai mustár hajtásának kadmiumfelvételét, amely elérte a 2800 µg/g-ot. *Elemi kén* és *nitro-triacetát* (NTA) szennyezett talajba juttatásával jelentősen megnövelhető volt a Zn, Cd és a Cu koncentrációja a talajoldatban, a tesztnövények hajtásában azonban nem emelkedett meg ezzel arányosan a fémkoncentráció. A talajt szennyező radiocézium (¹³⁷Cs) ammóniumsók (pl. ammónium-

nitrát, ammónium-szulfát), illetve káliumsók kijuttatásával mobilizálható, és a növények radiocézium-felvétele megemelhető. Citromsav talajba juttatásával jelentősen megemelhető a talajoldat, illetve egyes mezőgazdasági növényfajok uránfelvétele[5, 34]; részletesen ld. *Uránszennyeződés fitoremediációja* alcím.

FITOFILTRÁCIÓ

Az ipari termelés, bányászat, kohászat, mezőgazdasági termelés, hulladékelhelyezés következtében a felszíni és felszín alatti vizekbe igen nagy mennyiségű fém került be az elmúlt évtizedekben. Bizonyos területeken a vizet jelentős mennyiségű radionuklid (^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{239}Pu , ^{240}Pu) szennyezte el (ld. *Radionuklid szennyeződés fitoremediációja* fejezet). A fenti szennyeződéseket fizikai–kémiai módszerekkel; ioncserével (műgyantákkal), lúgos anyagokkal történő kicsapással lehet eltávolítani a vízből. Nagy térfogatú megtisztítandó szennyvíz és alacsony eltávolítandó fémkoncentráció esetén azonban ezek az eljárások nagyon drágák. Bioremediációval, élő vagy elpusztult baktériumokkal, gombákkal, algákkal, magasabb rendű növények sejt kultúráival jelentős mennyiségű toxikus fém távolítható el az ipari szennyvizekből.[35] A módszer gyakorlati elterjedését gátolja azonban, hogy költséges a fenti élő anyagok szaporítása, problémás a szennyvizekben történő immobilizálása, és az onnan történő eltávolítása.[35] Magasabb rendű növényekkel jelentősen csökkenthető a szennyvizek térfogata; *Scirpus validus* és *Spartina alterniflora* halofita (sókedvelő, sótűrő) növények evapotranszpirációja a szennyvíz térfogatát egy hét alatt 75%-kal csökkentette, míg a víz sótartalma 1,5%-ról 6%-ra nőtt.[7]

Vízinövényeket is alkalmaznak az ipari szennyvizek megtisztítására, a vízi jácint (*Eichhornia crassipes*), a gázló (*Hydrocotyle umbellata*), a békalencse (*Lemna minor*) és a békalencse páfrány (*Azolla pinnata*) többféle vízben oldott fém eltávolítására képes.[25] A vízinövényekkel történő fémeltávolítás hatékonysága azonban viszonylag kicsi, ennek oka, hogy a fenti növények viszonylag kis méretűek, illetve kis felületű, lassan növekvő gyökérszettel rendelkeznek. A szennyeződéseket felvett vízinövények szárítással, komposztálással, elégetéssel történő térfogatcsökkentése esetén külön gondot okoz azok nagy víztartalma. Ezzel szemben a szárazföldi növények (ezen belül egyes kultúrnövények) általában nagy biomasszát képeznek, és nagy kiterjedésű, rostos, nagy fajlagos felületű gyökérszettel rendelkeznek, amelyet szobahőmérsékleten is könnyen meg lehet szárítani.[35]

Az elmúlt években több kísérletben [35, 36, 37] bizonyították, hogy a tápoldatban nevelt magasabb rendű szárazföldi növények nagy gyökérfelülete adszopcióval, abszorpcióval,

kicsapással hatékonyan távolítja el a toxikus fémeket a szennyezett vízből. Ezt a folyamatot *rizofiltrációnak* nevezték el.[36] Tápoldatban nevelt magasabb rendű szárazföldi csíranövények szintén alkalmazhatók a fémszennyeződések vizes oldatokból történő eltávolítására – ezt a folyamatot blasztofiltrációnak (ld. még *Blasztrofiltráció* alcím) nevezzük.[38] Az eddigi kísérletek eredményei alapján a rizofiltráció és a blasztofiltráció a hagyományos víztisztítási technológiák versenyképes alternatívája lehet, főleg abban az esetben, ha a nagy térfogatú szennyezett víz viszonylag kis koncentrációban tartalmazza az eltávolítandó fémeket.

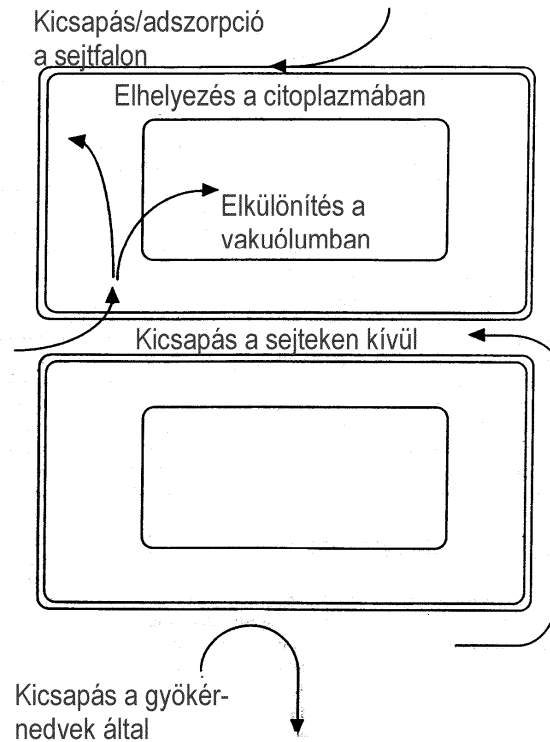
Rizofiltráció

A *rizofiltráció* során növényi gyökerek segítségével távolítják el a fémeket, radionuklidokat a szennyezett vízből. A fémeket, illetve a radionuklidokat a gyökerek megkötik, felhalmozzák vagy kicsapják. Rizofiltrációra elsősorban azok a növényfajok alkalmasak, amelyek nagy gyökértömeggel, gyökérfelülettel rendelkeznek, gyökereik sok fém megkötésére képesek, és viszonylag kevés fémot szállítanak át a gyökereik a hajtásba.[35]

A rizofiltráció során a növények gyökerei a sejten kívüli térben (extracellulárisan) csapják ki a fémeket, illetve azok a sejtfalon csapódnak ki és adszorbeálódnak, vagy a sejtekbe bejutva a citoplazmába, vakuólumokba bezárva nem toxikus formában kerülnek elkülönítésre. A fémek egy részét a növényi gyökerek által kiválasztott izzadmányok (exudátumok) csapják ki és alakítják át vízoldhatatlan formákká (5. ábra).[35, 62]

Ólommal szennyezett víz rizofiltrációja során pl. a napraforgó gyökerei az ólmot elsősorban ólom-foszfát csapadékká alakították át.[36] Szareptai mustár (*Brassica juncea*) alkalmazása esetén jelentős mennyiségű ólom-karbonát csapadékot találtak a sejtfalakon.[19] A gyökerek sejtfalai általában a poligalakturonsav (pektint alkotó molekula) karboxilcsoportjai miatt negatív töltésűek, így a pozitív töltésű fémkationokat képesek megkötni.[19] A rizofiltráció során valószínűleg a fémek kicsapása és kicserélődéssel történő szorpciója a két legfontosabb folyamat.

A rizofiltrációs célra alkalmazott növényfajoknak legalább néhány napig el kell tűrniük a szennyezett víz magas fémkoncentrációját. A fémek (elsősorban a Cd, illetve a Cu, Zn és Pb) akkumulációjában, méregtelenítésében (detoxifikációjában) kulcsszerepet játszanak a fémmegkötő-képességgel rendelkező, *fitokelatinoknak* nevezett polipeptidek.[16, 38] A fitokelatinoknak fontos szerepe lehet a gyakorlati rizofiltráció során.

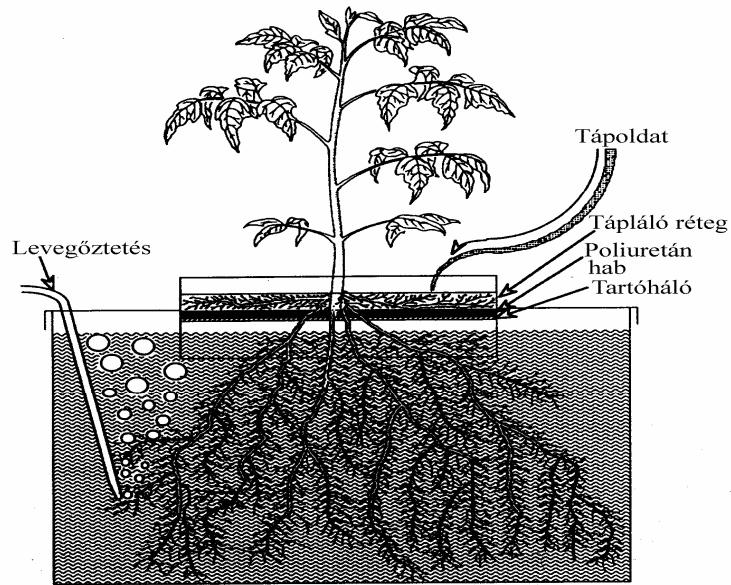


[35]

5. ábra Növényi gyökerek vagy csíranövények oldatokból történő fémeltávolítása során lezajló folyamatok

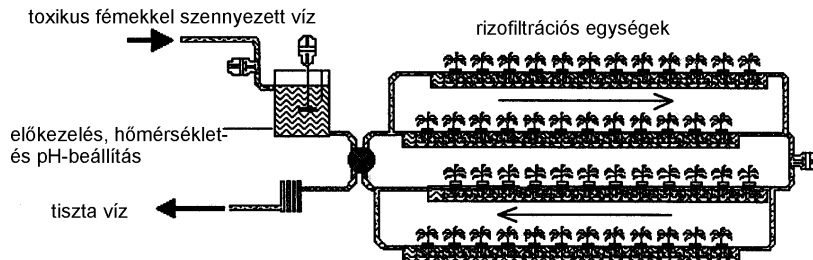
Összefoglalva tehát; a rizofiltrációs célra ideális növények maximális mennyiségű toxikus fémeket képesek a szennyezett vízáramból eltávolítani, a növényegyedek könnyen és gyorsan felnevelhetőek, és gyorsan nagy gyökértömeget képeznek. A rizofiltrációs rendszer optimális esetben olcsón üzemeltethető, és minimális mennyiségű másodlagos hulladék anyagot kell kezelni. Az egyik rizofiltrációra alkalmas növényfaj a napraforgó, amely speciális rizofiltrációs rendszerben naponta 50 g szárazanyagot képez négyzetméterenként, ez 1,5 kg szárazanyag/m²-nek felel meg havonta.[19, 35]

Technikailag meg kellett oldani, hogy a rizofiltrációt végző gyökerek folyamatosan érintkezzenek az áramló szennyezett vízzel. Ilyen célra alkalmas rizofiltrációs egységet mutat be a 6. ábra. A növények poliuretánhabból készített tálcán úsznak, amelyben tápanyagréteg található. A tápanyagrétegbe tápoldat juttatható, vagy a tápanyagok a növények leveleire permetezhetőek. Így nem kell a növényi tápanyagokat a szennyezett vízbe bejuttatni, és ily módon elkerülhető, hogy azok a szennyeződésekkel kölcsönhatásba lépve különféle csapadékokat képezzenek. A gyökerek túlnyomó többsége átnő a tartóhálón, és a vízáramba merülő sűrű finom térhálójú gyökérzet rizofiltrációt végez. A rizofiltrációs egységeket a 7. ábrán bemutatott módon lehet rendszerbe foglalni.[35]



[35]

6. ábra Rizofiltrációs egység



[35]

7. ábra Átfolyó rendszerű rizofiltrációs rendszer sémája

A szennyezett vizet szivattyú keringeti, a szennyvíz-előkezelés, pH- és hőmérsékletbeállítás után találkozik a rizofiltrációs egység növényeinek sűrű gyökérzetével, majd szűrés után megtisztulva távozik a rendszerből. A növények bizonyos időszakonként történő kicserélésével a víztisztítás folyamatossá tehető.

A különféle növényfajok rizofiltrációs kapacitását fényszobás tenyészedényes, illetve szabadföldi félüzemi kísérletekben tanulmányozták a kutatók.[35, 36, 37] Több egyszikű és

kétszikű növény ólom-rizofiltrációs képességét összehasonlítva megállapították, hogy a gyökerek ólomakkumuláló képessége az alábbi sorrendben csökken: fűfélék > napraforgó > szareptai mustár > dohány > rozs > spenót > köles > kukorica.[36] Szárazanyagra számítva a gyökerek ólomakkumulációja meghaladta a 10%-ot. Az élő gyökerek több ólmot távolítottak el, mint az elpusztultak. A szareptai mustár vagy a napraforgó gyökerei néhány órán belül jelentős mennyiségű kadmiumot, krómot, rezet, mangánt, nikkelt és cinket távolítottak el a mesterségesen elszennyezett vízből.[36, 37]

Saját fényszobás, tápoldatos kísérleteinkben a napraforgó, a sütőtök és a szareptai mustár kadmium-rizofiltrációs kapacitását hasonlítottuk össze. Ha a tápoldatba $2000 \mu\text{g}/\text{dm}^3$ kadmiumot juttattunk ki, a napraforgó gyökerének kezdeti $1,2 \mu\text{g}/\text{g}$ -os kadmiumkoncentrációja fokozatosan emelkedett, és 48 óra múlva elérte a $460 \mu\text{g}/\text{g}$ -os értéket. Sütőtök esetén a gyökerek kadmiumkoncentrációja $2,1 \mu\text{g}/\text{g}$ -ról $415 \mu\text{g}/\text{g}$ -ra, szareptai mustár esetén $1,3 \mu\text{g}/\text{g}$ -ról $1092 \mu\text{g}/\text{g}$ -ra nőtt. A mesterségesen elszennyezett tápoldatból 48 órás kölcsönhatás után a 33 napos napraforgó és sütőtök az összes kijuttatott ($10\ 000 \mu\text{g}$) kadmiumtartalom 12, illetve 15%-át távolította el. Az 50 napos szareptai mustár esetén a kadmiumeltávolítás mértéke 69%-osnak bizonyult.[33]

Sikeresen távolítottak el rizofiltrációval jelentős mennyiségű uránt radiostronciumot és radiocéziumot szennyezett vízből, az eredményeket részletesen a *Radionuklid-szennyeződés fitoremediációja* c. fejezetben ismertetjük.

Néhány tudományos eredmény arra utal, hogy növényi gyökerekkel nemcsak fémeket, hanem szerves szennyező anyagokat is el lehet távolítani a szennyezett vízből. [12] A torma felaprított gyökerei szorpcióval hatékonyan távolítottak el pl. különféle fenolokat és anilineket a szennyvízből. A folyamat pH-függőnek bizonyult, 5-7-es pH között zajlott le a leggyorsabban, a szennyeződések hidrogén-peroxid jelenlétében teljesen átalakultak.

Blasztofiltráció

A *blasztofiltráció* során magasabb rendű szárazföldi csíranövények segítségével távolítják el a fémeket és a radionuklidokat a szennyezett vízből. A kifejezés a görög *blasto*=csíranövény kifejezésből ered.[19, 35]

Akvakultúrában, tápoldat nélküli levegőztetett vízben néhány kultúrnövény (pl. szareptai mustár, tarlórépa, repce, lucerna, rizs) képes arra, hogy sötétben akár 10 napon át csírázzék, fejlődjék.[38] Ily módon rövid idő alatt, viszonylag olcsón nagy mennyiségű, nagy fajlagos felületű csíranövényt (biomasszát) lehet előállítani, amely a fémszennyeződéseket meglepően

jó hatékonysággal távolítja el adszorpcióval és abszorpcióval a szennyezett vízből. A blasztofiltráció olcsóbb és hatékonyabb lehet a rizofiltrációnál, mert csak magvakra, vízre, levegő bejuttatására van a növényneveléshez szükség (fény nem feltétlenül szükséges), és minimális a mikrobiális fertőződés veszélye. A szennyezett vízbe bemártott, fémeket felvett csíranövényeket ezután a rizofiltrációban alkalmazott növényekhez hasonló módon meg lehet szárítani, el lehet égetni. A módszer alkalmas lehet ipari vizek, bányavizek és hulladéklerakók csurgalékvizeinek a megtisztítására.

Az 5 napos szareptai mustár (*Brassica juncea*) csíranövények a két vegyértékű fémkationok (Pb, Sr, Cd és Ni) oldatból történő 500-2000-szeres koncentrálására képesek. Az egy vegyértékű céziumkation és a hat vegyértékű krómanion esetén az akkumuláció mértéke kisebbnek bizonyult, a bioakkumulációs faktor értéke 100-250 között változott. A folyamat hatékonysága javult, ha a szennyezett vízből a fémfelvételt zavaró Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , SO_4^{2-} és NO_3^- ionokat eltávolították[38].

FITOVOLATIZÁCIÓ

A *fitovolatizáció* (*fito* = növény, *volatizáció* = illékonyá tétel) során növények, illetve mikrobák teszik illékonyá a szennyezett közegben (talajban, üledékben, vízben) lévő szennyező anyagokat (elsősorban szelént, illetve a higanyt, arzént, halidokat és egyes szerves szennyező anyagokat). A növényekben, növény–mikroba asszociációkban, mikrobákban lezajló élettani, biokémiai folyamatok következményeként illékony elemi formájúvá (Hg), illékony, kevésbé toxikus metil- vagy dimetil-vegyületté alakulnak át egyes toxikus fémek (Se, As), illékony monohalo-metán vagy metán-tiol vegyületekké alakulnak át a halidok és biszulfidok, valamint illékony vegyületekké bomlanak le egyes szerves szennyező anyagok. A fenti illékony vegyületek a levegő közvetítésével távolabbra szállítódnak, így az adott (toxikus) fém vagy vegyület koncentrációja a szennyezett közegben csökken.[5, 12, 19, 28, 29, 39, 40]

Szelén fitovolatizációja

A szennyezett talaj, üledék és víz fitovolatizációját illetően a szelénre vonatkozóan a legbővebbek az ismereteink, és több kísérlet azt bizonyítja, hogy ez a fitoremediációs technika a gyakorlatba is átültethető lesz.

A szelén (Se) átlagos koncentrációja a feltalajokban 0,33 mg/kg.[2, 41] Mivel a szelén oldhatósága a talajban kicsi, a mezőgazdasági takarmánynövények és termények szeléntartalma általában alacsony, gyakran kell tehát szelénhiánnyal számolnunk. A szelén az állati és emberi szervezet számára esszenciális mikroelem, igen szűk viszont az a koncentrációtartomány, amely felett a szelén már toxikussá válik. Egyes arid, szemiárid régiókban a lúgos, nagy sótartalmú, tengeri üledékekből származó ún. *selenifer* talajokban a szelén koncentrációja olyan nagy (20-40 mg/kg, szélsőséges esetben több száz mg/kg), hogy az már veszélyezteti az ember egészségét. Ilyen terület található a San Joaquin völgyben (Kalifornia), ahol az öntözés következtében jelentős mennyiségű szelenát mosódott ki a talajvízbe, illetve jelent meg az öntözővízben és a Kesterson víztározóban madár- és halmérgezést okozva.[29] Az ipari termelés is okozhatja a talaj, az üledék és a víz szelénszennyeződését – szelén kerülhet a környezetbe az olajfinomítók szennyvizeiből, illetve a hőerőművekben használt szénből és szénhamuból.

