

SIMON L. (szerk.), 1999.
TALAJSZENNYEZŐDÉS, TALAJTISZTÍTÁS.
Környezetügyi Műszaki Gazdasági Tájékoztató. 5. kötet.
Környezetgazdálkodási Intézet. Budapest. 1-221 old.
ISBN 963 602 740 4, ISSN 963 602 740 4, ETO 631.4+614.76.

LÁSZLÓ SIMON (ed.), 1999.
SOIL POLLUTION, SOIL REMEDIATION
(Talajszennyeződés, talajtisztítás – book in Hungarian)

Published by: Környezetgazdálkodási Intézet, Budapest, Hungary



KÖRNYEZETGAZDÁLKODÁSI
INTÉZET

KÖRNYEZETÜGYI MŰSZAKI GAZDASÁGI TÁJÉKOZTATÓ

**Dr. Anton Attila, Dr. Dura Gyula,
Dr. Gruiz Katalin, Dr. Horváth Amanda,
Dr. Kádár Imre, Kiss Ernő**

Nagy Géza

Dr. Simon László, Dr. Szabó Péter

**TALAJSZENNYEZŐDÉS,
TALAJTISZTÍTÁS**

KÖRNYEZETÜGYI MŰSZAKI GAZDASÁGI TÁJÉKOZTATÓ

Dr. Anton Attila, Dr. Dura Gyula,
Dr. Gruiz Katalin, Dr. Horváth Amanda,
Dr. Kádár Imre, Kiss Ernő,

Nagy Géza,

Dr. Simon László, Dr. Szabó Péter

TALAJSZENNYEZŐDÉS, TALAJTISZTÍTÁS

2. (bővített) kiadás

Budapest, 1999

KÖRNYEZETÜGYI MŰSZAKI GAZDASÁGI TÁJÉKOZTATÓ

5. kötet

Lektorok: Dr. Németh Tamás, Dr. Vermes László

Szakmai szerkesztő: Dr. Simon László

Témafelelős: Jaskóné Havadi Ágnes

Közreadja a
Környezetgazdálkodási Intézet
Környezet- és Természetvédelmi Szakkönyvtár és Információs Központ

ISSN 1419-0575
ISBN 963 602 740 4
ETO 631.4+614.76

Felelős vezető: Tokár Tiborné dr. irodavezető
a Környezet- és Természetvédelmi Szakkönyvtár
és Információs Központ vezetője

Példányszám: 300, Terjedelem: 14,1 kiadói ív

A nyomtatást és kötést a Neotipp Bt. készítette
1025 Budapest, Vöröstorony lejtő 5. Telefon: 394-2656
Felelős vezető: Dr. Naszályi Gábor

ELŐSZÓ

Hazánk legjelentősebb természeti erőforrása a talaj, mely a mezőgazdaság legfontosabb termelőeszköze, értéke a nemzeti vagyon 20 %-a. Az elmúlt évtizedekben termőtalajainkat számos forrásból, elsősorban emberi tevékenységből származó negatív környezeti hatás és szennyezés érte. A talajszennyeződés igen nehezen és költségesen számolható fel, sok esetben visszafordíthatatlan folyamatok játszódnak le, és a talaj elveszti termékenységét. A termőföld termékenységének megőrzése a jövő generációi számára mindannyiunk feladata, melyen belül felelősségteljes szerep hárul a hazai szakemberekre.

A könyv első fejezeteiben a talajszennyeződés fogalmának meghatározása után áttekintjük a legfontosabb szennyezőanyagok (nehézfémek, radioaktív izotópok, egyéb szerves anyagok, kőolaj és kőolajszármazékok, növényvédő szerek, szerves mikroszennyezők stb.) környezetbe kerülésének forrásait, a talajra és az élővilágra gyakorolt hatását. Ezután a talajszennyezettség felmérésének folyamatát követjük nyomon, ezen belül foglalkozunk az adatgyűjtéssel, a környezetvédelmi célú talajmintavétellel, a környezetvédelmi analitikai eljárásokkal és a talaj-határértékekkel. A következő fejezet a szennyezett talajú területek lehatárolásának módszereit foglalja össze. A vegyi anyagok környezeti kockázata mellett az emberi egészségkockázat becslésével is foglalkozunk. A talajremediáció fogalmának tisztázása után áttekintjük a remediációs technológiákat, majd részletesen ismertetünk néhány már bevált, illetve ígéretes eljárást. A talajremediáció alkalmazásának hazai tapasztalatait néhány esettanulmány kapcsán mutatjuk be. Végül pedig a hazánkban is öröndetes módon elindult Kármentesítési Program céljait és feladatait ismertetjük. A könyvben előforduló kevésbé ismert idegen szavak, illetve speciális szakkifejezések (melyeket a szövegben *-gal jelöltünk) magyarázata szakszótárban található, a témával kapcsolatos fontosabb törvények, szabványok és műszaki irányelvek jegyzékét mellékletben tüntettük fel. A könyv használatát tárgymutató segíti.

Ez a könyv tehát azzal a céllal született, hogy minél szélesebb körben segítsen megérteni a talajszennyeződések okait és veszélyeit, és hogy felhívja a figyelmet az elszennyezett területek megtisztításának (remediációjának) fontosságára. Szeretnénk azonban kihangsúlyozni, hogy jelenleg egyetlen ismert talajremediációs technika sem jelent teljes körű környezetvédelmi megoldást, és valamennyi eljárás rendkívül költséges. Ezért sokkal nagyobb figyelmet kellene fordítani a jövőben a talajszennyeződések megelőzésére, a szennyezőanyag emisszió csökkentésére. A szennyezőanyagokat már a keletkezési helyükön

vissza kellene tartani (forrás-kontroll), és meg kell akadályozni, hogy azok a talajokba vagy a környezetbe kerüljenek.

„Talajszennyeződés, talajtisztítás“ címmel főiskolai jegyzet jelent meg 1998-ban a GATE Mezőgazdasági Főiskolai Karán Nyíregyházán a Művelődési és Közoktatási Minisztérium Felsőoktatási Programfinanszírozási Pályázata és az Alapítvány a Magyar Felsőoktatásért és Kutatásért támogatásával. A fenti jegyzet átdolgozott, kibővített 2. kiadását tartja kezében az olvasó.

Dr. Simon László
a szerkesztő

Nyíregyháza–Budapest

TARTALOMJEGYZÉK

1. TALAJSZENNYEZŐDÉS (Simon László).....	1
2. A TALAJ SZENNYEZŐDÉSE SZERVETLEN ANYAGOKKAL (Simon László).....	3
2.1. A talaj szennyeződése nehézfémekkel.....	3
2.1.1. Arzén a talajokban és a növényekben.....	6
2.1.2. Cink a talajokban és a növényekben.....	8
2.1.3. Higany a talajokban és a növényekben.....	9
2.1.4. Kadmium a talajokban és a növényekben.....	10
2.1.5. Kobalt a talajokban és a növényekben.....	12
2.1.6. Króm a talajokban és a növényekben.....	13
2.1.7. Nikkel a talajokban és a növényekben.....	14
2.1.8. Mangán a talajokban és a növényekben.....	16
2.1.9. Molibdén a talajokban és a növényekben.....	16
2.1.10. Réz a talajokban és a növényekben.....	18
2.1.11. Ólom a talajokban és a növényekben.....	19
2.1.12. Szelén a talajokban és a növényekben.....	21
2.1.13. Vanádium a talajokban és a növényekben.....	22
2.1.14. Egyes nehézfémek hatása az állati és emberi szervezetre.....	23
2.2. A talaj szennyeződése radioaktív izotópokkal.....	25
2.3. A talaj szennyeződése egyéb szerves anyagokkal.....	27
3. A TALAJ SZENNYEZŐDÉSE SZERVES ANYAGOKKAL (Anton Attila – Simon László) ...	33
3.1. A talaj szennyeződése kőolajjal és kőolajszármazékokkal.....	33
3.2. A talaj szennyeződése szerves anyagokkal a szennyvíz- és szennyvíziszap-elhelyezés, hulladéklerakás során.....	37
3.3. A talaj szennyeződése szerves mikroszennyezőkkel.....	41
3.4. A talaj szennyeződése kémiai növényvédő szerekkel (pesticidekkel).....	45
3.5. A szerves mikroszennyezők, pesticidek sorsa a talajban.....	50
4. A TALAJSZENNYEZETTSÉG FELMÉRÉSE.....	55
4.1. Adatgyűjtés (Szabó Péter).....	55
4.1.1. A környezeti felmérések osztályozása a probléma feltárás mélysége szerint.....	55
4.1.2. A környezeti állapotfelmérés szakaszai.....	57
4.2. Környezetvédelmi talajmintavétel (Kádár Imre – Horváth Amanda).....	58
4.2.1. A mintavétel mélysége és a minta mennyisége, a talajminták száma.....	60
4.2.2. A mintavételhez szükséges eszközök, a minták szállítása és tárolása.....	61
4.2.3. Mintavételi terület kijelölése.....	62
4.2.4. Szisztematikus hálós mintavételi rendszerek.....	63
4.2.5. Mezőgazdasági táblák, diffúz szennyezett területek mintázása.....	68
4.2.6. Mintavétel a talaj mikrobiológiai vizsgálatához.....	69
4.2.7. Talajvíz mintavétel kémiai vizsgálatokhoz.....	69
4.3. Környezetvédelmi analitikai eljárások (Simon László).....	70
4.4. Talajhigiénés normák és talaj-határértékek (Horváth Amanda).....	75
4.4.1. Talajhigiénés normák.....	75
4.4.2. Kombinált talajhigiénés normák.....	78
4.4.3. Talaj-határértékek.....	78
4.4.4. Biológiai talaj-határértékek.....	86
5. SZENNYEZETT TALAJÚ TERÜLETEK LEHATÁROLÁSÁNAK MÓDSZEREI (Nagy Géza).....	89
5.1. Fúrás- és kútvizsgálatok.....	89
5.2. Mérnökgeofizikai vizsgálati módszerek.....	90
5.2.1. Szeizmikus mérési módszerek.....	91