A talajba, az üledékbe, és a vízbe került szelént nagyon körülményesen és drágán lehet eltávolítani: a kémiai, elektrokémiai, remediációs technológiák másodlagos szennyeződést (szelénnel szennyezett iszapot) generálnak, amelyet veszélyes hulladékként kell kezelni. Olcsóbb és környezetkímélőbb megoldásnak ígérkezik a szelénszennyeződés fitoremediációja, a szelén *fitoextrakcióval* (ld. előbb) és *fitovolatizációval* történő eltávolítása.[4, 5, 12, 28, 29]

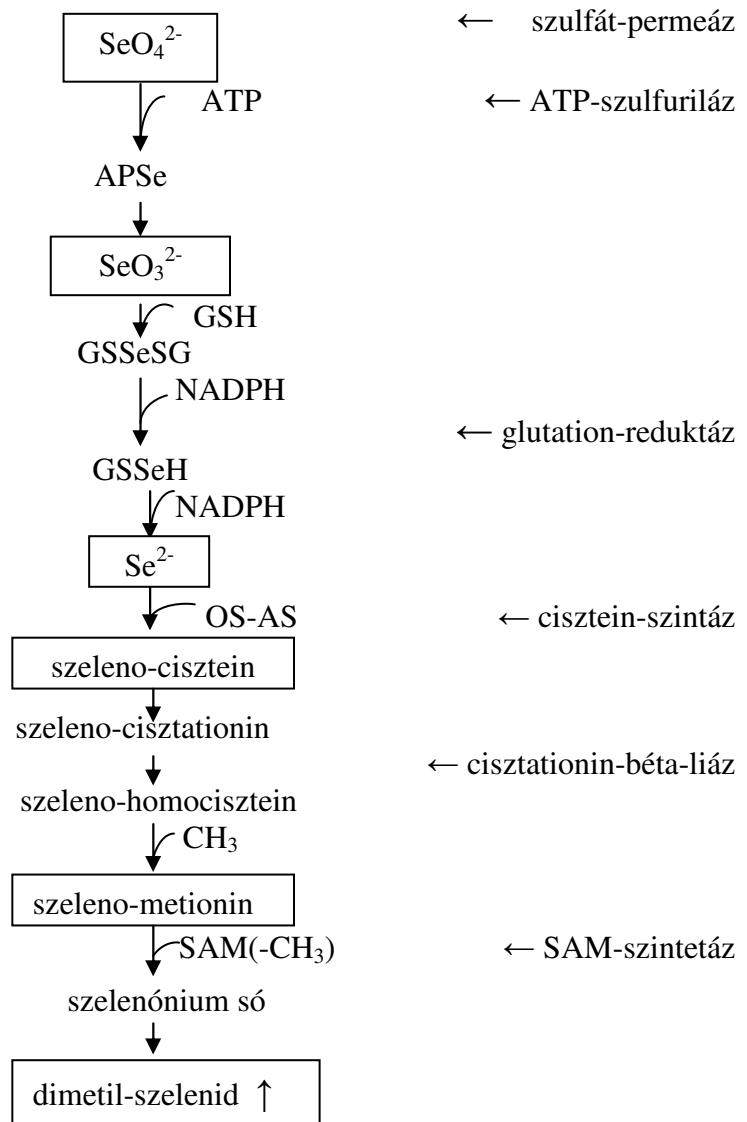
A növények dús gyökérzete nagy talajtérfogatot képes átszöni, és a talajból *selenátot* (SeO_4^{2-}) és *selenitet* (SeO_3^{2-}) egyaránt képes felvenni. A gyökerekbe került szelén részben átszállítódik a hajtásokba, amelyek betakarításával szelén távolítható el a területről. Mindemellett a növények a szelén fitovolatizációjára is képesek, a szelént dimetil-szeleniddé alakítják át, amely nem mérgező. Mivel az a folyamat elsősorban a gyökerekben zajlik le, minimális az állatok és az emberek által fogyasztott föld feletti növényi részek szelénterhelése. A talajban és az üledékben lévő mikrobák (gombák, baktériumok, élesztők, mikroalgák) önmagukban is képesek a szelén volatizációjára (ezzel védekeznek a szelénmérgezés ellen), amelynek mértékét a növények tovább fokozzák. A növények gyökereiben lezajló szelén fitovolatizációhoz a *rizoszféra* (gyökérzóna) baktériumaira is szükség van. A rizoszférában előforduló baktériumok elsősorban a szelenát fitovolatizációját gyorsítják fel, mivel elősegítik a gyökerek aktív szelenátfelvételét, egyúttal a növények gyökereinek izzadmányai szénforrást biztosítanak a rizoszféra baktériumai szaporodásához. A talajbaktériumok a növényektől függetlenül is képesek ugyan a szelén volatizálására, növények jelenlétében azonban ez a képességük megtöbbszöröződik, mivel a növények

folyamatosan energiát biztosítanak számukra. A talajba, üledékbe jutott bomlásnak indult növényi biomassa serkenti a volatizációt, mivel az illékonytételhez metil-csoportokat és szénforrást biztosít a mikrobák számára. A szelénrel szennyezett területek megfelelő hatékonyságú remediációjához tehát mikrobák, és magasabb rendű növények összehangolt tevékenységére van szükség.[5, 29]

A szelén (Se) több oxidációs formában (szelenid: Se^{2-} , elemi vagy „kolloidális” szelén: Se^0 , szelenit: Se^{4+} , szelenát: Se^{6+} , szerves szelénvegyületek: pl. szeleno-cisztein, szeleno-metionin stb.) van jelen a talajokban illetve a biológiai rendszerekben.[29, 41] A szelénnek több illékony formája ismert (dimetil-szelenid, dimetil-diszelenid, dimetil-szelenon, dimetil-szelenilszulfid, metán-szelenol), melyek közül az első kettő a legfontosabb. A növények a szelént aktívan szelenát és szerves szelén formájában, passzívan pedig szelenitként veszik fel. A növények (akár a szelént nem akkumuláló akár a szelént hiperakkumuláló fajokról van szó) könnyebben, gyorsabban felveszik a szerves szelénvegyületeket (szeleno-metionin, szeleno-cisztein), mint a nátrium-szelenitet. A legkönnyebben felvehető szelenátok a talajból a szulfát-asszimilációban (kén-anyagcserében) kulcsszerepet játszó enzimek közvetítésével kerülnek be a gyökerekbe, ahol szelenitté redukálódnak. A növényekben a szelenit beépül a kéntartalmú aminosavakba (szeleno-ciszteinbe, szeleno-metioninbe), amelyekből szintén enzimek közvetítésével illékony dimetil-szelenid szintetizálódik a kloroplastiszokban (8. ábra).[28, 29]

A szelént nem hiperakkumuláló növények (pl. a káposztafélék) dimetil-szelenidet bocsátanak ki magukból, míg a szelén hiperakkumulációjára képes növényfajok (pl. az *Astragalus bisulcatus*) főként dimetil-diszelenidet képeznek.[29] A fitovolatizáció során lezajló biokémiai folyamatokat részletesen megismerhetjük de Souza et al. (2000) cikkéből. [40]

A szelén fitovolatizáció sebessége függ attól, hogy a szelén milyen vegyület formájában van jelen a talajban (speciáció), illetve a szennyezett közegben. Redukált formák (szeleno-metionin, szelenit) esetén ez a folyamat általában gyorsabb, mint szelenát esetén.



[29]

8. ábra Szelén volatizáció folyamata a szelént nem hiperakkumuláló magasabb rendű növényekben

A szelenátok felvételét a talajból a szulfátionok antagonistaként gátolják, és a kén jelenléte egyúttal lecsökkenti a szelén fitovolatizációjának sebességét is a növényben. Jelentős különbség van az egyes növényfajok szelén fitovolatizációjának sebességében is. A káposztafélék (*Brassicaceae*) családjába tartozó (intenzív kénanyagcserét folytató, jelentős mennyiségű szelén felvételére képes) növényfajok (szareptai mustár, brokkoli, káposzta, karfiol, kínai mustár), illetve rizs szelén fitovolatizációja volt a leggyorsabb (1500-2000 $\mu\text{g Se/nap/kg}$ szárazanyag) a vizsgált növényfajok közül. Az uborka, paradicsom, sárgarépa, árpa, gyapot, tojásgyümölcs, kukorica szelén fitovolatizációjának mértéke közepesnek (300-750 μg

Se/nap/kg szárazanyag), míg a lucernáé, cukorrépaé, hagymáé, babé, salátáé alacsonynak (>250 µg Se/nap/kg szárazanyag) bizonyult.[29] A tápoldatos, tenyészedényes, szabadföldi kísérletek eredményei alapján fitovolatizációs szempontból a szareptai mustár az egyik legígéretesebb növényfaj.[28, 29]

A szelén fitoextrakciója, fitovolatizációja során keletkezett növényi biomasszát a szelénkoncentráció ellenőrzése után hozzá lehet keverni az állatok takarmányához – megelőzendő a gyakori szelénhiányt. (A Se fitovolatizálásához elsősorban a káposztafélék családjába tartozó növényfajokat alkalmaznak majd, ezek proteintartalma is jelentős). A betakarított növényi biomasszát trágyaként a szelénhiányos talajokba is be lehet forgatni, majd azokon takarmánynövényeket lehet termesztetni, amelyek szeléntartalma ily módon megnövelhető. Általában a takarmányok 0,1-0,3 mg/kg-os szelénkoncentrációja a haszonállatok számára már elegendő ellátást biztosít. A fitovolatizációs célra alkalmazandó káposztafélék terméséből olajt is lehet nyerni, és a szelénben dús olajpogácsa is feleltethető az állatokkal. Végül a keletkezett biomasszát hőerőművekben energiatermelésre is hasznosíthatjuk, vagy azt ellenőrzött körülmények között deponáljuk (ld. még *Folyamatos fitoextrakció* című fejezet).

Felmerül a kérdés, hogy a fitovolatizáció során keletkező illékony szelénvegyületekkel mi történik, nem veszélyeztetik-e az ember egészségét? Becslések szerint a dimetil-szelenid 500-700-szor kevésbé toxikus, mint a szelenát vagy szelenit. Remediáció esetén az optimális 250 µg Se /m²/h fitovolatizációs sebességet feltételezve számítások szerint 24 óra alatt $\cong 840$ ng-ra nő 1 m³ levegő szelénkoncentrációja, amely jóval kisebb, mint a szennyezett területekre vonatkozó 3500 ng/m³-es amerikai határérték. A gáz-halmazállapotú dimetil-szelenid kb. 10 nap alatt bomlik el a légkörben, amely elegendően hosszú idő ahhoz, hogy a szelén messzire szállítódjon a szennyezett területről. Számítások szerint maximálisan 4,5 g/ha szelénkiülepedéssel kell a környéken évente számolni, amely mindössze 0,005 mg/kg-mal növeli meg a feltalaj szelénkoncentrációját.[29] Megjegyezzük, hogy a hazai környezetvédelmi szabályozás nem fogadja el a szennyezőanyagok kihígításának, áthelyezésének gyakorlatát.

Több tápoldatos, tenyészedényes, kisparcellás kísérlet mellett néhány félüzemi, üzemi kísérlet eredménye is bizonyítja, hogy többé-kevésbé eredményesen lehet szelént eltávolítani a környezeti elemekből.[5, 29] A Chevron olajtársaság olajfinomításkor keletkező szelénrel szennyezett ipari szennyvizét mesterséges vizenyős területekre (*constructed wetlands*) vezetik Kaliforniában. A mérések szerint a mocsarakba bekerült szelén 90%-a eltávolítható a

szennyvízből, 10-30%-a biovolatizációval (mikrobák, növények közvetítésével) távozik, illetve a szelén a növényekben és az üledékben akkumulálódik.[29]

A szelén fitovolatizációs célra ideális növény sok szelént képes szöveteiben felhalmozni és metilálással illékonyá tenni, gyorsan nő és nagy biomasszát képez, eltűri a talaj nagy sótartalmát, könnyen betakarítható és takarmányként hasznosítható.[29] Az eddigi kísérleti eredmények alapján a vízinnövények közül egyes sós mocsarakban élő gyékény- és sásfélék, a haszonnövények közül az intenzív kénanyagcserét folytató káposztafélék (*Brassicaceae*) (ezen belül a szareptai mustár) felelnek meg leginkább a fenti követelményeknek.[29, 40] A legújabb kutatások szerint a szelén felvételében és illékonyá tételében kulcsszerepet játszó („szűk keresztmetszetet jelentő”) enzimek közül (8. ábra) a szulfát-permeáz és az ATP-szulfuriláz aktivitását célszerű génszabású úton megnövelni, és így módon a szelén fitovolatizációját felgyorsítani. Kutatások folynak olyan transzgenikus növények előállítására, amelyek a szelén hiperakkumulátor növényekhez hasonlóan az átlagosnál jóval több szelén felvételére és tolerálására képesek, tehát képesek olyan szelénrel terhelt talajban vagy vízben is fejlődni, melyben a közönséges növények elpusztulnának.[29, 40]

Transzgenikus növények alkalmazásával, illetve a mikroba–növény kapcsolat optimalizálásával feltételezhetően lényegesen lerövidíthető majd az az idő, amely egy szárazföldi terület vagy egy mesterséges mocsár szennyvizének szelénmentesítéséhez szükséges.

Higany és arzén fitovolatizációja

Az elemi higany (Hg^0) szobahőmérsékleten folyékony és könnyen elillan. Nagyfokú reaktivitása következtében a higany elsősorban két vegyértékű kationként (Hg^{2+}) fordul elő a környezetben. A szelénrel és az arzénrel ellentétben a metilált higanyvegyületek rendkívül mérgezőek, ez esetben tehát az az előnyös, ha a két vegyértékű szerves higanykationok, vagy a szerves kötésű Hg vegyületek (metil-higany; CH_3Hg^+) illékony elemi higannyá redukálódnak. Az elemi higany viszonylag inert és kevésbé toxikus az élőlények számára, mint a Hg^{2+} -kationok vagy a metil-higany.[4, 5, 19]

Egyes talajbaktériumok olyan higanyrezisztencia gén operonnal (*mer*) rendelkeznek, amely lehetővé teszi, hogy a higany reduktáz (NADPH-függő FAD-tartalmú disszulfid oxidoreduktáz) enzim segítségével a baktériumok a Hg^{2+} -vegyületeket elemi higannyá (Hg^0) redukálják. A keletkezett Hg^0 gyorsan elillan a sejtmembránokon keresztül.

Génebeszeti úton baktériumokból származó higany redukáz enzimet kódoló géneket ültettek a lúdfübe (*Arabidopsis thaliana*). Az így létrehozott transzgenikus növény igen nagy (25-100 μM) higanykoncentrációjú közegben sem pusztult el, a keletkezett Hg^0 vagy a légkörbe távozott, vagy a hajtásokba szállítódott. Bízatóak a nagyobb biomasszát képező dohányjal, káposztaféllel, nyárfával elvégzett hasonló kísérletek is, a transzgenikus dohány a Hg^{2+} 40%-át 24 órán belül redukálta, és Hg^{2+} 75%-át 1 héten belül eltávolította a szennyezett közegből anélkül, hogy toxicitási tünetek alakultak volna ki. Mivel ezeket a kísérleteket tápoldatban végezték, szennyezett talajból ezek a transzgenikus növények valószínűleg lassabban veszik fel, redukálják, illetve volatizálják majd a higanyt.[5]

A mikrobák *arzenmetilációja* régen ismert, elsősorban a baktériumokra és gombákra jellemző. A baktériumok arzenmetilációja elsősorban anaerob körülmények között zajlik le, ez a folyamat a gyakorlatban kizárólag *ex situ* bioreaktorokban alkalmazható. A gombák a mezőgazdaságban korábban alkalmazott arzen tartalmú vegyületek metilációjában játszanak fontos szerepet.[5]

Az arzen fitovolatizációjára nincsenek közvetlen bizonyítékok. Feltételezhetően a növények elősegíthetik és serkenthetik az arzen mikrobiális volatizációját a rizoszférájukban. Elképzelhető, hogy a higanyhoz hasonlóan a növények arzenfelvételében feltételezhetően fontos szerepet játszó foszfátranzporterek (enzimek) segítségével az arzen illékonyá tétele felgyorsítható. A metilált arzenvegyületek toxicitása jóval kisebb az As(III)-vegyületekéénél.[5]

Halidok és szerves szennyező anyagok fitovolatizációja

Magasabb rendű növények (pl. a káposzta) alkalmasak lehetnek a nagy só tartalmú talajok *halid* (X^-) és *biszulfid* (HS^-) koncentrációjának csökkentésére, mivel illékony monohalo-metánt (CH_3X), illetve részben metán-tiolt (CH_3SH) képeznek. A megvizsgált 118 növényfajból 87 monohalo-metánt, 20 pedig egyúttal metán-tiolt is képzett. Mindkét illékony vegyület keletkezését a metil-transzferáz enzim katalizálja, amely metil-donorként S-adenozil-L-metionint hasznosít. A talajok nagy szulfid- és halidkoncentrációja egyébként gátolja a szelénnel szennyezett talajokon termesztett növények fitovolatizációját.[12]

Néhány kísérleti eredmény arra utal, hogy a szerves vegyületekkel szennyezett talajok triklór-etilén koncentrációját fitovolatizációval csökkenteni lehet (ld. még a *Klórozott szénhidrogén-szennyeződés fitoremediációja* alcímet). A gyorsan fejlődő nyárfa hibridek jelentős mennyiségű triklór-etilén felvételére, oxidációjára és elpárologtatására képesek.[42]

Hasonló jelenséget figyeltek meg egy fenyőfaj (*Pinus taeda* L.) alkalmazása esetén is, mely a talaj triklór-etilén tartalmának 10%-át párologtatta el levelein keresztül.[12]

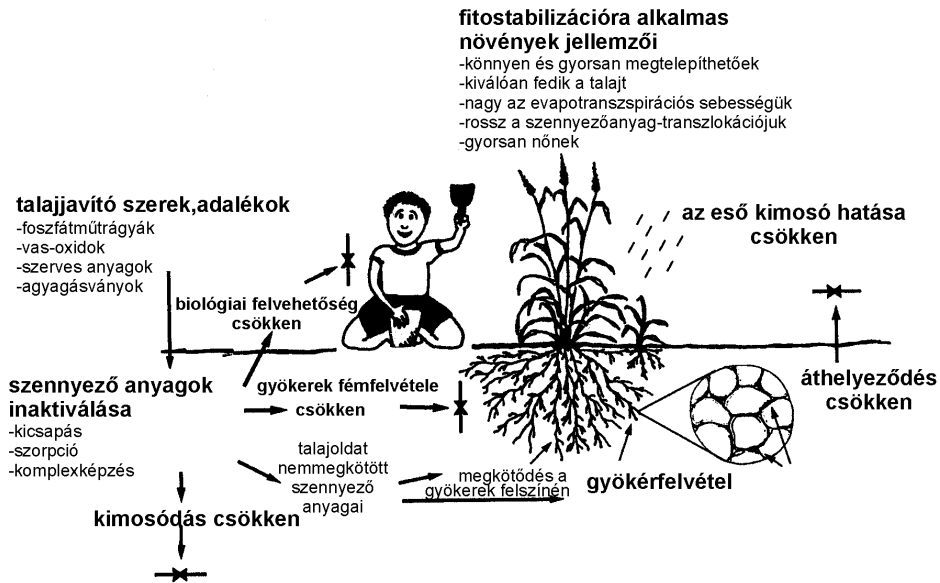
FITOSTABILIZÁCIÓ

A *stabilizálás* és a *szilárdítás* során kémiai, fizikai–kémiai és termikus folyamatokat alkalmaznak a veszélyes hulladékok, szennyezett közegek ártalmatlanítására. A *stabilizálás* során a szennyező anyagot kémiaailag stabilabb, kevésbé oldékony, kevésbé mozgékony (mobilis) és kevésbé mérgező formájúra alakítják át. Az eljárás során a szennyező anyagok fizikai tulajdonságai nem feltétlenül változnak meg. Az *adszorbensek* alkalmazása során a szennyező anyagokat (pl. nehézfémeket) különféle adalékok (ioncserélő gyanták, agyagásványok, humuszanyagok, pernye, aktív szén) kötik meg, és meggátolják azok kimosódását. Cement segítségével a fenti anyagok *megszilárdíthatók*, és így azok kimosódása megakadályozható.[2]

A *fitostabilizáció* során különféle adalékanyagokkal kezelik a szennyezett közeget (pl. talajt, bányameddőt, ipari mellékterméket), majd az ily módon stabilizált területet növénytakaróval fedik le.[3, 12, 16, 43, 44, 45] A szennyező anyagokat (elsősorban a fémeket, egyes szerves szennyező anyagokat) az adalékanyagokkal oldhatatlan, kevésbé felvehető formájúvá alakítják át, a növénytakaró pedig megakadályozza, hogy a szennyezett közegből a szennyező anyagok a talajvízbe, levegőbe, szennyezetlen területre kerüljenek át, illetve a mikrobákban, növényekben, állati és emberi szervezetben akkumulálódjanak. A növénytakaró intenzív evapotranszpirációja megakadályozza, hogy a csapadék hatására a szennyező anyagok (nehézfémek) a mélyebb rétegekbe vándorolva elszennyezzék a talajvizet. Az erózió, defláció (szél általi elhordás) gátlásával a növények csökkentik a szennyezett közeg elhordásának veszélyét (9. ábra).

A fitostabilizáció során tehát nem a szennyező anyagok eltávolítása, hanem a helyszínen történő immobilizálása a cél. A fitostabilizációval csökken a környezet további elszennyeződésének veszélye és az élővilág szennyező anyagoknak való kitettsége.

A fémekkel szennyezett területek remediációja általában a talaj elhordásából (talajcseréből), a szennyezett talaj kitermeléséből és cementbe (vagy más anyagba történő) beágyazásából majd területöltésre való felhasználásából, illetve talajmosásból áll. A szennyezett területet aszfalttal boríthatják, vagy megfelelő rétegben szennyezetlen talajjal takarják. Valamennyi fenti eljárás igen költséges, nagy kiterjedésű szennyezett területen vagy



[45]

9. ábra A fitostabilizáció során lezajló folyamatok sémája nyomán

lakó övezetekben nehezen alkalmazható. A fitostabilizáció a gazdaságossági számítások szerint a fenti eljárásoknál akár egy nagyságrenddel is olcsóbb lehet.[45] Mivel a szennyezett területet növénytakaró borítja, társadalmi elfogadottsága is jobb lehet a fent részletezett, drasztikusabb beavatkozással járó fizikai, fizikai–kémiai remediációs technológiáknál. Mivel hosszú távú beavatkozásról van szó, nagyon lényeges olyan adalékok, illetve azok kombinációjának kijuttatása, amelyek hosszú időn át képesek szennyezőanyag- immobilizáló hatásukat kifejteni. Egyelőre a kísérletek során eltelt idő rövidege miatt viszonylag kevés ez irányú tapasztalattal rendelkezünk. Elképzelhető tehát, hogy az immobilizáló anyagok kijuttatását és a növénytakaró kialakítását bizonyos időközönként meg kell majd ismételni.[45]

Adalékanyagok szerepe a fitostabilizációban

A fitostabilizáció első lépéseként a mezőgazdasági termelés, szennyvíziszap-elhelyezés, rekultiváció, tájrehabilitáció kapcsán már régóta ismert és alkalmazott adalékanyagokat juttatnak ki a szennyezett területre. Az alkalmazott *adalékanyag*nak (illetve azok keverékének) – amellet, hogy hatékonyan megköti a szennyező anyagokat – hosszú távon is meg kell őriznie ezt a tulajdonságát. Az adalékanyag legyen olcsó, legyen könnyen előállítható, kezelhető és kijuttatható, ne legyen veszélyes a kijuttatást végző emberekre, ne legyen mérgező az élővilágra, és alkalmazása után ne károsítsa a környezetet. Előnyös, ha az

adalékanyag tápanyagokat biztosít a növények számára (pl. a szennyvíziszap sok nitrogént és foszfort tartalmaz), és növeli a szennyezett közeg vízfelvevő, vízmegtartó képességét (ilyen tulajdonsággal rendelkezik a legtöbb szerves hulladék).