5.2.2. Geoelektromos vizsgálati módszerek.....	93
5.2.3. Geotermikus vizsgálatok.....	100
5.3. Geokémiai módszerek - talajmetallometria.....	101
6. VEGYI ANYAGOK KÖRNYEZETI KOCKÁZATÁNAK FELMÉRÉSE (Gruiz Katalin).....	104
6.1. Vegyi anyagok környezeti kockázata és a kockázat nagysága.....	104
6.2. Kockázati tényező.....	108
6.2.1. A környezeti koncentráció (PEC), azaz a kitettség meghatározásának lépései talajszennyeződés esetén.....	109
6.2.2. A vegyi anyagok hatásának becslése, a PNEC érték meghatározása talajszennyeződés esetén.....	113
6.3. Szennyezett területek kockázatának kvalitatív jellemzése és kvantitatív felmérése.....	118
6.4. A környezeti kockázatfelmérs eredményeinek hasznosítása.....	121
7. AZ EMBERI EGÉSZSÉGGOKKÁZAT BECSLÉSE (Dura Gyula – Horváth Amanda).....	125
7.1. A kockázat meghatározása.....	125
7.2. A kockázat eredete.....	126
7.3. A környezeti kockázatok jelentőségének megítélése.....	126
7.4. Az egészséget befolyásoló tényezők és a kockázati tényezők közötti összefüggés.....	128
7.5. A környezeti és az egészségi állapot mutatói közötti összefüggések.....	129
7.6. A vegyi szennyezettségéből eredő egészségkockázat becslés általános elvei.....	130
7.7. Az emberi egészségkockázat becslés összetevői.....	131
7.8. A talaj vegyi szennyezettségéből eredő egészségkockázat becslés sajátosságai.....	134
7.9. A kockázatbecslés dokumentálandó lépései az ellenőrizhetőség és a reprodukálhatóság biztosítása érdekében.....	136
8. SZENNYEZETT TALAJOK REMEDIÁLÁSA (Gruiz Katalin).....	145
8.1. A talajszennyeződés és kockázatának csökkentése.....	145
8.2. Talajremediálás.....	146
8.2.1. Mit tehetünk egy szennyezett területtel, hogy csökkentsük a környezeti kockázatát ?.....	147
8.2.2. A beavatkozás sürgőssége.....	148
8.3. A talajszennyező vegyi anyagok jellemzői.....	148
8.4. Milyen feladatokat kell elvégezni a talaj remediálása előtt ?.....	150
8.5. A remediálási módszerek általános bemutatása.....	151
8.5.1. Ex situ talajkezelési technológiák.....	151
8.5.2. In situ remediálási technológiák.....	152
8.6. A talajremediálási technológiák általános áttekintése.....	153
9. NÉHÁNY TALAJREMEDIÁCIÓS ELJÁRÁS RÉSZLETES ISMERTETÉSE (Simon László).....	165
9.1. Talajégetés, talajüvegesítés.....	165
9.2. Talajmosás és talajextrakció.....	166
9.3. Talajszellőztetés.....	169
9.4. Elektrokémiai talajkezelés.....	170
9.5. Talajstabilizálás, talajszilárdítás.....	171
9.6. Bioremediáció.....	174
9.7. Fitoremediáció.....	178
10. TALAJREMEDIÁCIÓS TECHNOLÓGIÁK ALKALMAZÁSÁNAK HAZAI TAPASZTALATAI (Szabó Péter).....	186
10.1. Szervetlen mikroszennyezőkkel szennyezett talajok remediációja.....	186
10.1.1. Veszélyes hulladék lerakó telepen történő ártalmatlanítás (ex situ off site).....	187
10.1.2. Helyszíni stabilizálás (ex situ on site).....	188
10.2. Szerves szennyezőkkel szennyezett talajok remediációja.....	189
10.2.1. Ártalmatlanítás külső ártalmatlanító telepen (ex situ off site).....	189
10.2.2. Ártalmatlanítás a helyszínen bioágyakon (ex situ on site).....	190

Tartalomjegyzék

10.2.3. Kitermelés nélküli (<i>in situ</i>) bioremediáció (Gruiz Katalin).....	191
11. KÁRMENTESÍTÉS, KÁRELHÁRÍTÁS MAGYARORSZÁGON (Kiss Emő)	194
11.1. Előzmények	194
11.2. Az Országos Környezeti Kármentesítési Program kezdete és szakaszai	196
11.3. A Kármentesítési Program feladatainak csoportosítása, ezek eredményei	199
11.4. Az Országos Környezeti Kármentesítési Program keretein kívüli kármentesítések	204
12. MELLÉKLET	206
13. SZAKSZÓTÁR.....	209
14. SZERZŐK	213
15. TÁRGYMUTATÓ	214
16. SUMMARY	219

1. TALAJSZENNYEZŐDÉS (Simon László)

A *talaj* a szilárd földkéreg legkülső, laza takarója. A talaj legfontosabb tulajdonsága a *termékenység*, vagyis az a képesség, hogy a talaj képes a növényeket tápanyagokkal és vízzel ellátni. *Talajdegradációnak* vagy *talajromlásnak* nevezünk minden olyan folyamatot, amely a talaj termékenységét csökkenti, minőségét rontja, illetve funkcióképességét korlátozza, vagy a talaj teljes pusztulásához vezet. Talajdegradációt okozhat a víz- és szélrózsió, az elsősodás, a szikesedés, a talajsavanyodás, a talajszerkezet romlása, az elmocsarasodás, a talaj pufferkapacitásának romlása, a biológiai leromlás és a talajszennyeződés. A *talajvédelem* a talaj kedvező állapotának és funkcióképességének megőrzése a káros, degradációs* és talajrombolási folyamatok hatásaival szemben. A talajvédelem klasszikus értelemben a talajerózió és defláció elleni védelmet jelentette, napjainkra azonban a fogalom kibővült, és a különféle kémiai és mechanikai, sőt a biológiai degradáció elleni védelemre is kiterjed.

A *talajszennyeződés* az a folyamat, mely során a talaj természetes viszonyok között kialakult fizikai, kémiai és biológiai tulajdonságai jelentős mértékben és kedvezőtlen irányban változnak meg. A talajszennyeződéssel az ember számára alapvetően fontos *ökológiai talajfunkciók* (biomassza termelés, szűrő, kiegyenlítő, átalakító és raktározó szerep, ökológiai élettér és genetikai tartalék) károsodnak. Az egyes talajfunkciókhoz minőségi jellemzők és követelmények rendelhetők. Ezek segítségével összehasonlítás eredményeként minősíthető az adott helyen lévő talaj állapota. A talaj szennyezettségének mértékét elsősorban a kémiai és biológiai talajtulajdonságok változásával szokás kifejezni, mivel a fizikai jellemzők terén bekövetkező változások leginkább a talajdegradáció körébe tartoznak. A talajszennyeződés napjainkban főként a pH-csökkenésben (talajsavanyodásban), az élőlények szempontjából káros, toxikus* elemek, vegyületek (nehézfémek, sók, szerves vegyületek) felhalmozódásában, a talaj kémiai összetevői arányának kedvezőtlen megváltozásában nyilvánul meg. Talajszennyeződést az élőlényekre veszélyes kórokozók (baktériumok, vírusok, gombák) elszaporodása, a talajmikroflóra és talajfauna arányainak kedvezőtlen eltolódása is okozhat.

A talajszennyeződés *természetes* és *emberi* (antropogén*) *hatásokra* következik be, amelyek *pontszerűek* (kis területre kiterjedőek) és *nem pontszerűek* (nagyobb területre kiterjedő diffúz szennyeződések) lehetnek (1. táblázat).

1. táblázat. A talajszennyeződés legfontosabb forrásai Magyarországon (Vermes, 1996 nyomán).

pontszerű	nem pontszerű
<i>természetes eredetű</i>	
– ásványi lelőhelyek	– természetes (pl. vulkáni) eredetű nedves és száraz kiülepedés a légkörből
– geológiai formációk	– árvizek, elöntések, nagy esők
	– erős szelek
	– természetes radioaktív sugárzások
<i>emberi (antropogén) eredetű</i>	
– szennyvizek	– légszennyezésből eredő száraz és nedves kiülepedés
– szennyvíziszapok	– mezőgazdasági vegyszerek:
– hígtrágya	– műtrágyák
– hulladékok	– növényvédő szerek
– folyékony	– közlekedés
– szilárd	– atomrobbantások
– nem toxikus	
– toxikus	
– termelési (ipari) emissziók	

A természetes eredetű (geológiai és biológiai) hatások okozta viszonylag lassú változásokkal szemben az antropogén hatások rendszerint gyorsan és drasztikusan változtatják meg a talaj összetételét, tulajdonságait és módosítják funkcióit. Az emberi tevékenység ma már olyan mértékű környezeti beavatkozással jár, amely gyakran visszafordíthatatlanul károsítja a talajt.