Fitostabilizációs célra előnyösen alkalmazhatók az ipari hulladékok, melléktermékek, amelyek elhelyezését, visszaforgatását, ártalmatlanítását egyébként is meg kell oldani. Ilyen anyagok a szennyvíztelepeken keletkező *szennyvíziszapok* (biohulladékok), az állattartó telepeken keletkező állati és növényi eredetű *trágyák*, valamint egyes *ipari melléktermékek* (salakok, hamuk).[43, 44, 45] Tenyészedényes, kis- és nagyüzemi kísérletek eredményei alapján [43] a fémeket immobilizáló legígéretesebb adalékanyagok közé tartoznak a *foszfátok*, a *szerves anyagok* és *biohulladékok*, a *vas-* és *mangán-oxihidroxidok*, a természetes és mesterséges *agyagásványok* (alumínium-szilikátok), *lúgos anyagok* és egyes *ipari melléktermékek* (pl. szénhamu, salak).[43, 44, 45] Ezek az adalékok kicsapással, abszorpcióval vagy adszorpcióval, komplexképzéssel, redox átalakítással, humifikálással hatástalanítják a fémeket és egyes szerves szennyező anyagokat (9. ábra).

A *foszfátok* (pl. kalcium-foszfát, apatit, nyersfoszfát, foszfátműtrágyák, magas foszfáttartalmú ipari melléktermékek) megkötik, illetve kicsapják a fémeket (Cd, Cu, Ni, Pb, és Zn), immobilizálva azokat.[44, 45] Ólommal szennyezett talajokat eredményesen lehet foszfátokkal stabilizálni, mivel rövid idő alatt oldhatatlan piromorfit (ólom-foszfát) kristályok keletkeznek, amelyek nagyon stabilak, erősen savanyú kémhatású közegben (pl. az emberi gyomorban) sem oldódnak fel.[45, 46] Mivel a kijuttatandó foszformennyiség általában nagyon nagy (0,5%), gondosan meg kell tervezni a folyamatot, nehogy a felesleges foszfátok kimosódva eutrofizációt idézzenek elő, illetve mobilizálják a szennyezett közeg arzéntartalmát.

Tenyészedényes kísérletben Gyöngyösorosziból származó, nagy ólomkoncentrációjú (1800 mg/kg Pb), savanyú kémhatású (pH 3,2) bányameddőt meszezés (0,5% CaCO₃) után 5% kommunális szennyvíziszap komposzttal, 5% tőzeggel, 7,5% természetes zeolittal, foszfáttal (0,5% KH₂PO₄), illetve a fenti adalékanyagok kombinációjával remediáltunk. Valamennyi kezelés lecsökkentette a vörös csenkesz tesztnövény hajtásának ólomakkumulációját, míg a gyökerekben a foszfát kijuttatás esetén volt a legmagasabb az ólomkoncentráció – mindez az ólom kicsapódására utal.[47]

A *szerves anyagok* és *biohulladékok* (komposztok, szerves trágyák, szennyvíziszapok) elsősorban az arzén, kadmium, réz, ólom és a cink kicserélődéssel történő szorpcióval vagy komplexképzéssel történő immobilizálásra képesek.[45] Lengyelországban pl. egy korábbi

cinkkohó környékén a cinkkel szennyezett talajon sikerült növénytakarót meghonosítani meszezéssel és települési szennyvíziszap kijuttatással elvégzett stabilizáció után.[43]

Vas- és mangán-oxihidroxidok az arzént, kadmiumot, ólmot, nikkelt és cinket erősen magukhoz kötik, és lecsökkentik a fenti fémek talajbeli mobilitását és felvehetőségét. Az „Iron Rich”-nek nevezett, titán-dioxid gyártása során keletkező melléktermék 50-60% (m/m) vas-oxihidroxidot tartalmaz.[45] Ennek a lúgos kémhatású mellékterméknek (pH 8,5) az 5% (m/m)-os kijuttatásával eredményesen immobilizálható a talajokban lévő cinkszennyeződés.[43] Vas-oxihidroxid (2,5-5,75 % (m/m)) kijuttatásával csökken a szennyezett talajokban lévő ólom oldhatósága, a stabilizáló hatás foszfátokkal kombinálva tovább fokozható.[45]

A nagy fajlagos felületű és nagy ioncserélő kapacitású *agyagásványok*, a különféle ipari gyártási melléktermékként keletkező *alumínium-szilikátok* hatékonyan kötik meg a fémeket (As, Cd, Cu, Mn, Ni, Pb és Zn). A természetes vagy mesterséges zeolitok a felületükön kötik meg a fémkationokat, vagy magukba zárják azokat. A mesterséges zeolitok ez irányú hatása jobb, de drágábbak a természetes zeolitoknál.[43, 45] Hazai (mádi) természetes zeolitok nehézfém-stabilizáló hatását galvániszappal (kadmiummal, krómmal, rézzel, nikkellel és cinkkel) elszennyezett talajon tanulmányoztuk. Tenyészedényes kísérletben azt tapasztaltuk, hogy a vizsgált zeolitok lecsökkentették a salátacikória jelzőnövény (hajtásának) cinkfelvételét, amely ez esetben előnyös jelenségnek tekinthető.[32] Eredményesen alkalmaztak Belgiumban *beringitet* (amely a szénbányászat során keletkező meddő elégetésével keletkező módosított alumínium-szilikát) üzemi kísérletben cinkkel szennyezett terület fitostabilizálására. A cinkkel erősen szennyezett (2% Zn), korábban ipari területet beringit és komposzt kijuttatásával stabilizálták, majd fűfélékkel vetették be a területet. Több évvel a kezelés után is növénytakaró borította a korábban csupasz területet, melyen évelő növények is megjelentek. Erősen lecsökkent a mobilis és felvehető cink mennyisége a talajban, melyet megfelelő talajélet jellemzett.[43]

Régóta ismert, hogy a *lúgos kémhatású anyagok* (pl. mész, dolomit) kijuttatásával a fémkationok (Zn, Cd, Pb) talajbeli mobilitása csökken, mivel a fémek a kolloidok felszínén megkötődnek, vagy oldhatatlan fém-hidroxidokká alakulnak át. A meszezés önmagában nem elegendő a szennyezett terület remediálására (hatása gyorsan lecseng, ezért a kijuttatást időnként meg kell ismételni), ezért általában más talajadalékokkal (pl. szerves anyagokkal, biohulladékokkal) együtt alkalmazzák.[43, 45] A meszezésnek jótékony hatása van az igen savanyú kémhatású bányameddők stabilizálásában. Tenyészedényes kísérletben meszezés

után vörös csenkesz nevelhető az egyébként terméketlen, rendkívül savanyú (pH 3,2) gyöngyöSOROSZI bányameddőn.[47]

Növények szerepe a fitostabilizációban

A szennyezett terület növényekkel történő újranevelése előtt általában több problémát kell megoldani, amelyeket a 2. táblázat foglal össze. Gondot okozhat a szennyezett közeg (talaj) rossz fizikai állapota (textúrája, struktúrája, stabilitása, vízgazdálkodása), tápanyagellátottsága (N, P, Ca, Mg, K és mikroelemek hiánya), és toxicitása (pH, sótartalom, fém és szerves eredetű szennyező anyagok). Az előző fejezetben részletezett adalékanyagok kijuttatása mellett fontos tehát a fenti problémák kezelése is (2. táblázat), ellenkező esetben a növények nehezen fognak kicsírázni, fejlődésük lassú lesz, és előbb-utóbb elpusztulnak.

2. táblázat

Szennyezett terület növénytakarójának létesítésével
kapcsolatos problémák és azok megoldásai

Kategória	Tulajdonságok	Probléma	Javasolt kezelés
Fizikai állapot	textúra	durva	szerves anyag, finom szemcsés anyag kijuttatása
		finom	szerves anyag kijuttatása
	struktúra	tömör laza	lazítás, aprítás tömörítés
	stabilitás	nem stabil	stabilizáló anyag kijuttatása
vízgazdálkodás	nedves száraz	nedves száraz	nedvesség elvezetése, öntözés, takarás
			trágyázás, N-kötés elősegítése
Tápanyag- -gazdálkodás	nitrogén	hiány	trágyázás, meszezés
	többi makroelem	hiány	trágyázás, meszezés
	mikroelemek	hiány	trágyázás
Toxicitás	pH	alacsony	meszezés
		magas	szerves anyag, pirittartalmú melléktermék kijuttatás
	sótartalom	nagy	toleráns növények, öntözés
	fémek, félfémek	sok / mobilis	toleráns növények, szerves anyag, pH és redoxállapot beállítása
	szerves szennyező anyagok	sok	toleráns növények, szerves anyag

[12]

Gondosan kell kiválasztani azokat lehetőleg évelő növényfajokat, amelyek sűrű gyökérzetükkel megakadályozzák az eróziót, a szennyező anyagok kimosódását és a szennyező anyagok kölcsönhatását az élővilággal.

A fitostabilizációs célra kiválasztott növényfaj legyen a szennyező anyagokkal szemben toleráns, keveset szállítson át azokból a gyökerekből a hajtásba, és viselje el azokat a szélsőségeket, amelyeket a 2. táblázat részletez. A növények gyorsan fejlődjenek, rendelkezzenek sűrű gyökérrésszel, gyorsan borítsák be hajtásukkal vagy lombozatukkal a remediálandó területet, legyenek önfenntartóak (igénytelenek), és hosszú élettartalmúak.[45]

A fenti elvárásokat figyelembe véve a szennyezett terület fitostabilizációjára kezdetben általában fűféléket (pl. *Agrostis tenuis*, *Agrostis stolonifera*, *Festuca rubra*) [16], melyek elősegítik más növényfajok megtelepedését is. Hosszú távon azonban a fák (pl. nyárfá- és fűzfahibridek) telepítése előnyösebb lehet, mivel tápanyagban szegény, rossz struktúrájú talajokon is képesek fejlődni, gyökereik mélyen átjárják a talajt, párologtatásuk (evapotranszpirációjuk) intenzív, és igénytelenségük miatt fenntartásuk költségei alacsonyak.[12, 21, 28]

A növénytakaró meghonosítása után a rendszer önfenntartóvá válik, a növények által előállított szerves anyagokat vissza lehet forgatni a talajba, a növények jótékonyan hatnak a terület mikroklímájára és vízgazdálkodására, illetve a talaj struktúrájára és a talajéletre.

A növények gyökerei megkötik, kicsapják, átalakítják azokat a szennyező anyagokat (elsősorban fémeket), amelyek az adalékanyagok kijuttatása után még oldatban maradtak (9. ábra).[45] A gyökerekben, illetve a rizoszférában (gyökérrésszel) lezajló folyamatok elősegítik pl. az igen toxikus Cr(VI) oldhatatlan Cr(III)-vegyületekké alakítását.[16] A rizoszférában keletkező és kicsapódó fémfoszfátok (ólom-foszfát) is hozzájárulnak a szennyező anyagok *fitoimmobilizációjához*. A gyökerek fitoimmobilizálni képesek a fémek mellett egyes szerves szennyező anyagokat (pl. a poliaromás szénhidrogéneket) is oly módon, hogy részben megkötik azokat, részben pedig elősegítik a szerves anyagokba, humuszbba, ligninbe történő beépülésüket, vagy mikrobiális lebontásukat [12] (ld. még *Fitodegradáció* c. fejezet). Kisparcellás kísérletben sikeres volt a települési szennyvíziszapokkal a talajba jutó egyes szerves szennyező anyagok (benzo- α -pirén, PCB, klórozott szénhidrogének) nyárfával, kukoricával, fűfélékkel történő fitoimmobilizálása is.[12, 49]

Összefoglalva megállapíthatjuk tehát, hogy a fitostabilizáció is egy ígéretes, gyorsan fejlődő remediációs technológia. Alkalmazása elsősorban nagyobb kiterjedésű szennyezett területeken képzelhető el, és kötöttebb szerkezetű, nagy szervesanyag-tartalmú (vagy ilyenné alakított) talajokon lehet eredményes. A fitostabilizációt jelenleg világszerte elsősorban a bányameddők rekultivációjához alkalmazzák, de szennyezett városi talajok (konyhakertek), illetve iparilag szennyezett területek remediációja esetén is vannak biztató eredmények.

FITODEGRADÁCIÓ

Növényeket már több száz éve alkalmaz az ember a vizet szennyező szerves szennyező anyagok és szerves hulladékok lebontására, ezen az alapon működnek napjainkban a kommunális vegyipari szennyvizek megtisztítására szolgáló mesterséges vizenyős területek (*constructed wetlands*) is.[4] Az elmúlt másfél-két évtizedben került ismét előtérbe az a gondolat, hogy a talajba, talajvízbe került szerves szennyező anyagokat növények segítségével át lehet alakítani, illetve le lehet bontani. Mindez azon a megfigyelésen alapul, hogy a szerves szennyező anyagok degradációja, bomlása a növénytakaróval borított talajokban felgyorsul a környező, vegetáció nélküli területekhez képest. A növények szervei (gyökerei) és egyes mikrobák alkalmasak arra, hogy a feltalajba került kőolajszármazékokat és szerves mikroszennyezőket (pl. növényvédő szereket, trinitro-toluolt és nitroglicerint, poliklózott bifenileket, triklór-etilént stb.) részben vagy teljesen átalakítsák, lebontsák.[3, 4, 12, 13, 18, 49, 50]

A *fitodegradáció* (*fito*=növény, *degradáció*=lebontás, szétbontás) során növények és a velük társult mikrobaközösségek alakítják át, bontják le a talajba, talajvízbe került szerves szennyező anyagokat kisebb ártalmatlan molekulákká, szén-dioxiddá és vízzé.

A magasabb rendű szárazföldi és vízi növények 3 módon bontják le a szerves szennyező anyagokat:

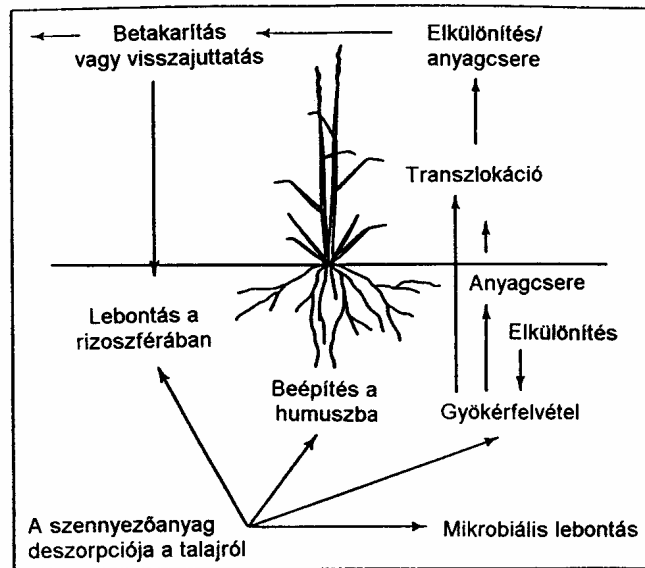
- közvetlenül a *növényen belül*,
- a növényen kívül (*ex planta*) enzimek segítségével,
- a *rizoszférában* mikrobaközösségek és mikorrhiza gombák segítségével.[18]

Fitodegradáció a növényeken belül

A fémek fitoextrakciójához hasonlóan a *növények a szerves szennyező anyagok* közvetlenül történő *felvételére, megkötésére, átalakítására*, illetve *lebontására* is képesek (10. ábra).[1, 3, 4, 13, 18, 49] A növények a szerves vegyületeket a talaj gőzfázisából (egyres policiklusos aromás szénhidrogének (PAH) és herbicidek esetén), víz- illetve szilárdfázisából képesek *felvenni*. Leginkább a szerves vegyületek vízfázisból történő felvétele a jellemző, amely jelenség a növényvédő szerek (herbicidek) esetén jól ismert.

A növények elsősorban azokat a vegyületeket képesek a talajból felvenni amelyek *hidrofób, lipofil jellegűek*, és így a növényi membránokon képesek átjutni.[4, 49] Meglepően jó hatékonysággal veszik fel a talajból a növények a közepesen hidrofób vegyületeket

(BTEX-vegyületek, klórozott szénhidrogének, rövid szénláncú alifás szénhidrogének), amelyek oktanol–víz megoszlási hányadosa ($\log K_{ow}$) 0,5-3 közé esik. A hidrofób vegyületek ($\log K_{ow} > 3,0$) olyan erősen kötődnek a gyökerekhez, hogy nem helyeződnek át (nem transzlokálódnak) a növényeken belül. A vízben viszonylag jól oldódó vegyületek ($\log K_{ow} < 0,5$) nem kötődnek elég erősen hozzá a gyökerekhez, illetve nem jutnak át aktív transzporttal a növényi sejtek membránjain, és a talajból kimosódnak a talajvízbe.[49]



[3]

10. ábra A szennyezett talajok fitodegradációja során lejátszódó folyamatok

A szerves szennyező anyag fizikai–kémiai tulajdonságain kívül több más tényező (pl. a talaj pH-ja, szerkezete, szervesanyag-, víz- és agyagtartalma, a szennyező anyag koncentrációja és a szennyeződés óta eltelt idő, a talajvíz és a csapadék áramlása, a növények élettani, biokémiai jellemzői, gyökérstruktúrája) befolyásolja azok növények általi felvehetőségét.[1, 4] Azokat a szennyező anyagokat, amelyek erősen hozzákötődnek a talajkolloidokhoz és ellenállnak a mikrobiális bontásnak a növények sem képesek felvenni.[3] Egyes növényfajok szerves szennyező anyag felvevő képessége nagy mértékben eltérhet egymástól (ebben fontos szerepet játszik pl. a transzspiráció intenzitása; [49]), ezért a fitoremediációra legalkalmasabb faj kiválasztására külön gondot kell fordítani. Fitoremediációs szempontból optimális az lenne, ha a szerves szennyező anyagok folyamatosan és hosszú időn át felvehetőek lennének a talajból, a legtöbb esetben azonban a *biológiai felvehetőség* gyorsan lecsökken. A fémek indukált fitoextrakciójához hasonlóan szintetikus (pl. Triton X-100, SDS) vagy természetes eredetű (pl. ramnolipidek) *felületaktív anyagok*, illetve *ciklodextrinek* talajba juttatásával

elvileg megnövelhető a szerves szennyező anyagok vízdoldhatósága, és baktériumok által történő lebontásának sebessége.[4] A fenti anyagok kijuttatásának előnye, hogy könnyen és gyorsan lebomlanak a természetben, és egyaránt elősegítik a szerves szennyező anyagok és fémek felvételét, amely különösen akkor előnyös, ha a két szennyeződés együtt fordul elő. Elvileg előállíthatóak olyan genetikailag módosított növények és rizoszféra mikroorganizmusok, amelyek ilyen anyagokat termelnek.[4]

A növényekbe bejutott szerves szennyező anyagok sorsa többféle lehet; áthelyeződhetnek más növényi szövetekbe, fokozatosan illékonyvá válnak (volatizálódnak, lebomlanak, széndioxiddá és vízzé mineralizálódnak), kevésbé toxikus vegyületekké alakulnak, illetve a növényi sejtekbe beépülve immobilizálódnak, lignifikálódnak (10. ábra).[1, 4, 49] A növényvédő szerek (herbicidek) esetén a fenti biotranszformációs és lekötődési folyamatok viszonylag jól ismertek, sok esetben azonban a bomlástermékek toxikusabbak az eredeti vegyületnél.[2, 4] Antropogén eredetű xenobiotikumok (pl. nitro-glicerin, triklór-etilén, trinitro-toluol.) esetén is megfigyelték, hogy a szerves szennyező anyagok többé-kevésbé átalakulnak a növényi sejtekben, mielőtt a vakuólumokban elkülönítésre kerülnének vagy oldhatatlan formában hozzákötődnének a sejtfalakhoz, ligninhez. A trinitro-glicerin pl. glicerin-dinitráttá és glicerin-mononitráttá alakult a cukorrépa sejt kultúrában, a triklór-etilén nyárfában lezajlott metabolizmusa során triklór-etanol, di- és triklór-ecetsav keletkezett.[4, 12, 49] A trinitro-toluol amino-nitrotoluol származékokká degradálódott a süllőhínár-félék családjába tartozó *Myriophyllum spicatum* és *M. aquaticum* vízinnövényekben (ld. még *Szerves szennyező anyagok fitoremediációja* fejezet). Csak néhány vegyület esetén figyeltek meg teljes, széndioxiddá és vízzé történt mineralizációt, általában a növényekbe jutott szerves mikroszennyezők mennyiségének csak néhány százaléka bomlik le teljesen. Mivel legtöbbször a baktériumok a szerves szennyező anyagokat teljesen lebontják, a növényekkel történő fitoremediáció ilyen szempontból kevésbé előnyös, viszont a növények olyan nagy szennyezőanyag-koncentrációjú talajban is képesek megélni, amelyben a baktériumok már elpusztulnak.[4, 49]

Egyes növényvédő szerekhez hasonlóan a szerves mikroszennyeződések fitodegradációja esetén is fennáll az a veszély, hogy a növénybeli bomlástermékek toxikusabbak az eredeti vegyületnél. Nagyon fontos tehát, hogy a fitodegradáció (illetve biodegradáció) során keletkező köztes és végtermékeket és azok toxicitását megismerjük – ez irányú ismereteink jelenleg még meglehetősen szórványosak.[4]

Fitodegradáció a növényeken kívül (*ex planta*) és a rizoszférában

A szerves szennyező anyagok fitodegradációja nem csak a növényeken belül, hanem a növényeken kívül (*ex planta*) is lejátszódhat. Az *ex planta* fitodegradációban elsősorban a talajba és üledékbe kikerült *enzimeknek*, illetve a *rizoszférában lezajló folyamatoknak* van fontos szerepe.[1, 49]

Xantobiotikumokat lebontó enzimek nem csak a növények szerveiben (gyökerében, szárában, levelében) található, hanem a lebomló növényi szövetekkel, gyökérrizadmányokkal, guttációs folyadékkal is kikerülhetnek a talajba vagy az üledékbe. A bomlásnak indult növényekből olyan enzimek (dehalogenáz, nitroreduktáz, peroxidáz, lakkáz, nitriláz) kerülhetnek a talajba és az üledékbe, amelyek elősegítik a szerves mikroszennyezők lebontását. A *nitroreduktáz* és *lakkáz* enzimek bontják a trinitro-toluol származékokat (lőpor maradványokat), a *dehalogenáz* enzim pedig elősegíti a triklór-etilén klórrá, szén-dioxiddá és vízzé történő mineralizációját. A növények gyökerének felületén előforduló *peroxidázok* és más oxido-reduktázok polimerizációval a gyökerekhez kötik a szerves mikroszennyezőket, illetve beépítik azokat a talaj humuszfrakciójába (10. ábra). A torma gyökeréből kivont *peroxidázok* lebontották a vizet szennyező fenolos vegyületeket és az anilint, elméletileg tehát a talajba kijuttatva is hasonló hatás kifejtésére lennének.[1, 49]

A növényekből kinyert enzimek aktivitása az alacsony pH, magas fémkoncentráció, agyagásványokhoz való hozzákötődés, mikrobiális bontás, baktériumtoxinok stb. miatt gyorsan megszűnik a talajban és az üledékben. Növénytakaró alkalmazása ezt a folyamatot lassítja (az enzimeket blokkoló negatív hatásokat a növények tompítják), mivel a növények sejtjei a felületükön az enzimeket megkötik, illetve belsejükben az enzimeket a fenti hatásoktól megvédik.[3, 49]

Változatos környezeti feltételek között is gyakran tapasztalt jelenség, hogy a szerves szennyező anyagok talajbeli mikrobiális lebontása növényzet (vegetáció) jelenlétében felgyorsul.[51] A növények gyökerei a társult mikrobaközségekkel együtt alkalmasak arra, hogy a feltalajba került kémiai szennyeződések (szerves vegyületeket) lebontsák, illetve a szervetlen szennyező anyagokat, fémeket mobilizálják vagy immobilizálják, növények általi felvehetőségét és illékonyá tételét ([52]; ld. még *Fitofiltráció* fejezet) elősegítsék (10. ábra). E folyamatban nagyon fontos szerepet játszik a *rizoszféra*. A rizoszféra a gyökér és a talaj kapcsolódási felülete, amelyet az átlagosnál nagyobb mikrobiális aktivitás és mikrobaszám jellemez.[30, 53] A gyökerek közvetlen felületén – elsősorban a felszíni nyálkarétegben az ún. *rizoplánban* és a gyökerekhez közel eső (néhány mm távolságban lévő) talajban, az ún.

rizoszférában – a mikrobák száma mindig nagyobb, mint magában a *gyökértávoli talajban*, a gyökerektől több centiméter távolságban. A rizoszférát elsősorban Gram-negatív baktériumok kolonizálják, a légszáraz rizoszféra talaj 1 grammja általában 5×10^6 baktériumot, 9×10^5 sugárgombát és 2×10^4 gombát tartalmaz.[49, 51] A mikroorganizmusok a gyökérepidermisz felületén lévő oligo- és poliszacharidokból, fenolvegyületekből álló nyálkaréteget gazdagon kolonizálják. A rizoszférában a mikrobák száma legalább egy nagyságrenddel (általában 5x-20x) nagyobb a gyökértávoli talajénál.[51] Ennek oka, hogy a növényi gyökerek tápanyagokat (szén- és nitrogénforrást: fenolokat, cukrokat, aminosavakat, szerves savakat), azaz ún. exudátumokat szintetizálnak, amely a mikroorganizmusokra kemotaxis révén vonzerőt gyakorol. A gyökérepidermisz és a leváló gyökércsúcsok (gyökérsüvegek, illetve a gyökerek) bomlása is folyamatosan tápanyagokkal látja el a mikrobákat. A mikrobák pedig a tápanyagokat hasznosítva vitaminokat, antibiotikumokat, növényi hormonokat és vaskelátokat (szideroforokat) szintetizálva fejtenek ki pozitív hatást a növény növekedésére. A növények a gyökereiken keresztül oxigénnel látják el a mikrobákat, serkentve ezzel az aerob lebontó folyamatokat. A rizoszféra-talaj kémiai és fizikai tulajdonságai (pH, redoxpotenciál, ozmotikus viszonyok, nedvességtartalom) eltérnek a gyökértávoli talajétól, és dinamikusan változnak, ezért és a rizoszférában lezajló biogeokémiai folyamatok következtében felgyorsul az egyes xenobiotikumok átalakulása, lebontása. A magasabb rendű növények rizoszférájában fokozottabb mértékben valósul meg a szerves anyagok humifikálódása, azaz polimerizálódása (10. ábra), amely komplex anyagok a káros mennyiségű toxikus anyagok fizikai leköttetéséhez, ártalmatlanításához is hozzájárulnak.[1, 4, 51]

A rizoszférában a szerves szennyező anyagok lebontását, átalakítását általában mikrobaközösségek végzik, egy-egy mikrobafaj önmagában ritkán képes erre.[51] A talajba jutott számos *növényvédő szer* (pl. fenoxi-karbonsav, klór-amino-sz-triazin, karbamát és ditiokarbamát származékok) bomlásának felgyorsulását figyelték meg haszonnövények (pl. búza, cukornád, lóhere, rizs, borsó, bab, kukorica, fűfélék) jelenlétében. Két *inszekticid*, a paration és a diazinon bontását pl. *kometabolikus transzformációs folyamatok* végzik, a rizoszféra különösen alkalmas az ilyen átalakulások lezajlására. A kometabolikus transzformáció során a mikrobák biokémiaiilag alakítanak át egy adott vegyületet (szennyező anyagot), míg egy másik vegyületből táplálkoznak. A kometabolizált vegyületből a mikrobák nem nyernek energiát, és a szervezetükbe sem építik be azt, viszont a vegyület (növényvédő szer) kémiai szerkezete megváltozik. A paration és a diazinon mineralizációjának mértéke a bab rizoszférájában megduplázódott a gyökérmentes talajhoz képest.[51]

A legújabb kutatási eredmények alapján nyilvánvaló, hogy rizoszférában nem csak a növényvédő szerek, hanem egyes veszélyes hulladékoknak tekintett szerves szennyező anyagok lebontása is felgyorsul ([51]; ld. még *Szerves szennyező anyagok fitoremediációja* fejezet). A rizs rizoszférájában előforduló *Bacillus* fajok pl. elősegítették a *kőolajmaradványok* lebontását. Egyes policiklusos aromás szénhidrogének (PAH, benz- α -antracén, krizén, benzo- α -pirén, dibenzo-antracén) lebontása felgyorsult a prérifű-félék gyökérszónájában. Hüvelyesek (*Lespedeza cuneata*, *Glycine max*; szója) jelenlétében felgyorsult a triklór-etilén (TCE) degradációja, hasonló jelenséget figyeltek meg egy ektomikorrhiza gombával társult fenyőfaj (*Pinus tadea*) estén is.[51]. A növényekkel szimbiózisban élő mikorrhiza gombák olyan szerves szennyező anyagok degradációjára is képesek, amelyet önmagában a baktériumok nem képesek bontani.[49]

A szerves szennyező anyagok (PAH, klórozott szénhidrogének, peszticidek) rizoszférában lezajló degradációjáról részletes áttekintést olvasható az [1] hivatkozásban.

SZERVETLEN SZENNYEZŐ ANYAGOK FITOREMEDIÁCIÓJA

A talajba, talajvízbe, felszíni vizekbe, ipari szennyvizekbe igen sokféle szerves szennyező anyag kerülhet be, melyek közül a nehézfémek (toxikus fémek), a radioaktív izotópok (ld. *Radionuklidok fitoremediációja* fejezet), a légszennyező gázok és vegyületeik, valamint a műtrágyákból származó ionok a legjelentősebbek.[2]

Az ipari forradalom óta egyre nagyobb mértékben jutnak be a környezetbe nehézfémek. Kémiai értelemben nehézfémeknek azokat a fémeket nevezik, amelyek sűrűsége 5 g/cm^3 -nél, rendszáma 20-nál nagyobb. Napjainkban a „nehézfém” kifejezés a köznapi szóhasználatban összekapcsolódott a toxikus elem fogalommal, nehézfémeken olyan fémeket vagy félfémeket értünk, amelyek biológiai hatása bizonyos koncentrációtartományban, illetve a fölött negatív. A legtöbb környezeti problémát a kadmium (Cd), az ólom (Pb), a króm (Cr), a réz (Cu), a cink (Zn), a nikkel (Ni) és a higany (Hg) szennyeződés okozza. E fémek közös jellemzője, hogy mérgező hatást gyakorolhatnak a talajmikrobákra, a talajfaunára, a növényekre, az állatokra és az emberre.[2, 5]

A fosszilis energiahordozók (szén, olaj) eltüzeléséből, az ipari létesítmények emissziójából, a közlekedés légszennyezéséből jelentős mennyiségű nehézfém kerülhet be az atmoszférába, amelynek egy része a termőtalajokra vagy a haszonnövényekre ülepedik ki. Nehézfém-szennyeződés alakulhat ki a bányák (meddőhányók) és fémfeldolgozó üzemek,

kohók környékén, fémszennyeződést okozhat továbbá az ipari és kommunális hulladékok gondatlan kezelése, elhelyezése is. A mezőgazdasági termelés során a műtrágyák (elsősorban a foszfátok), talajjavító anyagok (mész), peszticidek felhasználásával, a szerves trágyák, hígtrágyák, szennyvíziszapok kijuttatásával, illetve szennyezett öntözővízzel kerülhetnek fémek a termőtalajokba, a talajvízbe és a felszíni vizekbe.[2, 5]

A fémekkel szennyezett talajt talajmosással, talajextrakcióval, elektrokémiai kezeléssel lehet megtisztítani, illetve stabilizáló, szilárdító anyagok kijuttatásával lehet a fémeket a talajban immobilizálni. [2, 61] A fenti remediációs technikák közös hátránya, hogy károsítják a talaj fizikai szerkezetét, és a talaj biológiai aktivitása, termékenysége megszűnik. A beavatkozás során másodlagos szennyeződések (pl. szennyezett víz) keletkezhetnek, amelyek megtisztítása, kezelése további problémákkal, költségekkel jár.

Fémekkel mérsékelten szennyezett talaj kezelése esetén a fitoremediáció alkalmazása részben kiküszöbölheti a fent részletett gyakorlati problémákat.

A fitoremediáción belül elsősorban a nehézfémek *fitoextrakciójára*, *fitostabilizációjára* vonatkozóan rendelkezünk egyre több gyakorlati ismerettel. Az Egyesült Államokban és Európában folyó sikeres laboratóriumi és szabadföldi kísérletek ellenére a fitoremediációt napjainkban azonban még nem alkalmazzák iparszerűen, napi gyakorlatként a szervesetlen szennyező anyagokkal, fémekkel szennyezett talaj és víz megtisztítására, kezelésére. [5, 11] A fitoextrakció alkalmazása során felmerülő gyakorlati problémák a *Fitoextrakció* c. fejezetben szerepeltek.

Ipari övezetek szennyezett talajainak *fitoextrakciója* során további speciális problémákkal szembesülhetünk. A szennyezett talaj a nehéz járművek közlekedése miatt rendkívül tömörödött lehet, gyakran raknak le a területen különféle hulladékokat, a területen a remediációt akadályozó gödrök, kövek, sziklák, törmelékek, épületek fordulhatnak elő. Mindezeket a problémákat természetesen ki kell küszöbölni, hogy a talaj termékennyé váljon, és azon növényeket lehessen termesztetni. Kockázatbecsléssel el kell dönteni, hogy a terület mely részén nagy a talajt, talajvizet szennyező fémek biológiai felvehetősége. Amennyiben a fémek koncentrációja ezeken a helyeken nem fitotoxikus, itt célszerű a fémek könnyen felvehető mobilis frakcióját fitoextrakcióval eltávolítani. A növénytermesztésre nem alkalmas, fémekkel erősen szennyezett talajfoltokat hagyományos fizikai, fizikai-kémiai remediációs technikákkal célszerű kezelni.[28]

A *folyamatos fitoextrakció* és az *indukált fitoextrakció* során egyaránt fontos, hogy a fémakkumuláló növények növekedését gátló tényezőket kiküszöböljük, a talajt

mútrágyázni, meszezni, öntözni, növényvédő szerekkel permetezni kell, mert csak így érhetünk el nagy hozamot. Ez azonban további problémákat okozhat, a foszfátmútrágyák pl. oldhatatlan vegyületekké alakítják az ólmot (ezt a foszfátok levelekre permetezésével lehet elkerülni), a meszezés a legtöbb nehézfém növénybéli felvételét csökkenti, az öntözéssel a nehézfémek bemosódhatnak a talajvízbe.

A *fitoextrakció hatékony kivitelezésében* tulajdonképpen a hiperakkumuláció fontosabb szerepet játszik majd, mint a nagy hozam illetve biomassza.[54] (3. táblázat).

3. táblázat

A talajból történő fémetásválítás évenkénti mértékének összefüggése a növény hajtásának fémkoncentrációjával és hozamával

Növénytípus	Fémkoncentráció a növény hajtásában (µg/g)	Hozam (t/ha)	Fémeltávolítás a talajból (kg/ha/év)
Nem hiperakkumulátor	50	5	0,25
	50	10	0,50
	50	15	0,75
	50	20	1,00
	50	25	1,25
	500	5	2,50
	500	10	5,00
	500	15	7,50
	500	20	10,00
	500	25	12,50
Hiperakkumulátor	1000	5	5,00
	10 000	5	50,00
	20 000	5	100,00

[54]

Cinkkel szennyezett talaj esetén pl. egy átlagos egynyári takarmánynövény hajtásának maximális hozama 25 t/ha. Egy nem hiperakkumulátor és nem fémtoleráns növény a hajtásában mindössze 500 mg/kg cinket képes felhalmozni (ennél nagyobb mennyiség általában már fitotoxikus), a fenti hozammal számolva tehát 12,5 kg/ha/év cink eltávolítására képes a talajból. Ezzel szemben egy *hiperakkumulátor növény* alacsony hozama (5 t/ha) ellenére 20 000 mg/kg cinkfelvétel esetén már 100 t/ha/év cinket képes eltávolítani. Ez már lehetővé teszi a talaj hatékony és viszonylag gyors megtisztítását (3. táblázat). A hiperakkumulátor növények alkalmazását sugallja az a tény is, hogy a felvett nehézfémek kisebb növényi biomasszában koncentrálnak, amely könnyebben kezelhető.[54]

Az egyik legkomolyabb megoldandó gyakorlati probléma ugyanis, hogy a fitoextrakció során nagy tömegű, nehézfémekkel enyhén szennyezett biomassza keletkezik, amely

takarmányként nem hasznosítható. A nehézfémeket tartalmazó biomassza tömegét komposztálással, elégetéssel lehet csökkenteni (ld. még *Folyamatos fitoextrakció* alcím). Az alacsony hőmérsékletű történő égetés után a hamuban 10-20 %-ban jelen lévő fémekeket kohósítás után már gazdaságosan ki lehet nyerni.[2]

A nehézfémek közül az *ólom fitoremediációjára* (indukált fitoextrakciójára, illetve fitostabilizációjára) vonatkozó gyakorlati ismereteink a legbővebbek, legelőrehaladottabbak.[5, 18, 28, 43, 54] Az ólom mellett a cink és a kadmium, illetve a nikkeltalaj iparszerű fitoremediációja is hamarosan elérhető közelségbe kerülhet.[5, 28] E négy nehézfém talaj–növény rendszerben betöltött szerepére és fitoremediációjára vonatkozó ismeretek szerepelnek az alábbiakban.

Ólomszennyeződés fitoremediációja

A felszíni talajok *ólomtartalma* 3-189 mg/kg tartományban változik, a szennyezetlen mezőgazdasági talajok ólomtartalma 10-67 mg/kg, átlagosan 32 mg/kg. Az ólom a legnagyobb mennyiségben a bioszférába kerülő és a legismertebb toxikus nehézfémek közé tartozik. Emberi tevékenység következtében a víz, a levegő és a talaj egyaránt elszennyeződött ólommal. Talajaink *ólomszennyeződését* az *ipari tevékenység* (bányászat, kohászat) mellett a *közlekedés* során elégetett ólmozott üzemanyagok okozzák. Szennyezett területeken (pl. ipari üzemek környékén) a talajok ólomtartalma több ezer mg/kg-os (esetenként a több tízezer mg/kg) értéket is elérhet. A talajok ólomszennyeződéséhez hozzájárulhatnak továbbá a *széntüzelésű erőművek* és a *gumigyárak*, az *ólomakkumulátorokból*, *gumiköpenyek* kopásából, ólomtartalmú *festékekből*, *műanyagok elégetéséből* is kerülhet ólom a talajokba. A *mezőgazdasági termelés* során ólom juthat be a talajokba a szennyvíziszapokból, a *műtrágyákból* és a *meszező anyagokból*, ezek azonban az ólom rendkívül kis mértékű mobilitása miatt nem járulnak hozzá jelentős mértékben az ólom táplálékláncba kerüléséhez.[2]

Az ólom a talajban erősen kötődik a talajkolloidokhoz és a szerves anyagokhoz, illetve oldhatatlan csapadékként van jelen. A talajfelszínre került ólom elsősorban a felső rétegekben akkumulálódik, lefelé haladva koncentrációja fokozatosan csökken. A szennyezetlen talajokon fejlődő növényekben általában 0,1-10 mg/kg ólom található, az átlagérték 2 mg/kg. Talajból történő ólomfelvétel esetén a gyökerek jóval több ólmot tartalmaznak, mint a föld feletti szervek. Legtöbbször a talaj 100-500 mg/kg, a növények 30-300 mg/kg-os ólomkoncentrációja esetén alakulnak ki *toxicitási tünetek*. Ólommal szennyezett élelmiszerek,

talaj és levegő közvetítésével rendszeresen jelentős mennyiségű ólom kerülhet be az állati és emberi szervezetbe, amely jelentős egészségkárosodást okozhat.[2]

Mivel az ólom egyaránt erősen kötődik a talaj szerves és szervetlen ligandumaihoz, eltávolítása a talajból nehéz. Az ólommal szennyezett talajokat ezért leggyakrabban kiemelik (kitermelik), területeltöltésre használják, illetve ellenőrzött körülmények között deponálják. Gyakori az ólommal szennyezett talajok stabilizálása cementtel vagy letakarása aszfaltréteggel. Az ólommal szennyezett talaj szemcseméret szerinti frakcionálásos mosása, illetve elektrokémiai kezelése is előfordul a gyakorlatban. Valamennyi fenti remediációs technológia drága, megbolygatja a talaj felszínét, és tönkreteszi a talaj szerkezetét.[29] Versenyképes alternatívát jelenthet tehát az *ólommal szennyezett talajok indukált fitoextrakcióval*, illetve *fitostabilizációval* történő kezelése.

Elméleti számítások szerint, ha az *indukált fitoextrakcióval* el tudják érni, hogy a növények hajtásába több mint 1% (10000 µg/g) ólom kerüljön át, és az alkalmazott növényfaj hozama eléri a 20 t/ha-t, a technika gazdaságosan alkalmazható az ólommal szennyezett talajok megtisztítására.[5] Kukorica termesztése esetén pl. 25 t/ha föld feletti hozammal, évente kétszeri betakarítással, és 10 600 µg/kg hajtásbeli ólomakkumulációval számolva 7 év alatt a talaj ólomkoncentrációja 2500 mg/kg-ról 600 mg/kg-ra csökkenthető.[54]

Két, az Egyesült Államokban a közelmúltban elvégzett szabadföldi kísérlet bizonyítja, hogy az ólom indukált fitoextrakcióval történő eltávolítása a talajból a gyakorlatban is kivitelezhető lesz.[5, 28] Mindkét esetben szareptai mustárt termesztettek 3 alkalommal a szennyezett talajon, és az ólomfelvételt 2 mmol EDTA kijuttatásával segítették elő. Az első kísérlet talaja vízjárta ipari területből származott (Bayonne, New Jersey), ezért a talajt kitermelték és egy nagyméretű liziméterbe helyezték. A talaj lúgos kémhatású volt, és átlagosan 2055 mg/kg ólmot tartalmazott, főként karbonátokhoz kötött formában. A fitoextrakció lefolytatása után a talaj átlagos ólomkoncentrációja 960 mg/kg-ra csökkent. A másik kísérletben a savanyú kémhatású (pH 5,1-5,9) ólommal szennyezett talaj városi lakóövezetből (Dorchester, Massachusetts) származott. Szareptai mustár háromszori termesztésével és EDTA kijuttatásával a feltalaj átlagosan 984 mg/kg-os ólomkoncentrációja 644 mg/kg-ra csökkent, míg a mélyebb 15-30 cm-es rétegben enyhén megemelkedett.[5, 28] A talaj ólomkoncentrációja egyik kísérletben sem érte el ugyan a 400 mg/kg-os határértéket, az ólomkoncentráció jelentős csökkenése azonban mindenképpen biztató jelenség.