A következő fejezetekben a legfontosabb emberi eredetű szennyeződések (nehézfémek, radioaktív izotópok, egyéb szervesetlen szennyezőanyagok, kőolaj és kőolajszármazékok, peszticidek, szerves mikroszennyezők) környezetbe kerülésének forrásait és módját, a talajra, a növényekre és az emberre gyakorolt hatását, a talajba jutott szennyezőanyagok további sorsát ismertetjük. A szennyezőanyagok talajbéli kötési formáival és viselkedésével, a kémiai időzített bomba fogalmával, a talajszennyeződés környezeti kockázatával a 3.5., a 8.1., a 8.3., illetve a 6. fejezetben foglalkozunk.

2. A TALAJ SZENNYEZŐDÉSE SZERVETLEN ANYAGOKKAL (Simon László)

A talajba igen sokféle szervesanyag kerülhet be, a nehézfémek (toxikus fémek), radioaktív izotópok, légszennyező gázok és vegyületeik, valamint néhány egyéb szervesanyag szerepét tekintjük át ebben a fejezetben, a teljességre törekvő igénye nélkül.

2.1. A talaj szennyeződése nehézfémekkel

Az ipari forradalom kezdete óta egyre nagyobb mértékben kerülnek be a környezetbe *nehézfémek*. A termőtalajok, a talajvíz és a felszíni vizek elszennyeződése nehézfémekkel súlyos környezetkárosodást okozhat, és veszélyezteti az élőlények egészségét. A legtöbb környezeti problémát a kadmium (Cd), az ólom (Pb), a króm (Cr), a réz (Cu), a cink (Zn), a nikkal (Ni), és a higany (Hg) szennyeződés okozza.

Kémiai értelemben *nehézfémeknek* azokat a fémeket nevezzük, amelyek sűrűsége 5 g/cm³-nél, rendszáma 20-nál nagyobb. Napjainkban a nehézfém kifejezés a köznap szókészletben összekapcsolódott a *toxikus elem* fogalommal, nehézfémek alatt olyan fémeket vagy félfémeket értünk, amelyek biológiai hatása bizonyos koncentráció-tartományban, illetve a fölött negatív. A nehézfémek természetes komponensként is jelen vannak a talajban és a vízben. A szennyezett mezőgazdasági talajokban általában előforduló nehézfém-koncentrációkat a 2. táblázat mutatja be (könyvünk táblázataiban és szövegében előforduló koncentrációadatok valamennyi esetben száraz tömegre vonatkoznak).

2. táblázat. Nehézfémek koncentrációi szennyezett mezőgazdasági talajokban (Alloway, 1990 nyomán).

Elem	Általános érték	Tartomány	Elem	Általános érték	Tartomány
	mg/kg			mg/kg	
Ag	0,05	0,01-8	Ni	50	2-1000
As	1-20	0,1-50	Pb	10-30 vidéken	2-300
Cd	0,2-1	0,01-2,4		30-100 városban	
Co	10	1-40	Sb	2	0,05-260
Cr	70-100	5-1500	Se	0,5	0,01-2
Cu	20-30	2-250	Sn	4	1-200
Hg	0,03-0,06	0,01-0,3	Tl	-	0,03-10
Mn	1000	20-10000	V	90	3-500
Mo	1-2	0,2-5	Zn	50	10-300

Az adatok száraz tömegre vonatkoznak

Egyes talajtípusokban a természetes nehézfém-tartalom igen magas is lehet, gyakoribb azonban, hogy a termőtalajok természetes nehézfém-tartalma emberi tevékenység (antropogén hatás) következtében emelkedik meg.

A fosszilis energiahordozók (szén, olaj) eltüzeléséből, az ipari létesítmények emissziójából, a közlekedés légszennyezéséből jelentős mennyiségű nehézfém kerülhet az atmoszférába, melynek egy része a termőtalajokra vagy a haszonnövényekre ülepedik ki. Nehézfém-szennyeződés alakulhat ki a bányák (meddőhányók) és fémfeldolgozó üzemek, kohók környezetében, nehézfém-szennyeződést okozhat a talajokban az ipari és kommunális hulladékok gondatlan kezelése, elhelyezése is.

A mezőgazdasági termelés során a műtrágyák (elsősorban foszfátok), talajjavító anyagok (mész), peszticidek felhasználásával, a szerves trágyák, hígtrágyák, szennyvíziszapok elhelyezésével, szennyezett öntözővízzel kerülhetnek nehézfémek a termőtalajokba (3. táblázat).

3. táblázat. A talajok nehézfém-szennyeződésének mezőgazdasági forrásai (Alloway, 1990 és Kabata-Pendias és Pendias, 1992 nyomán)