Az indukált fitoextrakció mellett az ólommal szennyezett talajok *fitostabilizációval* is eredményesen kezelhetők. Az ólommal szennyezett talajt legeredményesebben foszfátokkal,

oxihidroxidokkal, agyagásványokkal, szerves anyagokkal lehet stabilizálni.[29] A felsorolt talajadalekok és az egyes növényfajok szerepét az ólommal szennyezett talajok fitostabilizálásában a *Fitostabilizáció c.* fejezetben ismertettük.

Cink- és kadmiumszennyeződés fitoremediációja

A világ *szennyezetlen talajainak cinktartalma* 10-300 mg/kg (átlagos koncentrációja 50 mg/kg). A talajok *cinkmérlege* az iparilag fejlett országokban pozitív, a talajba több cink jut be, mint amennyi onnan időegység alatt kiürül. A fokozatosan növekvő *cinktöbbletet* a bányászat, kohászat, fosszilis tüzelőanyagok elégetése (légköri ülepedés) és a mezőgazdasági tevékenység okozza. Cink juthat a termőtalajokba foszfátműtrágyákból, szerves trágyákból, meszező anyagokból, komposztokból, szennyvíziszapokból és egyes peszticidekből. Külön veszélyt jelenthet a szennyvíziszap vagy szennyvíziszap komposzt mezőgazdasági elhelyezése, a szennyvíziszapokban ugyanis a cink veszélyes mértékben feldúsulhat, és onnan a talaj közvetítésével könnyen bekerülhet a természetett növényekbe.[2]

A *szennyezett talajok* általában néhány száz vagy néhány ezer mg/kg-nyi cinket tartalmaznak, egyes erősen elszennyezett ipari körzetekben ez a mennyiség már néhány százaléknyi is lehet. A talajba került cink az egyik legkönnyebben felvehető nehézfém (és egyben esszenciális mikroelem) a növények számára. Mivel a cink könnyen bekerülhet a táplálékláncba, a legveszélyesebb hatású nehézfémek közé sorolható. A mezőgazdasági növények cinkfelvétele meszezéssel, illetve szerves anyag kijuttatással csökkenthető.[2] A növények normálisnak tekinthető cinktartalma 25-150 mg/kg. A növényekben 400 mg/kg feletti cinktartalom esetén általában *toxicitási tünetek* figyelhetők meg. Levegőszennyezés esetén a cink elsősorban a hajtásban, talajszennyezés esetén pedig a növények gyökerében akkumulálódik.[2]

A *szennyezetlen talajok kadmiumtartalma* 0,06-1,1 mg/kg között változik, a világszerte a felszíni talajokban 0,53 mg/kg. Ennél magasabb kadmiumtartalom általában már emberi tevékenység következtében fellépő szennyeződésnek tulajdonítható. Talajaink *kadmiumszennyezését* az ipari tevékenység (bányászat, kohászat, acélgégyártás, festékgégyártás, galvanizálás, szeméttégetés) mellett a foszfátműtrágyák, az istállótrágya és a szennyvíziszapok nagy kadmiumtartalma okozhatja. A legjelentősebb szennyezőforrás a légköri ülepedés (kadmium kerülhet a légkörbe a fémkohászattal, fosszilis tüzelőanyagok és a szeméttégetésével) és a foszforműtrágyázás. Az elmúlt évtizedekben a foszfátműtrágyák

gyakorlatilag valamennyi mezőgazdasági célra hasznosított talaj kadmiumtartalmát megemelték.[2]

A kadmium a talajban nem mozog (nem mosódik ki), ezért a felső szántott rétegben veszélyes mértékben feldúsulhat. A növények számára a kadmium könnyen felvehető, és a növényen belül is könnyen szállítódik. Általában lineáris összefüggés van a talajok és a növények kadmiumtartalma között. A növények sokszor látható mérgezési tünetek nélkül nagy mennyiségben halmozzák fel a kadmiumot, így az könnyen a táplálékláncba kerül, veszélyeztetve az ember egészségét. A növényekben legtöbbször 5-20 mg/kg kadmiumtartalom okoz *toxicitási tüneteket*. Szennyezett talajokon termesztett növények kadmiumtartalma veszélyes mértékben megnőhet. Általában nagy a levélzöldségfélék és a káposztafélék kadmiumtartalma, míg a gabonafélék magvai viszonylag keveset tartalmaznak ebből a nehézfémről. A fenti okok és az emberi szervezetre gyakorolt toxikus hatása miatt a kadmiumot az egyik legveszélyesebb nehézfémnek tekintik.[2]

A fitoremediációs technikákon belül a talajok *cink- és kadmiumszennyeződésének eltávolítása* a gyakorlatban valószínűleg *folyamatos fitoextrakcióval* (ld. hasonló nevű alcím) történik majd. A cink hiperakkumulációra képes 11 (egyres források szerint 13) növényfaj közül a legkiemelkedőbb a *Thlaspi caerulescens* (korábbi nevén *T. alpestre*) hajtásának cinkfelvétele, amely elérheti a 43 710 µg/g-ot is.[5, 28] A *T. caerulescens* mellett a szintén a káposztafélék családjába tartozó *Arabidopsis halleri* (korábbi nevén *Cardaminopsis halleri*) is képes 25 000-30 000 µg/g cinket felhalmozni a hajtásában anélkül, hogy fitotoxicitási tünetei alakulnának ki.[5]

A kilencvenes évek elején Woburnban (Angliában) beállított szabadföldi kísérletben vizsgálták meg McGrath és munkatársai, hogy hiperakkumulátor növények termesztésével mennyi *cinket és kadmiumot* lehet eltávolítani a rendszeres szennyvíziszap kijuttatásával elszennyezett talajokból.[5, 28, 54] A kísérleti parcellák 6,5-ös pH-jú talajának *cinkkoncentrációja* 124-444 mg/kg között változott. A kísérlet első évében a *T. caerulescens* Belgiumból és az Egyesült Királyságból származó két populációjának hajtása 3,6-4,5 t/ha biomasszát képzett és 2000-4300 µg/g *cinket akkumulált*. A kísérlet második évében a föld feletti hozam 7,5-7,8 t/ha-ra nőtt, a hajtások cinkkoncentrációja viszont 500-2200 µg/g-ra csökkent. Ezek a mennyiségek jóval alatta maradtak a cink hiperakkumuláció kritériumaként megállapított 10 000 µg/g-os (1%-os) értéknek (ld. *I. táblázat*). Mindennek valószínűleg az volt az oka, hogy a talaj csak mérsékelten volt cinkkel elszennyezve. Mindezt alátámasztja az a tény is, hogy a kísérleti talajok cinkkoncentrációjának emelkedésével egyenes arányban

emelkedett a cinkkoncentráció a *T. caerulescens* hajtásában. Mindazonáltal az ugyanezen a parcellákon termesztett közönséges növényekhez képest a *T. caerulescens* 10-20-szor több cinket akkumulált hajtásában. Amennyiben a talaj cinkkoncentrációja meghaladta a 300 mg/kg-ot, a *T. caerulescens* egyszeri betakarításával 10-25 kg/ha cinket lehetett eltávolítani a szennyezett talajból. A vadon előforduló és nehezen termesztendő *T. caerulescens* hozama és fémfelvétele az agronómiai tényezők optimalizálásával tovább növelhető. Modellszámítások szerint a *T. caerulescens* akár 25-50 kg/ha cinket is képes eltávolítani a szennyezett talajból, amely kétszer-háromszor nagyobb, mint a fent ismertetett szabadföldi kísérlet eredményei alapján kiszámított érték. Maximális mértékű cinkfelvételt feltételezve egy 440 mg/kg cinkkel elszennyezett talaj cinkkoncentrációját a *T. caerulescens* 7-14-szeri betakarításával a 300 mg/kg-os határérték alá lehet csökkenteni. Ugyanilyen mértékű csökkenéshez 800 alkalommal kellene olajrepcét (*Brassica napus*) és 2000-szer kellene retek (*Raphanus sativus*) termeszteni a szennyezett területen.[5]

A 4. táblázat további elméleti számításokat mutat be szennyezett feltalaj cinkkoncentrációjának csökkenésére hiperakkumulátor növények termesztése és betakarítása esetén.

A woburni kísérlet parcelláinak talaja 2,8-13,6 mg/kg kadmiumot is tartalmazott.[5, 54] A *Thlaspi caerulescens* két megvizsgált populációjának kadmiumfelvétele (<40 mg/kg) – a cinkhez hasonlóan – kisebb volt a hiperakkumuláció koncentrációkritériumaként megállapított 100 µg/g-os értéknél (1. táblázat). A *T. caerulescens* hajtásának 3,6-4,5 t/ha-os egyszeri betakarításával 0,3 kg/ha kadmiumot lehetett tehát eltávolítani a szennyezett talajból. Ez az érték kevesebb annál az átlagos Cd mennyiségnél, mint amennyi évente a termőtalajokba jut, viszont több annál, mint amennyi kadmium a foszfátműtrágyákkal vagy a légköri kiülepedéssel kerül évente a feltalajokba.[5] Más, szennyvíziszap kijuttatással elszennyezett talajjal vagy bányameddővel beállított szabadföldi kísérletekben a *T. caerulescens* hajtásának kadmiumkoncentrációja a fenténél jóval magasabb (akár 500 µg/g-os) volt – a gyakorlatban is kivitelezhetőnek tűnik tehát, hogy a talaj kadmiumszennyeződését fitoextrakcióval távolítsák el.[5] Az 5. táblázat bemutatja, hogy hiperakkumulátor növények termesztésével elméletileg mennyi kadmiumot lehet eltávolítani a feltalajokból, és hozzávetőlegesen hány év (hány betakarítás) szükséges ahhoz, hogy a talajt teljesen megtisztítsuk a kadmiumszennyeződéstől, illetve a talaj kadmiumszennyeződését a határérték alá csökkentsük.

4. táblázat

Szennyezett feltalajból történő cinkkivonás mértéke 10 t/ha-os elméleti föld feletti hozammal rendelkező növényfaj termesztése és betakarítása esetén

Az elérni kívánt cinkkoncentráció-csökkenés a talajban*	A betakarított hajtás cinkkoncentrációja (mg/kg)	A talajból eltávolított cink mennyisége (kg/ha)	A talajból egy betakarítással eltávolított cinkmennyiség %-os aránya	A célérték eléréséhez szükséges évek (betakarítások) száma
400-ról 300 mg/kg-ra	1000	10	1,0	26
	2000	20	1,9	13
	4000	40	3,8	7
	10000	100	9,6	3
	20000	200	19,2	1
1000-ről 300 mg/kg-ra	1000	10	0,4	182
	2000	20	0,8	91
	4000	40	1,5	46
	10000	100	3,8	18
	20000	200	7,7	9
1500-ről 300 mg/kg-ra	1000	10	0,3	312
	2000	20	0,5	156
	4000	40	1,0	78
	10000	100	2,6	31
	20000	200	5,1	16
2000-ről 300 mg/kg-ra	1000	10	0,2	442
	2000	20	0,4	221
	4000	40	0,8	111
	10000	100	1,9	44
	20000	200	3,8	22

*20 cm-es megtisztítani kívánt talajréteg és 1,3 g/cm³-es térfogattömeg esetén

[29]

5. táblázat

Szennyezett feltalajból történő kadmiumkivonás mértéke 10 t/ha-os elméleti föld feletti hozammal rendelkező növényfaj termesztése és betakarítása esetén

Az elérni kívánt kadmiumkoncentráció csökkenés a talajban*	A betakarított hajtás kadmiumkoncentrációja (mg/kg)	A talajból eltávolított kadmium mennyisége (kg/ha)	A talajból egy betakarítással eltávolított kadmiummennyiség %-os aránya	A célérték eléréséhez szükséges évek (betakarítások) száma
1-ről 0,2 mg/kg-ra	10	0,1	4	20,8
	40	0,4	15	5
	100	1	38	2
10-ről 3 mg/kg-ra	10	0,1	0,4	182
	40	0,4	1,5	46
	100	1	3,8	18

*20 cm-es megtisztítani kívánt talajréteg és 1,3 g/cm³-es térfogattömeg esetén

[29]

Mint az a 3-5. táblázatokból látható, a hiperakkumulátor növényekkel végzett fitoextrakció megfelelő hatékonyságához a hajtások nagy fémfelvétele mellett arra is szükség van, hogy a

föld feletti hozam magas legyen. A *T. caerulea* egyes populációi – a talajszennyeződés jellegétől függően – eltérő fémakkumulációs képességgel és föld feletti hozammal rendelkeznek.[5] Módszeres szelekciós munkával ki lehet tehát választani azokat a populációkat, amelyek kellően nagy fémfelvétel mellett egyúttal kellően nagy hozammal is rendelkeznek. A fitoextrakció hatékonysága oly módon is megnövelhető, hogy olyan hibrideket hozunk létre pl. a *Thlaspi caerulea* és az olajrepcé (*Brassica napus*) között, amelyek egyesítik a két faj fitoextrakció szempontjából előnyös tulajdonságait. Az ilyen hibridek jobban eltűrik a talaj magas cink- és kadmiumkoncentrációját mint az olajrepcé, viszont kevesebb cinket és kadmiumot akkumulálnak, mint a *Thlaspi*. A hibridek az olajrepcéhez hasonlóan megnyúlnak, és így könnyebben betakaríthatóvá válnak, mint a talajfelszín felett rozettát képező *Thlaspi* fajok. Génebbesítéssel az is elképzelhető a jövőben, hogy a fém hiperakkumulációt és fémtoleranciát hordozó géneket nagy biomasszát képező – lehetőleg közvetlenül nem fogyasztott – termesztett növényekbe ültessük át, kiküszöbölve ezzel a nagy fémakkumuláció és nagy hozam közötti antagonizmust. Mivel a hiperakkumulátor növények csak a talaj nagy fémtartalma esetén képesek fejlődni, feltételezhetően nem kell a genetikailag módosított növények természetbe történő „kiszabadulásától” tartani.[5]

Végül megemlíthetjük, hogy *fitostabilizációval* több esetben kezelték már eredményesen cinkkel és kadmiummal szennyezett talajokat.[11, 43], amelyre néhány példát a megfelelő fejezetben ismertettünk.

Nikkelszennyeződés fitoremediációja

A felszíni talajok nikkeltartalma 0,2-450 mg/kg között változik, a világátlag 22 mg/kg, a szarvostalajok nikkeltartalma elérheti a több ezer mg/kg-ot. A talajokba nikkeltartalom kerülhet a bányászat, kohászat során, illetve az olajszármazékok, szén és szemét elégetésével. A forgalmas utak mentén a *dízelolaj elégetése* következtében a talaj nikkeltartalma az ólomhoz, cinkhez, rézhez hasonlóan megemelkedhet. A *mezőgazdasági termelés* során nikkellel szennyeződhetnek el a talajok a szennyvíziszap hasznosítás során.[2]

A nikkeltalajbéli mobilitása és növények általi felvehetősége fordított arányban áll a talaj kémhatásával, így a túlzott nikkelfelvétel ellen legkönnyebben a talaj meszesítésével védekezhetünk. A nikkeltalajbéli mobilitást a szerves anyag, a foszfor és magnézium kijuttatás is csökkentheti. A nikkeltalajban eléggé mozgékony, és a növényekbe is könnyen bekerül. A talajok és a növények nikkeltartalma általában pozitív korrelációban áll egymással. A nikkeltalajban a növényeken belül könnyen szállítódik, így a levelekbe is, a magvakba is

bekerülhet. A szennyezetlen talajokon fejlődő növények nikkeltartalma általában 0,1-5 mg/kg. A növényekben 10-100 mg/kg nikkellkoncentráció esetén jelentkeznek *toxicitási tünetek*. [2]

Több kísérlet bizonyította, hogy *folyamatos fitoextrakcióval*, hiperakkumulátor növények segítségével eredményesen lehet *nikkelt eltávolítani* a szennyezett talajokból. Az ismert hiperakkumulátor növények közül a legtöbb (318) a nikkelt hiperakkumulálja, mely valószínűleg annak tulajdonítható, hogy világon nagyon sok helyen fordulnak elő nikkelben gazdag szerpentin talajok. [5] A legismertebb, leghatékonyabb nikkelt hiperakkumulátor növények közé tartoznak az *Alyssum (Brassicaceae)* fajok. Kimagasló a *Sebertia acuminata (Sapotaceae)* trópusi fa nikkellakkumulációja is. A fa 10 méter magasra is megnő, és kékeszöld gumyszerű nedve 11,2 % nikkelt tartalmaz nedves tömegre számítva (ez 25,7 % szárazanyagra számítva). Egy kifejtett fa a becslések szerint akár 37 kg nikkelt is tartalmazhat. [5, 25] A közelmúltban irányult a figyelem a Dél-Afrikában őshonos 2 méter magasra is megnövő *Berkheya coddii (Asteraceae)* növényre, mely 1 %-tól több (akár 1,7%) nikkelt akkumulál hajtásában, és szárazanyag-hozama elérheti a 20 tonnát hektáronként. [25]

Szabadföldi kísérletben az *Alyssum bertolonii* és a *Berkheya coddii* szárazanyag-hozama 9, illetve 22 tonna volt hektáronként, és 70-100 kg/ha nikkelt távolítottak el a talajból egyszeri betakarításukkal. Mindkét növényfaj hozamnövekedéssel reagált a műtrágyázásra anélkül, hogy hajtásuk nikkellkoncentrációja lecsökkent volna. A *B. coddii* hajtásának nikkellkoncentrációja szoros korrelációban állt a talaj felvehető nikkellkoncentrációjával. Mindebből arra lehet következtetni, hogy a talaj könnyen felvehető nikkellkészletének kimerülésével valószínűleg csökkenni fog a hajtás nikkellakkumulációja is a növény többszöri termesztése során. Becslések szerint a *B. coddii* nikkelfelvétele olyan hatékony, hogy négyszeri betakarításával 250 mg/kg-ról az Európai Unióban érvényes 75 mg/kg-ra lehet csökkenteni a talaj nikkellkoncentrációját. [5]

Egy másik számítás szerint erősen szennyezett ipari terület esetén – ahol a talaj felső 15 cm-es rétege egyenletes eloszlásban 2800 mg/kg nikkelt tartalmaz – 1,3 g/cm³-es térfogattömeggel számolva a feltalaj tömege 195 kg/m², és ez 546 g/m² nikkelt tartalmaz. Ha ezen a területen olyan hiperakkumulátor növényt termesztene, amelynek hozama 1 kg/m² (10 tonna/hektár), és hajtásának nikkellkoncentrációja 1% (10 000 µg/g), a hajtások egyszeri betakarításával négyzetméterenként 10 g nikkelt lehet eltávolítani a talajból. Mindez azt jelenti, hogy 50 alkalommal kéne ilyen hiperakkumulátor növényfajt termesztetni ezen a területen ahhoz, hogy a talaj nikkellkoncentrációját a lakóterületre érvényes 250 mg/kg-os határérték alá csökkentsük. Reálisabb tehát, ha megelégszünk a nikkellkoncentráció 2400 mg/kg-ra történő lecsökkentésével (ez az ipari, nem lakóterületekre érvényes határérték),

melyhez mindössze 8 alkalommal kéne hiperakkumulátor növényt az adott területről betakarítani. Mindez természetesen feltételezi, hogy az adott növényfaj eltűri a talaj magas nikkelkoncentrációját, és folyamatosan megfelelően sok, könnyen felvehető nikkel áll rendelkezésre a talajban.[28]

Nitrát- és ammóniumszennyeződés fitoremediációja

A szervesetlen mikroszennyezők (nehézfémek) mellett egyes szervesetlen makroszennyezők (elsősorban a nitrát- és az ammóniumion) koncentrációja is lecsökkenthető a talajvízben fitoremediációval.