Elemek	Szenny- víziszap*	Foszfor- műtrágya	Nitrogén- műtrágya	Istálló- trágya	Meszező- anyag	Szemét komposzt	Pesztici- cid
				mg/kg			%
Ag	<960	-	-	-	-	-	-
As	3-30	2-1200	2,2-120	3-25	0,1-25	2-52	22-60
Cd	<1-3410	0,1-170	0,05-8,5	0,1-0,8	0,04-0,1	0,01-100	-
Co	1-260	1-12	5,4-12	0,3-24	0,4-3	-	-
Cr	8-40600	66-245	3,2-19	1,1-55	10-15	1,8-410	-
Cu	50-8000	1-300	-	2-172	2-125	13-3580	12-50
Hg	0,1-55	0,01-1,2	0,3-2,9	0,01-0,36	0,05	0,09-21	-
Mn	60-3900	40-2000	-	30-969	40-1200	-	-
Mo	1-40	0,1-60	1-7	0,05-3	0,1-15	-	-
Ni	6-5300	7-38	7-34	2,1-30	10-20	0,9-279	-
Pb	29-3600	7-225	2-27	1,1-27	20-1250	1,3-2240	60
Sb	3-44	<100	-	-	-	-	-
Se	1-10	0,5-25	-	2,4	0,08-0,1	-	-
Sn	40-700	3-19	1,4-16,0	3,8	0,5-4,0	-	-
V	20-400	2-1600	-	-	20	-	-
Zn	91-49000	50-1450	1-42	15-566	10-450	82-5894	1,3-25

Az adatok száraz tömegre vonatkoznak.

* A hazai szennyvíziszapok nehézfém-koncentrációi jóval kisebbek a megadott maximális értékeknél.

A fenti hatások következtében a termőtalajok mikroelem (nehézfém) mérlege általában pozitív – a talajokba időegység alatt több nehézfém kerül be, mint amennyi onnan eltávozik. A nehézfémek legtöbbször a feltalajban dúsulnak fel, ahol a talajkolloidokhoz kötődnek. A talaj egy bizonyos határig pufferként viselkedik, megköti a nehézfémeket és így tompítja

azok hatását, majd egy későbbi időpontban önmaga is szennyezővé válhat. Az egyre nagyobb mértékben fellépő talajsavanyodással pl. a nehézfémek mobilizálódnak és megjelennek a talajoldatban és a talajvízben (ld. még 2.3. fejezet). Innen a talaj mikroorganizmusai és a növények gyökerei veszik fel a nehézfémeket, melyek bekerülnek a táplálékláncba, komoly veszélyt jelentve az emberi és állati szervezetre (ld. még 2.1.15. fejezet).

Általános probléma, hogy egyes növényekben igen nagy mennyiségű nehézfém halmozódhat fel látható toxicitási tünetek nélkül, és ez kedvezőtlen irányban változtatja meg az élelmiszer- és takarmánynövények ásványi összetételét. A nehézfémek toxicitása kémiai vegyületformáinak is a függvénye, a Cr^{3+} ionforma pl. kevésbé toxikus, mint a Cr^{6+} (ld. még 2.1.6. fejezet). A növények levelében előforduló normális és mérgező nehézfém koncentrációkat a 4. táblázatban mutatjuk be.

4. táblázat. A növények levelében előforduló nehézfém koncentrációk (Kabata-Pendias és Pendias, 1992 nyomán)

Elemek	Kevés	Megfelelő vagy normális	Sok vagy mérgező	Mezőgazdasági növényekben eltűrt
mg/kg				
Ag	-	0,5	5-10	-
As	-	1-1,7	5-20	-
Cd	-	0,05-0,2	5-30	3
Co	-	0,02-1	15-50	5
Cr	-	0,1-0,5	5-30	2
Cu	2-5	5-30	20-100	50
Hg	-	-	1-3	-
Mn	10-30	30-300	400-1000	300
Mo	0,1-0,3	0,2-5	10-50	-
Ni	-	0,1-5	10-100	50
Pb	-	5-10	30-300	10
Se	-	0,01-2	5-30	-
Sn	-	-	60	-
Tl	-	-	20	-
V	-	0,2-1,5	5-10	-
Zn	10-20	27-150	100-400	300

Az adatok száraz tömegre vonatkoznak.

A következő fejezetekben a bioszférába nagy mennyiségben bekerülő, legkritikusabb hatású nehézfémek (Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Pb és Zn) talaj–növény rendszerbeli szerepével, illetve állati és emberi szervezetre gyakorolt hatásával foglalkozunk, valamint bemutatjuk néhány olyan nehézfém (As, Co, Mn, Mo, Se, V) szerepét a talajokban és a növényekben, melyek kisebb mennyiségben kerülnek be ugyan a környezetbe, de nem kevésbé veszélyesek, mint az első csoport fémjei.

2.1.1. Arzén a talajokban és a növényekben

Az arzén (As) átlagos koncentrációja és litoszférában (a föld szilárd kérgében) 1,5-2 mg/kg. A talajvizekben 0,01-2100 mg/dm³ arzént mértek. A világ talajainak arzéntartalma < 1-95 mg/kg koncentrációtartományban változik, a szennyezetlen talajok általában 10 mg/kg-nál kevesebb arzént tartalmaznak. Hazai szennyezetlen talajaink 80%-ának arzéntartalma kevesebb mint 7 mg/kg (Talajvédelmi Információs és Monitoring Rendszer adatai, 1997; ld. még 4.2.3. fejezet).