Jelentős mennyiségű *nitrát* került a talajokba a túlzott nitrogén-műtrágyázás következtében. A nitrátió a talajkolloidokon nem kötődik meg, a csapadékkal és öntözővízzel könnyen kimosódik a növények gyökérszónájából. Mindez a száraz vagy nedves ülepedéssel a talajfelszínre jutó és ott nitrátokká oxidálódó nitrogén-oxidok mellett jelentősen hozzájárult a talajvíz *elnitrátosodásához*. A légkörbe az *ammónia* elsősorban a műtrágyagyárakból, kokszolóüzemekből, szennyvíztelepekről kerülhet be. Itt a savas nitrát és szulfát aeroszolokkal ammónium-nitrát és ammónium-hidrogén-szulfát sókat képez, amelyek a talajokba is bekerülhetnek. A települési szilárd hulladékok bomlása során is keletkezhet ammónia, amely nitráttá oxidálódva *elszennyezi a talajvizet*. [2]

A talajvíz *nitrát- és ammóniumszennyeződését* eredményesen lehet fák telepítésével, fűfélék, lucerna termesztésével csökkenteni.[55] A növényeknek sejtjeik felépítéséhez szükségük van nitrogénre. Amennyiben mélyen gyökerező fákat (elsősorban nyárfákat, fűzfákat) telepítünk egy szennyezett területre, fokozatosan csökken a talajvíz nitrát- és ammóniumion koncentrációja, mivel a növények gyökereiken keresztül a víz közvetítésével aktívan felveszik e két tápion. A nagy vízigényű, gyorsan növekvő fajok gyökérszete akár 30 méter mélyre is lehatolhat (elérve a talajvizet), és a növekedési időszakban 1,5 méterrel képes csökkenteni a talajvíz szintjét. Egy fűzfa meleg nyári napokon közel 20000 liter víz elpárologtatására képes naponta.[55]

New Jersey-ben egy – a műtrágya hanyag kezelése következtében elszennyezett területen – a hagyományos remediációs technikákkal (pl. a talajvíz kiszivattyúzásával és kezelésével) nem lehetett eredményesen eltávolítani a talajvízből a nitrát- és ammóniumszennyeződést, illetve megakadályozni a szennyeződés továbbterjedését. A víztartó (akvifer) réteg kb. 5 méter mélyen helyezkedett el, és a talaj fizikai tulajdonságai megakadályozták a gyökérszete mélyre hatolását, így az egyébként mélyen gyökerező lucerna telepítése nem vezetett volna

eredményre. Nyárfák telepítésével azonban, 1992-1994 között a vegetációs időszakban, fokozatosan csökkent a talajvízszint és egyúttal a víztartó réteg 50 mg/kg-os nitrát- és ammóniumion-koncentrációja is, megakadályozva ezzel a szennyeződés talajvízárammal történő szétterjedését. 1993-ban a fák a becslések szerint 45-90 kg/ha nitrogént távolítottak el a talajvízből, amelynek mértéke elméletileg 220-335 kg/ha-ig fokozható. Konstans mértékű víz- és nitrogénfelvételt és nem újratöltődő 2,5-5,0 méter mélységű víztartó réteget feltételezve 25-50 %-os pórustérfogat esetén 30 mg/kg nitrogén távolítható el évente az akviferből.[55]

RADIONUKLID-SZENNYEZŐDÉS FITOREMEDIÁCIÓJA

A *radioaktív szennyeződés* mesterséges vagy természetes eredetű radioaktív anyag jelenléte olyan anyagban, ahol az nem kívánatos. A radioaktív szennyeződés fő forrása a radioaktív anyagok kezelése, feldolgozása során keletkezett radioaktív hulladék. A radioaktív szennyeződés származhat olyan tevékenységekből is, amelyek során a természetes radioaktivitást hordozó anyagok normális előfordulásukhoz képest feldúsulnak. Az elmúlt évtizedek során az atomfegyver-kísérletekből, reaktorbalesetektől, nukleáris létesítmények emissziójából *radioaktív izotópok* (radionuklidok) kerültek a levegőbe, a vízbe és onnan a talajokba. Az ún. radioaktív kihullás (*fall out*) során a légkörbe kerülő radioaktív melléktermékek fokozatosan a talaj felszínére rakódnak le, ülepednek ki. A környezetbe kibocsátott radioaktív anyag beléphet a táplálékláncba, és így belégzéssel, lenyeléssel, bőrön át történő felszívódással az emberi és állati szervezetben sugárterhelést, sugárbetegséget okozhat. A tápláléklánc sugárszennyezettségének tekintélyes hányadát a cézium (Cs) és a stroncium (Sr) izotópjai okozták.[2]

A radioaktív szennyeződések a legtöbb esetben állami intézmények kezelésében lévő területeken fordultak elő, amely megkönnyíti a remediáció lebonyolítását. Talajszennyeződés esetén leggyakrabban talajcserét végeznek, a szennyezett talajt stabilizálják (cement- vagy üvegtömbökbe zárják), majd ellenőrzött körülmények között veszélyes hulladékként lerakják. A talaj mosása, extrakciója komplexképző szerekkel másodlagos szennyeződést generál, tehát újabb környezeti problémát okoz, mivel ez is veszélyes lehet az emberre. Hasonló problémák merülhetnek fel a radioaktív anyagokkal szennyezett felszíni vizek ioncserével, flokkulációval (pelyhesítéssel), fordított ozmózissal és ultraszűréssel végzett remediációja során is – ezek az eljárások is nagyon költségesek. A figyelem az elmúlt évtizedben alternatívaként ezért a fitoremediációra irányult, amelynek költséghatékonysága mellett (ez az eljárás a fenti

fizikai–kémiai remediációs eljárásoknál 25-50%-kal olcsóbb) fontos előnye, hogy a remediációt kivitelező személyzet rövid ideig van kitéve a sugárzó izotópok káros hatásának. A radionuklidokkal szennyezett talajt ez esetben az év nagy részében növényzet fedi, nem kell tehát a talajcserével ellentétben a szennyezett talaj szétszóródásától, a szél általi széthordásától tartani. A talaj szerkezete nem károsodik, termékenysége többé-kevésbé megmarad, és a fitoremediáció után állandó növénytakaróval borítható. A radioaktív izotópok fitoremediációja csak abban az esetben látszik a gyakorlatban is kivitelezhetőnek, ha kis mennyiségű radionuklidot kell eltávolítani a szennyezett közegből. Mivel a radionuklidok többé-kevésbé hozzákötődnek a talajkolloidokhoz, a felszíni vizek és a talajvíz fitoremediációja könnyebbnek és gyorsabbnak ígérkezik. Külön problémát jelent annak megakadályozása, hogy a szennyezett, enyhén sugárzó biomasszát a vadállatok elfogyasszák (a betakarított növények takarmányként természetesen nem hasznosíthatók). Az enyhén sugárzó biomassza tömegét különleges, radioaktív anyagokra kifejlesztett hulladékégetőkben kell csökkenteni. A keletkezett hamut veszélyes hulladékként kell elhelyezni, deponálni.[56, 57]

Radiocézium-szennyeződés fitoremediációja

A *cézium* átlagos koncentrációja a talajokban 4 mg/kg (0,3-26 mg/kg), a növényekben 0,03-0,4 mg/kg cézium található. A csernobili atomreaktor-baleset után hazánkban is nagy mennyiségben került a talajfelszínre és a növényzetre a 30 év felezési idejű ^{137}Cs , és a 2,2 év felezési idejű ^{134}Cs izotóp. A ^{137}Cs radionuklid a talaj legfelső rétegében akkumulálódott, mozgékonyága a talajban kis mértékű, mivel az agyagásványokhoz és a szerves anyagokhoz egyaránt erősen kötődik. A fenti ok miatt a növények a talajból csak kis mennyiségben képesek felvenni a radiocéziumot, a radiocézium-szennyeződés döntő hányada (esetenként 95 %-a) azonban a levélzeten keresztül jut a növényekbe, veszélyeztetve ezzel az ember egészségét. Talajszennyeződés esetén a növények céziumfelvételét meszezéssel, tőzeg vagy káliumsók kijuttatásával lehet csökkenteni. A radiocézium-felvétel fordított arányban áll a talaj káliumellátottságával és inaktív (nem sugárzó) céziumtartalmával.[2]

A radioaktív izotópok fitoremediációjával foglalkozó tenyészedényes vagy szabadföldi kísérletek jelentős része a ^{137}Cs izotóp talajokból vagy földfelszíni vizekből történő eltávolítására (vizsgálatára) irányult. A meszezés vagy szerves savak (pH-eltolás), illetve kelátképzőszeres talajba juttatása nem befolyásolta számottevő mértékben a radiocézium növények általi felvehetőségét, a fitoextrakció mértékét. Az ammónium-szulfát vagy

ammónium-nitrát (NH_4^+ -ion) Csernobil-környéki talajokba juttatása viszont megháromszorozta a kísérleti növények radiocézium-akkumulációját. Az ammóniumionok valószínűleg kiszorítják kötéshelyeiről a talajban a radiocéziumot. A növények radiocéziumra vonatkozó koncentrációs faktora általában 0,01-1 közötti érték. A szerves anyagokban gazdag talajokból a növények több radiocéziumot vesznek fel, mint az ásványi talajokból. Az öntözés fizikai-kémiai oldással, vagy az evapotranszpiráció és biomasszaképződés serkentésével elősegítette a növények radiocézium-felvételét. A szerves anyagokban gazdag talaj mikroorganizmusainak fontos szerepe lehet a radiocézium körforgásában. A növények arbuskuláris mikorrhiza gombákkal történő oltása elősegítette a ^{137}Cs izotóp felvételét, és a radiocézium hajtásba történő áthelyeződését. A talajból történő legnagyobb mértékű radiocézium-felvételt a libatopfélék (*Chenopodiaceae*) és a velük rokonságban lévő disznóparéjfélék (*Amaranthaceae*) családjába tartozó fajok (*Beta vulgaris*, *Chenopodium quinoa*, *Salsoa kali*, illetve *Amaranthus retroflexus*) esetén figyelték meg. A gyorsan növekvő libatopfélék több radiocéziumot akkumuláltak, mint a lassabban fejlődő pászitfűfélék (*Graminaceae*). Szabadföldi kísérletben a szőrös disznóparéj (*Amaranthus retroflexus*) akkumulálta a szennyezett talajból a legtöbb radiocéziumot (koncentrációs faktor (CF)=3). A szőrös disznóparéjhoz hasonlóan jó radiocézium fitoextrakciós képességgel rendelkező növényfajok alkalmazása esetén – számítások alapján – a szennyezett talaj felső 30 cm-es rétegéből a ^{137}Cs izotóp összmenyiségének 3%-át lehet eltávolítani évente. Ez az érték megduplázható, amennyiben talajadalekok kijuttatásával a radiocézium felvehetőségét megnöveljük, illetve a területről egy év alatt több alkalommal takarítunk be növényeket. Ily módon a mérsékelten szennyezett területek radiocézium-koncentrációját kevesebb, mint 5 év alatt a határérték közelébe lehetne csökkenteni.[56]

Ígéretesek a felszíni vizek radiocézium-szennyeződésének eltávolítására irányuló tápoldatos és szabadföldi kísérletek is. Tápoldatos, hidropóniás kísérletben nevelt növények radiocéziumra vonatkozó koncentrációs faktora jelentősnek (38-165) bizonyult, a kétszikűek 2-4-szer több radiocéziumot akkumuláltak, mint az egyszikű fűfélék. A vízi jácint (*Eichornia crassipes*) a szennyezett oldatok radiocézium-koncentrációját igen gyorsan (néhány óra alatt) lecsökkentette, a cézium 85-95%-a gyökerekben akkumulálódott. Hasonló jelenséget figyeltek meg napraforgó esetén is.[37] Csernobil közelében tápoldatos és szabadföldi kísérletben vizsgálták egy ^{137}Cs és ^{90}Sr izotópokkal szennyezett tó vizének rizofiltrációval történő remediációját. Valamennyi vizsgált növényfaj gyökere jelentős mennyiségű radiocéziumot kötött meg, a koncentrációs faktorok meghaladták a 350-es értéket. A napraforgó gyökerei nyolcszor több céziumot akkumuláltak, mint a réti komócsiné vagy az

ecsetpázsité, a koncentrációs faktor értéke 4-8 hetes interakció után 4900-8600 volt. Számítások szerint a szennyezett tó vizének radioaktív szennyeződését ($9,2 \times 10^6$ Bq ^{137}Cs és $1,4 \times 10^8$ Bq ^{90}Sr) 55 kg száraz napraforgó biomassza kijuttatásával el lehetne távolítani.[28]

Radiostroncium-szennyeződés fitoremediációja

A *stroncium* átlagos mennyisége a talajokban 280 mg/kg (3-3500 mg/kg), az élelmiszer- és takarmánynövényekben 20-1500 mg/kg stroncium található. Több nukleáris folyamat során keletkezik ^{89}Sr és ^{90}Sr izotóp, amely a legveszélyesebb radionuklidok közé tartozik. A stroncium tulajdonságai hasonlítanak a kalciuméhoz, ezért az emberi és állati szervezetben a csontokba épül be, és ott felhalmozódik. A radiostroncium (^{90}Sr) a kolloidokban szegény talajokban mozgékony, és viszonylag könnyen bekerülhet a növények hajtásába. Szántóföldeken a talaj felső szántott rétegének radiostroncium szennyezettsége a rendszeres talajforgatás következtében közel azonos szintű. A növények radiostroncium-felvételét a talajok kalcium- (mész), magnézium-, kálium- és nátriumtartalmának növelésével csökkenteni lehet, hasonló hatása van az inaktív (nem sugárzó) stronciumnak is.[2]

A környezetbe kikerült ^{90}Sr izotóp valószínűleg a legmozgékonyabb, a növények számára legkönnyebben felvehető radionuklidok közé tartozik. Az orosz és ukrán talajokban 5 évvel a csernobili katasztrófa után a radiocézium 40-98%-át a könnyen extrahálható (labilis) talajfrakciókban találták meg. A növények radiostroncium-tartalma a talaj kationcserélő kapacitásának, kalciumtelítettségének és szervesanyag-tartalmának függvénye (ezek értékével fordítottan arányos). A talajba került radiostroncium mobilitása az idő teltével fokozatosan nő, vertikális kimosódásával is számolni kell. Szennyezett talajból a legtöbb stronciumot a hüvelyesek (*Leguminosae*) és ernyősök (*Umbelliferae*) vették fel (jelentős a libatopfélékhez (*Chenopodiaceae*) tartozó gyomnövények Sr-akkumulációja is). A keresztesvirágúak (*Cruciferae*) Sr-felvétele közepesnek, a pázsitfűféléké (*Graminaceae*) alacsonynak bizonyult. Meszes talajon a komplexképzők (EDTA, DTPA, CDTA, EDDHA) kijuttatása, az NTA kivételével, nem növelte meg a tesztnövények stronciumfelvételét.[56]

A radiostroncium fitoextrakciójára irányuló kísérletekről egyelőre nem tudunk, biztatóak viszont a rizofiltrációra irányuló kezdeti vizsgálatok eredményei. A vízi jácint (*Eichornia crassipes*) jelentős mennyiségű ^{90}Sr izotópot vett fel hidropóniás, tápoldatos kísérletben a szennyezett vízből, a radiostroncium 80-90%-a a gyökerekben akkumulálódott. Hasonló kísérletben a napraforgó 48 órán belül 200-ról 35 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$ -re csökkentette a tápoldat stroncium koncentrációját. A napraforgó – egy másik kísérletben – szennyezett felszíni vízből a ^{90}Sr izotóp kezdeti 1200 Bq/dm^3 koncentrációját 12 napon belül 200 Bq/dm^3 -re csökkentette,

amely több mint 80%-os eltávolítást jelent. Csernobil-környéki tó szennyezett vizével végzett szabadföldi kísérletben hasonló jelenséget tapasztaltak; a napraforgó hatékonyan távolította el a stronciumot. A növények gyökérre és hajtásra vonatkozó bioakkumulációs koefficiense egyaránt meghaladta a 600-at. A napraforgó hajtása, amely a legnagyobb koncentrációs faktorral rendelkezett, $2,5 \times 10^6$ Bq/kg szárazanyag radiostronciumot akkumulált.[37, 56]

Uránszennyeződés fitoremediációja

A talajok határértékfeletti uránszennyeződése az elmúlt évtizedekben sok helyen előfordult, ennek egyik oka az urándúsítás során keletkező hulladék helytelen tárolása volt. Az urán bányászata és feldolgozása során nagy mennyiségben keletkezik urántartalmú bányameddő, mely jelentős mennyiségű radionuklidet tartalmaz. Az atomerőművek kiégett fűtőelemeinek, és az alacsony sugárzású folyékony radioaktív hulladékoknak a felszín közeli elhelyezése is hozzájárult a környezet uránszennyeződéséhez. A természetben előforduló urán ^{224}U , ^{235}U és ^{238}U természetes izotópokból tevődik össze, amelyek közül a legutóbbi fordul elő a legnagyobb mennyiségben. Fosszilis tüzelőanyagok elégetésével működő hőerőművekből és foszfát-műtrágyagyárakból (nyersfoszfátokból) a fenti természetes izotópok a felszíni talajokba kerülhetnek.[2] Háborús övezetekben a páncéltörő lövedékben alkalmazott ún. szegényített urán kerülhet a talajokba, illetve a felszíni vizekbe.

Az urán talajbéli mobilitása viszonylag kicsi, mivel oldhatatlan vegyületek (pl. oxidok) formájában kicsapódik, és a többi fémhez hasonlóan a talaj szerves anyagaihoz és agyagásványaihoz hozzákötődik. Az urán a talajokban általában 6 vegyértékű, pH-tól függően az uranil (UO_2^+)-kation és az urán-karbonátok a legmobilisabb – növények számára is felvehető – formák.[56]

A növények általában nagyon kis mennyiségű uránt vesznek fel a talajokból, a felvett urán túlnyomó része a gyökerekben akkumulálódik. A szennyeztelen talajok uránkoncentrációja jóval 1 mg/kg alatt van, ennél nagyobb talajkoncentráció esetén néhány növényfajnál már mérgezési tünetek jelentkezhetnek. Általános fitotoxicitás a talaj 300 mg/kg-nál nagyobb uránszennyeződése esetén fordul elő.[30]

Több tanulmány foglalkozik az urán talajból történő *fitoextrakciójával*. Egyes termesztett növények, elsősorban a káposztafélék (*Brassicaceae*) közé tartozó fajok (pl. a szareptai mustár, *Brassica juncea*), levélzöldségek, napraforgó viszonylag sok urán felvételére képesek. A felvett urán nagy része azonban a gyökerekben dúsult fel, nem került be a könnyen betakarítható hajtásba. Ha a talajt pl. 100 mg/kg uránnal szennyezték el, a teszt növények

hajtása mindössze 3,5-23 mg/kg uránt tartalmazott. Hasonlóan kicsi volt a kísérleti növények hajtásának uránkoncentrációja szabadföldi kísérletek esetén. Amennyiben azonban a szennyezett talajt citromsavval kezelték, a talajoldat uránkoncentrációja kétszázszorosára, a tesztnövények (*Brassica juncea*, *B. chinensis*, *B. narnosa*, *Amaranthus retroflexus*) hajtásáé ezerszeresére emelkedett. Mindez a vízdoldható, a növények számára felvehető, és a talajban hosszabb ideig stabil urán-citrát komplex kialakulásával magyarázható. A citromsav hasonló, de kisebb mértékű hatását figyelték meg más kutatók is, és az EDTA valamint az oxálsav uránmobilizáló hatásáról is beszámoltak.[34, 56]

Rizofiltrációs kísérletben uránnal (20-870 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$) szennyezett ipari szennyvízből a napraforgó az urán 95%-át 24 órán belül eltávolította. A napraforgó gyökerének uránkoncentrációja nagyobb volt, mint 15 000 $\mu\text{g}/\text{g}$, míg a hajtásban kevesebb, mint 5 $\mu\text{g}/\text{g}$ uránt mértek. Az uráneltávolítás enyhén savanyú kémhatás (pH 5) esetén hatékonyabb volt, mint semleges (pH 7) kémhatásnál. Félüzemi kísérletek alapján megállapították, hogy évente 2000 millió liter uránnal szennyezett víz kezelése esetén naponta 25 kg szennyezett gyökérbiomassza keletkezne, amelynek uránkoncentrációja meghaladná az 1 %-ot (10 000 $\mu\text{g}/\text{g}$ -ot).[37]

SZERVES SZENNYEZŐ ANYAGOK FITOREMEDIÁCIÓJA

Az ipari és mezőgazdasági tevékenység, kőolaj-kitermelés és -feldolgozás, közlekedés és több más emberi tevékenység következtében nagy mennyiségű *szerves szennyező anyag* (pl. oldószer, festék, tisztítószer, felületaktív anyag, gyógyszer- és élelmiszeradalék-maradvány, szerves mikroszennyező, növényvédő szer, kőolaj- és kőolajszármazék stb.) került be a felszíni vizekbe és a talajvízbe, illetve a talajba – igen nagy területet érintve. Eltávolításuk a környezeti elemekből a következő évtizedek fontos és igen költséges feladata lesz világszerte. A szerves szennyező anyagokkal szennyezett talajt termikus, fizikai, kémiai és biológiai módszerekkel (pl. talajégetéssel, talajmosással, talajextrakcióval, talajszellőztetéssel, elektrokémiai kezeléssel, talajstabilizációval, talajszilárdítással, bioremediációval, (ld. [2]) lehet megtisztítani. Amennyiben illékony vagy vízdoldható szennyező anyagokat kell eltávolítani a felszíni talajokból, „hagyományos” remediációs technikák (talajszellőztetés, talajmosás, talajextrakció) alkalmazása a leggazdaságosabb. Amennyiben viszont a szerves szennyező anyag nem illékony, és vízdoldhatósága is kicsi, költségesebb eljárásokat kell alkalmazni, amelyek versenyképes alternatívája lehet az elmúlt időszakban előtérbe került *fitoremediáció*. [1]

A fitoremediáció alkalmazása felszíni talajokon *in situ* képzelhető el, az alábbi talaj- és talajvíz-szennyeződések esetén:

- kőolaj és kőolajszármazékok, policiklusos aromás szénhidrogének,
- klórozott szénhidrogének (klór-fenol, poliklórozott bifenilek, triklór-etilén stb.),
- peszticid maradványok (atrazin, klórozott szénhidrogénekből álló egyes növényvédő szerek).[1, 6, 8, 10, 12, 42, 49, 51, 58, 59]