Szennyeződés esetén a talajok arzéntartalma néhány tized %-ra is megemelkedhet. A talajokba (gyümölcsösök, rizsföldek esetén) és a folyók, tavak üledékeibe jelentős mennyiségű arzén került be olyan növényvédő szerekből, melyek az arzént szerves (pl. arzén-trioxid, nátrium-arzenit, kalcium-arzenát, ólom-arzenát) vagy szerves (pl. mono- és dinátrium metánarzonát) formában tartalmazták. A fenti szerek használatát világszerte betiltották, illetve korlátozták. A nyersfoszfátok arzéntartalma elérheti a 8 mg/kg értéket, a legtöbb műtrágya és meszezőanyag arzéntartalma azonban minimális. A szennyvíziszapok arzénkoncentrációja is viszonylag alacsonynak tekinthető (3. táblázat), a hazai talajhatárérték szennyvíziszap elhelyezés esetén 7-15 mg/kg (8. táblázat). A hazai talajhatárérték javaslatban intézkedési határértékként az arzénnal vonatkozóan 30-60 mg/kg-os érték szerepel (13. táblázat). Az arzén takarmány-kiegészítőként bekerülhet a baromfi- és sertéstápokba, ez esetben a szerves trágya arzénkoncentrációja elérheti a 30-40 mg/kg sz.a. értéket. A fenti szerves trágyák mezőgazdasági hasznosítása esetén azonban a növények arzéntartalma nem emelkedett meg számottevő mértékben. Jelentős mennyiségű antropogén eredetű arzén kerülhet a légkörbe a rézkohók közelében, a szén elégetése, kén- és foszfortartalmú ásványok (foszfátok) feldolgozása során.

Normál aerob* körülmények között a talajban az arzén elsősorban As^{5+} (H_2AsO_4^-) formában van jelen, míg alacsony kémhatású redukatív* körülmények között (pl. elárasztott területeken) az As^{3+} (H_3AsO_3^0) ionforma a jellemző. Az arzén redukált formája (As^{3+}) vízzeloldhatóbb, mozgékonyabb és toxikusabb a talajokban, mint a oxidált forma (As^{5+}), mely a feltalajokban (0-20 cm) dúsul fel. Kolloidokban szegény talajon megfigyelték azonban az arzén mélyebb (20-40 cm) rétegekbe történő kimosódását is. Az arzén a talajlakó mikroorganizmusok hatására redukálódhat, metileződhet és illékonyvá válhat – mindez csökkentheti a szennyezett talajok arzéntartalmát.

Az arzenát ionok könnyen megkötődnek az agyag, foszforogél, humusz és kalcium talajalkotókon, legerősebben azonban a hidratált Fe- és Al- oxidok kötik meg ezt az iont. Az

arzenát (AsO_4^{3-}) tulajdonságaiban hasonlít a foszfátokhoz és a vanadátokhoz. Foszfor műtrágyák kijuttatásával tehát csökkenthetjük a növények As^{5+} felvételét, bizonyos talajkörülmények között előfordulhat azonban ennek ellenkezője is. Savanyú talajok meszezésével általában nem csökkenthető a szennyezett talajok növényeinek arzénfelvétele, mivel vízzel oldható (felvehető) kalcium-arzenát keletkezik. Vas- és alumíniumsók talajba juttatásával növelni lehet az arzén kötőhelyeinek számát, és ezzel csökkenteni lehet a növényi felvételt. Egyes szerzők a cink- és kénvegyületek hasonló hatásáról számoltak be.

A növények számára az arzén *nem esszenciális* mikroelem*, igen alacsony koncentrációban azonban serkenti a gyökérművekedést. Ez utóbbi tulajdonsága valószínűleg a foszfor felvehetőségének elősegítésével függ össze. Az arzén a növényekben nehezen szállítódik (transzlokálódik), általában a gyökerekben halmozódik fel. Szerves arzén vegyületek kijuttatása esetén azonban a hajtásban és a generatív* szervekben is megjelenhet ez a mikroelem. Arzén fitotoxicitás* esetén a fiatal levelek elhervadnak, a gyökérzet és a hajtás tömege csökken, a gyökerek elszíneződnek, a levélcsúcsok és a levelek elhalnak.

A talajok arzénszennyeződésével nem nő egyenes arányban a növények arzéntartalma, a talaj mobilis arzénkészlete van szoros kapcsolatban a növényi felvétellel. Az élelmiszerekben néhány század vagy néhány tized mg/kg As található. Szennyezett talajon fejlődő élelmiszer- és takarmánynövényeink arzéntartalma nem emelkedik meg annyira, hogy az ember egészségét közvetlenül veszélyeztetné. Nagyobb humán-egészségügyi kockázatot jelenthet az ivóvíz magas arzénkoncentrációja. Az Alföld déli részén jelentős területen fordul elő a mélységi vizekben a határértéket ($0,05 \text{ mg/dm}^3$) meghaladó mennyiségű geokémiai eredetű arzén. Ezt kémiai vízkezelési módszerekkel kicsapadják, és az arzént szűréssel eltávolítják.