Számos laboratóriumi és üzemi kísérlet ellenére a szerves szennyező anyagokkal szennyezett talajok fitoremediációjának gyakorlati alkalmazása nincs olyan előrehaladott állapotban, mint a szervesetlen szennyeződéseké.[1] Mindennek több oka van:

- sokkal többféle szerves szennyező anyag létezik mint amennyi szervesetlen, ez többféle fitoremediációs eljárás kidolgozását igényli,
- sokkal könnyebb a szervesetlen szennyező anyagok sorsát nyomon követni a talaj–mikroba–növény rendszerben mint a szerves szennyező anyagokét, utóbbi esetben igen nagy lehet a bomlástermékek száma, amelyek analitikai kimutatása nehéz,
- a szerves vegyületek a fitoremediáció alatt számos fizikai, biológiai és kémiai átalakuláson mennek keresztül, biológiai felvehetőségük is folyamatosan változik,
- mivel a növények is szerves molekulákból épülnek fel, nehezebb bennük nyomon követni a szerves szennyező anyagok sorsát.[1]

A fitoremediáció alkalmazása során több gyakorlati problémával szembesülhetünk; a legtöbb olyan terület, amely remediációt igényel, nem igazán alkalmas növények termesztésére, és nehezen megközelíthető. Akadályokba ütközhet a terület felszántása, a törmelékek eltávolítása. Sok esetben okoz gondot, hogy a szerves szennyező anyagok fémekkel, sókkal együtt fordulnak elő a talajban. A talaj szélsőséges fizikai és kémiai tulajdonságait a növények kiültetése előtt tompítani kell, pl. a nyersolaj kiömlése gyakran nagy só- és nátriumkoncentrációval jár együtt, amelyet csökkenteni kell. A legtöbb szennyezett területen a szennyezőanyag-eloszlás heterogén, ezért helyesen kell kialakítani a mintavételi–analitikai eljárást (ld. még [2]) Az előkészítő munkák után a veszélyes hulladéknak minősített szerves anyagokat gondosan el kell távolítani az azzal kapcsolatba került eszközökről (pl. a mintavevő eszközökről, szerszámokról, traktorról). Előkísérletek alapján, nagy körültekintéssel kell kiválasztani azt a növényfajt, amely fejlődésnek indul majd a sokszor szélsőséges körülményeket biztosító szennyezett területen. Általában natív növényfajok alkalmazásával több sikert érhető el, mint a több gondozást igénylő mezőgazdasági termesztett növények kiültetésével. Egyes szerves szennyező anyagok már kis koncentrációban gátolják a növények

kicsírázását és későbbi fejlődését. A nyersolajban lévő illékony komponensek pl. károsítják a sejtmembránokat, azonban hamar elillannak, célszerű tehát egy ideig várni a növények telepítésével ilyen szennyeződés esetén. Mivel a trinitro-toluol már 30 mg/kg-os talajkoncentrációnál fitotoxikus lehet, célszerű megvárni, míg a mikrobák a TNT koncentrációját természetes úton lecsökkentik a talajban. Kiültetés előtt körültekintően elő kell készíteni a magágyat, a talajt lazítani és gyommentesíteni kell. Gondoskodni kell a terület csapadékelvezetéséről, öntözéséről, az átszűrődött víz összegyűjtéséről és kezeléséről, talajvíz-figyelő kutak telepítéséről, az erózió megakadályozásáról. Mivel a növények gyökerei lazítják a talajt, és a gyökerek csatornákat képeznek a mélyebb rétegek felé, ügyelni kell arra, hogy a szerves szennyező anyagok ne mosódhassanak ki. A kezelés alatt a talajmikrobák lebontó tevékenységét megfelelő mennyiségű nitrogén és foszfor kijuttatásával kell serkenteni, ez általában magasabb a növények tápanyag igényénél. Mivel a mikrobák lebontó tevékenységükhöz sok oxigént használnak fel, a talaj szerkezetének lazításával, a víz elvezetésével gondoskodni kell a gyökerek megfelelő mértékű oxigénellátásáról (vagy ha ez nem lehetséges olyan növényeket kell termesztetni, amelyek eltűrik az anaerob viszonyokat).[1]

A mezőgazdasági növények termesztésével ellentétben a szerves szennyező anyagok fitoremediációja során nem a nagy föld feletti hozam elérése a cél, hanem a sűrű gyökérszövet kialakításáé (amely serkenti a talajmikrobák lebontó tevékenységét) – így kell tehát a sortávolságot beállítani. A fitoremediáció során a növénykultúrát öntözni, gyomtalanítani és egyes esetekben kaszálni is kell. Meg kell akadályozni, hogy a növények közvetítésével szennyező anyagok kerüljenek a táplálékláncba – a szennyező anyagok felvételét, átalakulását a talajban, talajvízben és a növényekben folyamatosan nyomon kell követni. Amennyiben a szennyező anyagok a növények föld feletti szerveiben akkumulálódnak, meg kell akadályozni, hogy azokat az állatok leleljék. A betakarított biomassza tömegét komposztálással, szükség esetén elégetéssel lehet csökkenteni, illetve azt területfeltöltésre lehet használni.[1]

Mint az a fentiekből látható, a fitoremediációt nem lehet univerzálisan alkalmazni a szerves vegyületekkel szennyezett talajok megtisztítására. A szennyezőanyag-eloszlás heterogenitása, a szennyeződések komplex összetétele, kis mértékű biológiai felvehetősége, mélyebb rétegekbe történő kimosódása erősen korlátozza, behatárolja e technika alkalmazhatóságát. A növények gyökerei elsősorban a talaj legfelső 0,5-1,0 méteres rétegét járják át, itt várható tehát fitoremediációs hatást. Fitoremediációra az olyan vidéki

mezőgazdasági terület lenne az optimális, amely nem régen, mérsékelten szennyeződött el nyersolajjal, és ahol kicsi a felszíni víz vagy a talajvíz elszennyeződésének a veszélye.[1]

A következőekben az olyan szerves szennyező anyagok lebontására vonatkozó ismereteket foglaljuk össze, amelyek gyakorlati fitoremediációja már a közeljövőben elképzelhető.

Policiklusos aromás szénhidrogén szennyeződés fitoremediációja

A *policiklusos aromás szénhidrogének* (angolul polycyclic aromatic hydrocarbons, elterjedt rövidítésük PAH) nagy molekulatömegű, 4-7 benzolgyűrű összekapcsolódásából keletkező vegyületek. Elsősorban a tökéletlen égés, kokszosítás, pirolízis során keletkeznek és a kipufogógázokban, ipari üzemekben, kőolajleparlók, olajkályhák füstgázaiban fordulnak elő. A talajok szennyeződése elsősorban lokális jellegű, habár a füstgázok terjedése nagyobb területet is elszennyezhet. A talajba kerülve a PAH vegyületek felhalmozódhatnak, mivel megkötődnek a humuszkolloidok felületén. Perzisztens vegyületek, a talajban 2-16 év alatt bomlanak le, lebontásukban fontos szerepet játszanak a talaj mikroorganizmusai (pl. a *Phanerochaete chrysosporium* gomba). A növények általi felvehetőségük a molekula felépítésében részt vevő benzolegységek számától függ. Általában a gyökérszálak és a gumós növények föld alatti részében (pl. sárgarépában, burgonyában, retekben, hagymában, cukorrépában) halmozódnak fel. A táplálékláncba bekerülve mutagén, daganatkeltő és fejlődési rendellenességet okozó hatást fejthetnek ki. Az élő szervezetekbe bekerülve toxikusak, a benzo- α -pirén rákkeltő hatása egyértelműen bizonyított.[2]

A fentiek alapján nyilvánvaló, hogy a policiklusos aromás szénhidrogének eltávolítása a talajból humánegészségügyi szempontból nagyon fontos. Mosással eredményesen távolítható el ez a vegyületcsoport a talajból, a folyamat nemionos jellegű felületaktív anyagok kijuttatásával elősegíthető. A felületaktív anyagok kijuttatása megnöveli a PAH-vegyületek biológiai felvehetőségét, mikrobiális lebontását. Talajégetéssel is eltávolíthatóak a talajból a policiklusos aromás szénhidrogének, az eljárás során azonban a talaj szervesanyag-tartalma, humusztartalma elvész, a talaj mezőgazdasági célra már nem hasznosítható.[2]

Néhány kísérleti eredmény arra utal, hogy *fitodegradációval* a policiklusos aromás szénhidrogének a talajban lebonthatóak, illetve humifikálhatóak, tehát a szennyezett talaj stabilizálható. Prérifűfélék (*Andropogon gerardii*, *Sorghastrum nutans*, *Panicum virgatum*, *Elymus canadensis*, *Schizachyrium scoparius*, *Bouteloua curtipendula*, *Agropyron smithii*, *Bouteloua gracilis*) keverékének segítségével 7 hónapos növénynevelést követően eredményesen bontottak le a szerves trágyázott talajba mesterségesen kijuttatott benz- α -

antacént, krizént, benzo- α -pirént és dibenzo-antracént talajoszlopos kísérletben. A lebontásban feltételezhetően fontos szerepet játszott a fenti fűfélék mélyen gyökerező (akár 3 méteres mélységet is elérő) rostos, dús gyökérzete, amelynek nagy fajlagos felülete elősegítette a rizoszféra mikrobák szaporodását. A növények dús gyökérzete egyúttal megakadályozta a fenti szennyező anyagok mélyebb rétegbe mosódását, tehát *fitostabilizációs* hatást fejtett ki. Egy másik kísérletben hasonló jelenséget figyeltek meg kőolajszennyezés esetén; az antracén és a pirén lebontása felgyorsult lucerna, csenkesz (*Festuca arundinacea*), fenyérfűféle (*Andropogon gerardii*) és szudáni fű jelenlétében a növény nélküli területhez viszonyítva.[1]

Klórozott szénhidrogén szennyeződés fitoremediációja

A *klórozott szénhidrogének* (klór-fenolok, poliklórozott bifenilek, triklór-etilén, klórozott aromás szénhidrogének, dioxinok, növényvédő szerek stb.) a legperzisztensebb vegyületek közé tartoznak a talajban és más környezeti elemekben. Mindez kis mértékű oldhatóságukkal, molekulatömegükkel és molekulaszervezetükkel, illetve a mikrobákra gyakorolt toxikus hatásukkal függ össze. Több klórozott szénhidrogén természetes folyamatok eredményeként is keletkezhet, általában azonban ezek a vegyületek nem természetes összetevői a talajoknak – oda általában antropogén tevékenység eredményeként kerülnek be. Annak ellenére, hogy több perzisztens klórozott szénhidrogénből álló növényvédő szer és ipari vegyszer használata megszűnt vagy visszaszorult az elmúlt években, nagyfokú perzisztenciájuk miatt még gyakran előfordulnak a talajban. A klórozott (halogénezett) szénhidrogének talajmosással, talajextrakcióval, illetve talajégetéssel távolíthatók el a talajból, ezek az eljárások azonban újabb környezeti problémákat generálnak (az extraháló szert meg kell tisztítani, a talajégetés során dioxinok keletkezhetnek). Ígéretesek ezért a fitoremediációt vizsgáló kísérletek eredményei.[1, 12, 51]

A klórozott szénhidrogének nagyfokú perzisztenciája ellenére a laboratóriumi és szabadföldi kísérletek eredményei arra utalnak, hogy degradációjuk sebessége a talajban növények jelenlétében (valószínűleg a rizoszférában lezajló folyamatok, illetve a mikrobiális lebontás serkentésének eredményeként, ld. korábban) felgyorsul a növények nélküli talajhoz képest.[1]

A *klór-fenolok* a természetben nem fordulnak elő, a tri-, tetra- és pentaklórozott fenolokat kiterjedten alkalmazták gombaölő, rovarölő és fertőtlenítőszerként. A *pentaklór-fenolt* (PCP) és származékait a festék, a fakonzerváló és a növényvédő szer gyártó ipar használja, a talaj

elsősorban a fafeldolgozó telepek környékén szennyeződik el ezzel a vegyülettel. Mérgező anyag (karcinogén hatása még nem bizonyított), vízben rosszul oldódik. A talajban lokális szennyezésekkel, szennyvizekkel, növényvédő szerekkel kerülhet, bomlásának felezési ideje a talajban 20-50 nap között van, mobilitása jelentős. Nagy koncentrációban meglehetősen nagy perzisztencia jellemzi, mivel több talajmikrobára mérgező hatást fejt ki.[1, 2] A talajba került pentaklór-fenol lebontása mikrobiális oltással (flavobaktériumok kijuttatásával) felgyorsul, azonban a kijuttatott mikrobák túlélési rátáját a vegyület toxicitása korlátozza. Tarackbúza-féle (*Agropyron desertorum*) jelenlétében – laboratóriumi kísérletben – a pentaklór-fenol mineralizációja felgyorsult. A szénizotóppal (C^{14}) jelölt pentaklór-fenol 22%-a bomlott le 155 nap alatt a növények jelenlétében, míg a növények nélkül ez az arány csak 6%-os volt. A pentaklór-fenol és származékainak 36%-át felvették a növények, a vegyület talajbéli kimosódását a növénytakaró lecsökkentette.[1].

A poliklórozott bifenilek (PCB) természetes körülmények között a geo- és bioszférában nem fordulnak elő. Transzformátorok és kondenzátorok szigetelőfolyadékaként, hidraulika-folyadékaként alkalmazták, szekunder lágyítók, lánggátló szerek, ragasztó és kittelő anyagok összetevői, és előfordultak textíliákban, lakkokban, tintákban, másolópapírokban, kenőolajokban és kenőzsírokban is. Használatukkal több területen felhagytak krónikus mérgezést okozó hatásuk és környezetkárosító tulajdonságaik miatt. A talajba ipari centrumok közelében részben a léghőből jutnak, kimutatták őket a szennyvizekből és szennyvíziszapokból is. Koncentrációjuk a talajban az elmúlt évtizedekben fokozatosan csökkent. Lebomlásuk a talajokban lassú, mobilitásuk csekély, vízdoldhatóságuk és toxicitásuk a klórozottság függvénye. Vízben való (kis) oldhatóságuk a beépült klóratomok számának növekedésével csökken. A PCB-k nehezen bomlanak, nagyon stabilak, a növények közvetítésével bekerülhetnek a táplálékláncba, és az emlősökben felhalmozódnak. Elsősorban a májat károsítják, de rákkeltő hatásuk sem kizárt.[2]

Lebontásukban fontos szerepet játszanak a talaj egyes mikroorganizmusai, melyek ez irányú tevékenységét a növények felerősítik.[1, 12, 51] A növényekkel szimbiózisban élő ektomikorrhiza gombák *in vitro* kísérletben többé-kevésbé átalakították a tápoldatba bejuttatott PCB-ket. A PCB-k lebontásának mértéke a klóratomok számától függött, a 10-11 féle PCB többségét a *Radiigera atrogleba* és a *Gautieria crispa* lebontotta. Valószínűleg *in vivo* is hasonló folyamat játszódik le; a növényekkel szimbiózisban élő ektomikorrhiza gombák sikeresen veszik fel a versenyt a talajban honos mikrobákkal, és jelentősen megnövelik a PCB-k lebontásának sebességét.[1]

Az ektomikorrhiza gombákhoz hasonlóan egyes aerob talajbaktériumok is képesek a PCB-k lebontására, ehhez azonban koszubsztrátumként folyamatosan bifenilt igényelnek. Mivel a növények által előállított fenolos vegyületek (egyes flavonoidok és kumarinok) a bifenilhez hasonló szubsztrátumként szolgálhatnak a baktériumok számára, elképzelhető, hogy az ilyen vegyületeket előállítani képes növények rizoszférájában PCB-bontó baktériumok telepedjenek meg, és hosszú távon is ki tudják fejteni PCB-bontó tevékenységüket.[1, 12] Több élő növény gyökerének fenolvegyület kibocsátását megvizsgálva a piros eperfa (*Morus rubra*) bizonyult a legalkalmasabbnak a PCB lebontó mikrobák életben tartására, tevékenységük fenntartására.[12] A növények önmagukban is képesek lehetnek a PCB-k lebontására, sejt kultúrában a rózsa (*Rosa* sp.) bizonyult ilyen szempontból a leghatékonyabbnak.[1]

A triklór-etilén (TCE) színtelen, jellemző szagú, nem gyúlékony, illékony folyadék. Zsírok, gyanták és kaucsuk kiváló oldószere, vegytisztításra is használják. Az egyik leggyakoribb talajvíz-szennyező, a veszélyes hulladékok gondatlan kezelésével kerülhet a talajba és a talajvízbe. Eltávolítása a talajvízből talajszellőztetéssel és talajmosással lehetséges [2], ezek azonban időigényes és drága eljárások. Az elmúlt évek laboratóriumi és szabadföldi kísérletei alapján [1, 12, 42, 51] nyilvánvaló, hogy a triklór-etilén azon szerves szennyező anyagok közé tartozik, amelyet fitoremediációval viszonylag hatékonyan lehet a talajvízből és a talajból eltávolítani, illetve lebontani. Szennyezett területről növények alól begyűjtött rizoszféra talajban a triklór-etilén degradációja és mineralizációja felgyorsult a növények nélküli, illetve steril talajokhoz képest ([51]; ld. még *Fitodegradáció* fejezet).

Sekélyen szennyezett talajban fűfélékkel eredményesen lehetett a triklór-etilén koncentrációját csökkenteni, és több haszonnövény is képes a triklór-etilén felvételére.[3, 42]

Több kísérlet bizonyítja, hogy nyárfa (*Populus*) hibridekkel eredményesen eltávolítható a triklór-etilén a talajvízből és a talajból.[1, 12, 42] A nyárfa a talajvíz nagy triklór-etilén koncentrációját is képes elviselni, tolerálni. A nyárfahibridek gyakorlatilag az összes triklór-etilént eltávolították a talajvízből és a talajból – föld feletti szerveikben triklór-etanolá, di- és triklór-ecetsavvá alakították, illetve szén-dioxiddá, vízzé és klórrá mineralizálták.[12, 42]

Az anyagcsere-termékek egy része oldhatatlan formában beépült a nyárfa sejtjeibe, illetve a triklór-etilén néhány százaléka a légkörbe illant el (ld. még *Fitovolatizáció* fejezet).[12, 42]). Nyárfahibridek segítségével a triklór-etilén szétterjedése is megakadályozható a talajvízben. Amennyiben a talajvíz szintje nagyon alacsony vagy nem lehet közvetlenül a szennyezett területre fákat telepíteni – egy szabadalmaztatott eljárás szerint – a szennyezett talajvizet ki kell szivattyúzni, és az ültetvényekre kell öntözővízként kijuttatni.[42]

Végül érdekességként megemlítünk egy szintén szabadalmaztatott eljárást, amellyel klórozott szénhidrogéneket lehet (fitoextrakcióval) a szennyezett talajból eltávolítani. Kis szervesanyag-tartalmú homoktalajon sárgarépát termesztve a nagy lipidtartalmú gyökerek jelentős mennyiségű (30-85%) diklór-difenil-triklórétánt (DDT-t) vontak ki a talajból. A betakarított karógyökereket ez után megszárazítják és elégetik, hogy a fenti szennyező anyagot megsemmisítsék.[1, 15]

Robbanóanyag-szennyeződés fitoremediációja

Katonai lőtereken, gyakorlóterületeken, lőszermegsemmisítő gödrök közelében gyakori probléma, hogy a talaj vagy a talajvíz *robbanóanyagokkal* (trinitro-toluollal, glicerintrinitráttal) *szennyeződik el*. A talajba került trinitro-toluol ellenáll az oxidációnak és erősen kötődik a szerves anyagokhoz. Ennek köszönhető alacsony mobilitása és felvehetősége. Mivel a mikrobák nem tudják lebontani, perzisztens xenobiotikumról van szó. Az elmúlt évek laboratóriumi és szabadföldi kísérleteinek eredményei biztatóak; a robbanóanyag maradványokat szárazföldi és vízinövények segítségével el lehetett távolítani a talajból, talajvízből és a vízből.[6, 8, 10, 12, 49, 58]

A *trinitro-toluol* (2,4,6-trinitro-toluol vagy trotil, rövidítve TNT) halványsárga, tús kristályos vegyület, 300 °C-on robban, a leghatékonyabb robbanóanyagok egyike. Algák, vízi növények (pl. a süllőhínárfélék családjába tartozó *Myriophyllum* sp.), fűfélék, haszonnövények (pl. a bab), fák (pl. a nyárfahibridek) egyaránt képesek a trinitro-toluolt nitro-reduktáz és lakkáz enzimeik segítségével átalakítani, lebontani. A bomlástermékek nagy részét nem lehetett azonosítani (beépültek a sejtekbe vagy a ligninbe), részben pedig 2-amino-4,6-dinitro-toluol és 4-amino-2,6-dinitro-toluol keletkezett a növényekben.[6, 8, 12, 49, 58] Trinitro-toluollal szennyezett tápoldatban vagy talajon nevelt nyárfahibridek esetén a TNT 75%-a erősen hozzákötődött a gyökerekhez (kevés helyeződött át a levelekbe), így valószínűleg átalakítása is itt játszódtott le.[58] Mivel a trinitro-toluol a növényekben nem mineralizálódik teljes mértékben, a fitoremediáció gyakorlati alkalmazása előtt tisztázni kell bomlástermékeinek toxicitását.[12]

A *glicerintrinitrát* (vagy nitroglicerín, rövidítve GTN) színtelen, mérgező, vízzel nem elegyedő folyadék. Meggyújtva nyugodtan ég, ütésre azonban hevesen robban. Különböző robbanóanyagok készülnek belőle. Cukorrépa sejt kultúrában a glicerintrinitrát – valószínűleg hidrolízissel – először glicerindinitráttá, majd fokozatosan glicerínmononitráttá alakult át.[8, 12] A nitrocsoportok lehasítása a szerves hordozómolekuláról érdekes módon nem a

növényekben előforduló nitroreduktáz enzimek segítségével történik, azok ugyanis a nitrátsoportot aminokká redukálják (pl. a toluol gyűrűn, ld. fenn). A magasabb rendű növényekben a glicerín-trinitrát bomlása a baktériumokhoz hasonló biokémiai mechanizmus alapján játszódik le. Annak ellenére, hogy a növényekben a glicerín-trinitrát bontása lassabban játszódik le, mint a baktériumokban, a növényi sejtekben is fokozatosan degradálódik a GTN – feltételezhető tehát, hogy amennyiben ezt a nehezen lebomló vegyületet a talajból, talajvízből a növények számára fokozatosan felvehetővé lehet tenni, a fitoremediáció a gyakorlatban is kivitelezhető lesz.[8, 12]

*Szerző: Dr. habil. Simon László CSc.**

Lektor: Dr. Anton Attila CSc.

Szerkesztő: Fazekasné Horváth Zsuzsanna

*A monográfiában idézett hazai fitoremediációs kísérleteket az Országos Tudományos Kutatási Alapprogram (OTKA F 016906, OTKA T 030230 és az OTKA T043479), Dr. Simon László tevékenységét a Széchenyi István Ösztöndíj támogatta. Külön köszönettel tartozunk Bódi Gabriella tanszéki adminisztrátornak a kézirat számítógépbe gépeléséért.

FELHASZNÁLT IRODALOM

1. Cunningham S.D.; Anderson, T.A; stb.: Phytoremediation of soils contaminated with organic pollutants. (Szerves anyagokkal szennyezett talajok fitoremediációja). = Advances in Agronomy 56.k. 1996. p. 56-114.
1. Simon L. (szerk.): Talajszennyeződés, talajtisztítás. Környezetgazdálkodási Intézet, Környezetügyi Műszaki Gazdasági Tájékoztató, 5. k. 1999. p. 1-221. Budapest
3. Cunningham, S.D.; Berti, W.R.; Huang, J.W.: Phytoremediation of contaminated soils. (Szennyezett talajok fitoremediációja). = Trends in Biotechnology, 13.k., 1995. p. 393-397.
4. Salt, D.E.; Smith, R.D.; Raskin, I.: Phytoremediation. (Fitoremediáció). = Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology, 49. k. 1998. p. 643-668.
5. McGrath, S.P.; Zhao, F.J.; Lombi E.: Phytoremediation of metals, metalloids, and radionuclides. (Fémek, félfémek és radionuklidok fitoremediációja). = Advances in Agronomy, 75.k 2002. p. 1-56.
6. Black, H.: Absorbing possibilities: phytoremediation. (Abszorpciós lehetőségek: fitoremediáció). = Environmental Health Perspectives, 103.k. 1995. p. 1106-1108.

7. Negri, M.C.; Hinchman, R.R.: Plants that remove contaminants from the environment. (Növények amelyek eltávolítják a szennyeződések a környezetből). = *Laboratory Medicine*, 27.k. 1996. p. 36-40.
8. Boyajian, G.E; Carreira L.M.: Phytoremediation: A clean transition from laboratory to marketplace. (Fitoremediáció: tiszta átmenet a laboratóriumból a piacra). = *Nature Biotechnology*, 15. k. 1997. p. 127-128.
9. Sumner, C.: Using the environment to clean the environment. (Környezet használata a környezet megtisztítására). = *Remediation Management*, 1997. 3. negyedév, p. 25-32.
10. Watanabe, M.E.: Phytoremediation on the brink of commercialisation. (Fitoremediáció közel az üzleti alapokra helyezéshez). = *Environmental Science and Technology*, 31. k. 1997. p. 182-186.
11. Van der Lelie, D.; Schwitzguébel, J-P. stb.: Assessing phytoremediation's progress in the United States and Europe. (A fitoremediáció fejlődésének értékelése az Egyesült Államokban és Európában). = *Environmental Science and Technology*, 35. k. 2001. p. 447-452.
12. Wenzel, W.W.; Adriano, D.C. stb.: Phytoremediation: a plant-microbe based remediation system. (Fitoremediáció: növény–mikroba alapú remediációs rendszer). = In: Adriano D.C.; Bollag, J.-M.; Frankenberger, W.T.; Sims, R.C. (szerk.), *Bioremediation of Contaminated Soils*. Agronomy Monograph no. 37. ASA, CSSA, SSSA, Madison, Wisconsin, USA. 1999. p. 457-508.
13. Cunningham, S.D.; Berti W.R.: Remediation of contaminated soils with green plants: an overview. (Szennyezett talajok remediációja zöld növényekkel: áttekintés). = *In Vitro Cell Deviation Biology*, 29. k. 1993.p. 207-212.
14. Raskin, I.; Kumar, P.B.A.N. stb.: Bioconcentration of heavy metals by plants. (Fémek biokoncentrációja növényekkel). = *Current Opinion in Biotechnology*, 5. k. 1994. p. 285-290.
15. Cunningham, S.D.; Ow, D.W.: Promises and prospects of phytoremediation. (A fitoremediáció ígéretei és kilátásai). = *Plant Physiology* 110. k. 1996. p.715-719.
16. Salt, D. E.; Blaylock, M.J. stb.: Phytoremediation: a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. (Fitoremediáció: Új megközelítésmód a toxikus fémek környezetből történő eltávolítására növények segítségével). = *Environmental Science and Technology*, 31. k. 1995. p. 468-474.
17. Kumar, N.P.B.A.; Dushenkov, S. stb.: Phytoextraction: the use of plants to remove heavy metals from soils. (Fitoextrakció: növények felhasználása nehézfémek eltávolítására a talajból). = *Environmental Science and Technology*, 29. k. 1995. p. 1239-1245.
18. Cunningham, S.D.; Shann, J.R. stb.: Phytoremediation of contaminated water and soil. (Szennyezett víz és talaj fitoremediációja). = In: Kruger E. L.; Anderson, T. A.; Coats, J. R. (szerk.), *Phytoremediation of Soil and Water Contaminants*. ACS Symposium Series 664. American Chemical Society, 1997. Washington, D.C., p. 2-17.
19. Raskin, I.; Smith; R.D.; Salt, D.E.: Phytoremediation of metals: using plants to remove pollutants from the environment. (Fémek fitoremediációja: szennyező anyagok eltávolítása a környezetből növények segítségével). = *Current Opinion in Biotechnology*, 8. k. 1997. p. 221-226.
20. McGrath, S.P.; Zhao, F.J.; Lombi, E.: Plant and rhizosphere processes involved in phytoremediation of metal-contaminated soils. (A növényekben és a rizoszférában lejároló

folyamatok szerepe a fémekkel szennyezett talajok fitoremediációjában). = *Plant and Soil*, 232. k. 2001. p. 207-214.

21. Pulford, I.D.; Watson, C.: Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees – a review. (Nehézfémeikkel szennyezett terület fitoremediációja fákkal – áttekintés). = *Environment International*, 29. k. 2003. p. 29-540.

22. Baker, A.J.M.; Brooks, R.R.: Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements – a review of their distribution, ecology and phytochemistry. (Fémeket hiperakkumuláló szárazföldi magasabb rendű növények – előfordulásuk, ökológiájuk és fitokémiájuk áttekintése). = *Biorecovery*, 1. k. 1989. p. 81-126.

23. Baker, A.J.M.; McGrath, S.P. stb.: The possibility of in situ heavy metal decontamination of polluted soils using crops of metal-accumulating plants. (Szennyezett talajok helyszíni tisztításának lehetőségei fémmakkumuláló növények segítségével). = *Resources, Conservation and Recycling*, 11. k. 1994. p. 41-49.

24. Chaney, R.L.; Malik, M. stb.: Phytoremediation of soil metals. (A talaj fémeinek fitoremediációja). = *Current Opinions in Biotechnology*, 8. k. 1997. p. 279-284.

25. Brooks, R.R. (szerk.), *Plants that hyperaccumulate heavy metals*. (Nehézfém hiperakkumuláló növények). = CAB International, University Press, 1998. Cambridge.

26. Baker, A.J.M.: Accumulators and excluders – strategies in the response of plants to heavy metals. (Akkumulátorok és kirekesztők – a növény-nehézfém kölcsönhatás stratégiái). = *Journal of Plant Nutrition*, 3. k. 1981. p. 643-654.

27. Simon L.; Wenzel, W.W.: Accumulation of nickel and chromium in *Thlaspi goesingense* hal. (Nikkel és króm akkumulációja tarsókában). In: Pais, I. (szerk.), *Proceedings of the 10th International Trace Element Symposium*, July 2002, Budapest, Hungary, p. 221-240.

28. Raskin, Y.; Ensley B.D. (szerk.): *Phytoremediation of toxic metals: using plants to clean up the environment*. (Fémek fitoremediációja: növények felhasználása a környezet megtisztítására). = New York, 2000. John Wiley and Sons Inc. p. 53-70, 71-88, 89-106, 107-132, 133-150, 151-169, 171-190, 193-229.

29. Terry, N.; Bañuelos, G. (szerk.): *Phytoremediation of contaminated soil and water*. (Szennyezett talaj és víz fitoremediációja). = Boca Raton, London, New York, Washington D.C., 2000. Lewis Publishers. p. 41-83, 85-108, 109-128, 359-376.

30. Gobran, G.R.; Wenzel, W.W.; Lombi E. (szerk.): *Trace elements in the rhizosphere*. (Mikroelemek a rizoszférában). = Boca Raton, London, New York, Washington D.C., 2001. CRC Press. p. 3-24, 61-124.

31. Huang, J.W.; Chen, J. stb.: Phytoremediation of lead-contaminated soils: role of synthetic chelates in lead phytoextraction. (Ólommal szennyezett talajok fitoremediációja: szintetikus kelátképzők szerepe az ólom fitoextrakciójában). = *Environmental Science and Technology*, 31. k. 1997. p. 800-805.

32. Simon, L.: Effects of natural zeolite and bentonite on the phytoavailability of heavy metals in chicory. (Természetes zeolitok és bentonit hatása a fémek felvehetőségére cikóriában). = In: *Environmental Restoration of Metals Contaminated Soil*, (ed. I.K. Iskandar), Chapter 13, Lewis Publishers, 2001. Boca Raton. P. 261-271.

33. Simon, L.: Cadmium rhizofiltration capacity of *Helianthus annuus*, *Cucurbita maxima* and *Brassica juncea*. (Napraforgó, sütőtök és szareptai mustár kadmium rizofiltrációs kapacitása). = Proceedings of the 7th International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements, June 15-19, 2003. Uppsala, Sweden. Volume 2. Scientific Programs II. SP06p-Phytoremediation, p. 206-207.
34. Huang, J.W.; Blaylock, M.J. stb.: Phytoremediation of uranium-contaminated soils. Role of organic acids in triggering uranium hyperaccumulation in plants. (Uránnal szennyezett talajok fitoremediációja. Szerves savak szerepe az urán növényekben történő hiperakkumulációjának elősegítésében). = Environmental Science and Technology, 32. k. 1998. p. 2004-2008.
35. Dushenkov, S.; Kapulnik, Y.: Phytofiltration of metals (Fémek fitofiltrációja). = In: Raskin, Y.; Ensley, B. D. (eds.). Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants to Clean up the Environment (Fémek fitoremediációja: növények felhasználása a környezet megtisztítására). John Wiley and Sons, Inc., 2000. New York. P. 89-106.
36. Dushenkov, S.; Kumar, P.B.A.N. stb.: Rhizofiltration: The use of plants to remove heavy metals from aqueous streams. (Rizofiltráció: Nehézfémek eltávolítása vizes közegből növények segítségével). = Environmental Science and Technology, 29. k. 1995. p. 1239-1245.
37. Dushenkov, S.; Vasudev, D. stb.: Removal of uranium from water using terrestrial plants. (Urán eltávolítása vízből szárazföldi növények segítségével). = Environmental Science and Technology, 31. k. 1997. p. 3468-3474.
38. Salt, D.E.; Pickering, I.J. stb.: Metal accumulation by aquacultured seedlings of mustard. (Víz kultúrában csíranövények fémakkumulációja). = Environmental Science and Technology, 31. k. 1997. p. 1636-1644.
39. deSouza, M.P.; Chu, D. stb.: Rhizosphere bacteria enhance selenium accumulation and volatilization by Indian mustard. (A rizoszféra baktériumok megnövelik a szareptai mustár szelén akkumulációját és volatizációját). = Plant Physiology, 119. k. 1999. p. 565-573.
40. deSouza, M.P.; Pilon-Smits, E.A.H.; Terry, N.: The physiology of selenium volatilization by plants. (A növények szelén volatizációjának élettana). = In: Raskin, I.; Ensley, B.D. (szerk.), Phytoremediation of toxic metals: using plants to clean up the environment (Fémek fitoremediációja: növények alkalmazása a környezet megtisztítására). John Wiley and Sons, Inc. 2000. New York. P. 171-190.
41. Kabata-Pendias, A.; Pendias, H.: Trace elements in soils and plants. (Mikroelemek a talajokban és a növényekben). = Boca Raton, London, New York, Washington D.C., 2001. CRC Press. p. 241-252.
42. Newman, L. A.; Wang, X. stb.: Remediation of trichloroethylene in the artificial aquifer with trees: a controlled field study. (Triklór-etilén remediációja mesterséges víztartó rétegből fák segítségével: ellenőrzött szabadföldi kísérlet). = Environmental Science and Technology, 33. k. 1999. p. 2257-2265.
43. Vangronsveld, J.; Cunningham, S. C. (szerk.): Metal-contaminated soils: in situ inactivation and phytoremediation. (Fémekkel szennyezett talajok: in situ inaktiválás és helyreállítás növényekkel). = Springer-Verlag, 1998. Berlin, Heidelberg. p.1-265.
44. Mench, M.; Vangronsveld, J. stb.: In situ metal immobilization and phytostabilization of contaminated soils. (Fémek in situ immobilizálása és fitostabilizálása szennyezett talajokon). = In: Terry, N.; Bañuelos, G. (szerk.): Phytoremediation of contaminated soil and water. (Szennyezett talaj és víz fitoremediációja). Boca Raton, London, New York, Washington D.C., 2000. Lewis Publishers. p. 323-358.

45. Berti, W.R.; Cunningham, S.C.: Phytostabilization of metals. (Fémek fitostabilizációja). = In: Raskin, I.; Ensley, B.D. (szerk.): Phytoremediation of toxic metals: using plants to clean up the environment. (Toxikus fémek fitoremediációja: növények alkalmazása a környezet megtisztítására). = New York, 2000. John Wiley and Sons, Inc. p. 71-88.
46. Berti, W.R.; Cunningham, S.D.: In-place inactivation of Pb in Pb-contaminated soils. (Ólom helyszíni inaktiválása ólommal szennyezett talajokon). = Environmental Science and Technology, 31. k. 1997. p. 1359-1364.
47. Simon, L.; Kovács, B.; Győri, Z.: Phytostabilization of mine spoil with red fescue. (*Festuca rubra* L.) (Bányameddő fitostabilizálása vörös csenkessel). = 20th European Conference of the Society for Environmental Geochemistry and Health "Heavy Metal Contamination and the Quality of Life". Debrecen, Hungary, 4-6 September 2002. Book of Abstracts, p. 15.
48. Simon, L.; Szegvári, I.; Prokisch, J.: Enhancement of chromium phytoextraction capacity in fodder radish with picolinic acid. (Takarmányretek króm fitoextrakciós kapacitásának megnövelése pikolinsavval). = Environmental Geochemistry and Health, 23. k. 2001. p. 313-316.
49. Schnoor, J.L.; Licht, L.A. stb.: Phytoremediation of organic and nutrient contaminants. (Szerves és tápelem-szennyezők fitoremediációja). = Environmental Science and Technology, 29. k. 1995. p. 318-323.
50. Susarla, S.; Medina, V.F.; McCutcheon, S.C.: Phytoremediation: An ecological solution to organic chemical contamination. (Fitoremediáció: szerves kémiai szennyeződések ökológiai megoldása). = Ecological Engineering, 18. k. 2002. p. 647-658.
51. Anderson, T.A.; Guthrie, E.A.; Walton, B.T.: Bioremediation. (Bioremediáció). = Environmental Science and Technology, 27. k. 1993. p. 2630-2636.
52. Biró B.: A növény–talaj–mikroba kölcsönhatások szerepe az elemfelvétel alakulásában. = In: Simon L.; Szilágyi M. (szerk.): Mikroelemek a táplálékláncban. Nyíregyháza, 2003. Bessenyei György Könyvkiadó. p. 1-11.
53. Wenzel, W.W.; Lombi, E.; Adriano, D.C.: Biogeochemical processes in the rhizosphere: role of phytoremediation of metal-polluted soils. (Biogeokémiai folyamatok a rizoszférában: szerepük a fémekkel szennyezett talajok megtisztításában). = In: Prasad, M.N.V.; Hagemeyer, J. (szerk.): Heavy metal stress in plants – from molecules to ecosystems. Berlin, 1999. Springer. p. 272-303.
54. McGrath, S.P.: Phytoextraction for soil remediation. (Talajremediáció fitoextrakcióval). = In: Plants that Hyperaccumulate Heavy Metals, Brooks, R. R. (szerk.), Wallingford, 1998. CAB International. p. 251-287.
55. Nyer, E.K.; Gatliff, E.G.: Phytoremediation. (Fitoremediáció). = Ground Water Monitoring and Remediation, 16. k. 1996. p. 58-62.
56. Negri, M.C.; Hinchman, R.R.: The use of plants for the treatment of radionuclides. (Radionuklidok kezelése növényekkel). = In: Raskin, Y.; Ensley, B.D. (szerk.): Phytoremediation of toxic metals: using plants to clean up the environment. (Fémek fitoremediációja: növények felhasználása a környezet megtisztítására). = John Wiley and Sons, Inc., 2000. New York. P. 107-132.
57. Entry, J.A.; Vance, N.C. stb.: Phytoremediation of soil contaminated with low concentrations of radionuclides. (Alacsony koncentrációban radionuklidokkal szennyezett talajok fitoremediációja). = Water, Air and Soil Pollution, 88. k. 1996. p. 167-176.

58. Thompson, P.C.; Ramer, L.A.; Schnoor, J.C.: Uptake and transformation of TNT by hybrid poplar trees. (Hibrid nyárfák TNT felvétele és átalakítása). = Environmental Science and Technology, 32. k.1998. p. 975-960.

59. Fiorenza, S.; Oubre, C.L.; Ward, C.H. (szerk.): Phytoremediation of hydrocarbon-contaminated soil. (Szénhidrogénnel szennyezett talaj fitoremediációja). = Boca Raton, London, New York, Washington D.C., 2000. Lewis Publishers. 1-164. p.

60. Simon, L.; Szegvári, I.; Csillag, J. Impact of picolinic acid on the chromium accumulation in fodder radish and komatsuna (Pikolinsav hatása a takarmányretek és a komatsuna krómakkumulációjára). Plant and Soil, 254. k. 2003. p.337-348.

61. Tamás, J.; Kovács E.: Talajremediáció. Debrecen, 2002. Debreceni Egyetem Agrártudományi Centrum.

62. Clemens, S.: Molecular mechanisms of plant metal tolerance and homeostasis (A növények fém-toleranciájának és homeosztázisának molekuláris mechanizmusa). Planta, 212.k. 2001. p. 475-486.

TARTALOM

FITOREMEDIÁCIÓ	1
FITOEXTRAKCIÓ	1
Folyamatos fitoextrakció	2
Indukált fitoextrakció	7
FITOFILTRÁCIÓ	10
Rizofiltráció	11
Blasztofiltráció	14
FITOVOLATIZÁCIÓ	15
Szelén fitovolatizációja	15
Higany és arzén fitovolatizációja	20
Halidok és szerves szennyező anyagok fitovolatizációja	21
FITOSTABILIZÁCIÓ	22
Adalékanyagok szerepe a fitostabilizációban	23
Növények szerepe a fitostabilizációban	26
FITODEGRADÁCIÓ	28
Fitodegradáció a növényeken belül	28
Fitodegradáció a növényeken kívül (<i>ex planta</i>) és a rizoszférában	31
SZERVETLEN SZENNYEZŐ ANYAGOK FITOREMEDIÁCIÓJA	33
Ólom-szennyeződés fitoremediációja	36
Cink- és kadmium-szennyeződés fitoremediációja	38
Nikkelszennyeződés fitoremediációja	42
Nitrát- és ammónium-szennyeződés fitoremediációja	44
RADIONUKLID-SZENNYEZŐDÉS FITOREMEDIÁCIÓJA	45
Radiocézium-szennyeződés fitoremediációja	46
Radiostroncium-szennyeződés fitoremediációja	48
Urán-szennyeződés fitoremediációja	49
SZERVES SZENNYEZŐ ANYAGOK FITOREMEDIÁCIÓJA	50
Policiklusos aromás szénhidrogén szennyeződés fitoremediációja	53
Klórozott szénhidrogén szennyeződés fitoremediációja	54
Robbanóanyag-szennyeződés fitoremediációja	57