2.1.2. Cink a talajokban és a növényekben

A *cink* (Zn) átlagos koncentrációja a litoszférában (a föld szilárd kérgében) 80 mg/kg. A talajvízben 0,1-240 mg/dm³ cink található. A világ *szennyezetlen talajainak* cinktartalma 10-300 mg/kg, átlagos koncentrációja 50 mg/kg. A hazai szennyezetlen talajok túlnyomó többségének cinktartalma < 25 - 100 mg/kg (Talajvédelmi Információs és Monitoring Rendszer adatai, 1997). A talajok cinktartalma a szervesanyag-tartalom függvénye, a hazai homoktalajok átlagosan 30 mg/kg cinket tartalmaznak, míg a csernozjom talajokban ez az érték 150 mg/kg.

A talajokban a cink általában Zn²⁺ ion formájában fordul elő, de más ionos és szerves vegyületei is ismertek. A cink a talajokban leginkább az alumínium- és vas-oxidokhoz, illetve az agyagásványokhoz kötött, a növények elsősorban a vízdoldható és könnyen kicserélhető formáit tudják felvenni. Ez a talajban lévő cinktartalomnak általában csak kis része, de a savanyú talajokban ez az arány lényegesen nagyobb, mint a semleges vagy lúgos kémhatású talajokban.

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 foszfát műtrágyákból (50-1450 mg/kg), szerves trágyákból (45-250 mg/kg), meszezőanyagokból (10-450 mg/kg), komposztokból, szennyvíziszapokból (1500-4000 mg/kg) 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 termesztett növényekbe. Szennyvíziszap mezőgazdasági hasznosítása esetén a talajok cinktartalmára vonatkozó hazai határérték 200-300 mg/kg (8. táblázat). Kísérleteink során a nyíregyházi szennyvíziszap komposztban átlagosan 600 mg/kg cinket mértünk, mely szabadföldi és tenyészedényes kísérletben a kontrollénál nagyobb mennyiségben jelent meg a kukorica tesztnövény levelében, de nem került be számottevő mértékben a magtermésbe.

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 legtöbb országban a termőtalajokban megengedhető cinktartalom (határérték) 300 mg/kg. A hazai talajhatárérték javaslatban intézkedési határértékként a

cinkre vonatkozóan 500-2000 mg/kg-os koncentráció szerepel (13. táblázat). 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.

A növények számára a cink *esszenciális mikroelem*, mivel számos enzim alkotórésze és aktivátora, elősegíti az indolecetsav (auxin) szintézist, szabályozza a szénhidrátok átalakulását és az oxidációs folyamatokat. A növények normálisnak tekinthető cinktartalma 25-150 mg/kg, cinkhiány általában 10-20 mg/kg alatti ellátottság esetén lép fel. Cinkhiány legtöbbször kilúgozott homoktalajokon, lúgos vagy foszforral jól ellátott talajokon alakul ki, jellegzetes tünete az ecsetágúság, az ízközők rövidülése és a levelek deformálódása. A növényekben 400 mg/kg feletti cinktartalom esetén általában *toxiciási tünetek* figyelhetők meg. A cinkfeleslegre a legtöbb növényfaj hozamcsökkenéssel reagál, a növények fejlődése megáll. Levegőszennyezés esetén a cink elsősorban a hajtásban, talajszennyezés esetén pedig a növények gyökerében akkumulálódik.

2.1.3. Higany a talajokban és a növényekben

A *higany* (Hg) átlagos koncentrációja a litoszférában 0,05 mg/kg. A talajvízben 3-10 µg/dm³ higany található. A *szennyezetlen talajok* higanytartalma kisebb mint 0,1 mg/kg, általában 0,01-0,06 mg/kg. A hazai talajok 70 %-ának higanytartalma 0,01-0,05 mg/kg (Talajvédelmi Információs és Monitoring Rendszer adatai, 1997).

Higannyal szennyeződhetnek talajaink a bányászat, kohászat, fosszilis tüzelőanyagok (elsősorban szén) elégetése, ipari termelés és szemétegetés következtében. Higany kerülhet mezőgazdasági talajainkba a műtrágyákkal (50 µg/kg), meszezőanyagokkal (20 µg/kg), szerves trágyákkal (100 µg/kg). A szennyvíziszapok általában 5-10 mg/kg higanyt tartalmazhatnak, esetenként ez az érték 100 mg/kg körüli is lehet. Mezőgazdasági talajok szennyvíziszap kezelése után a hazai megengedhető higanytartalom 1 mg/kg (8. táblázat), a fitotoxikusnak tekintett mennyiség 2-10 mg/kg. Speciális problémát jelent a higanytartalmú fungicidek és csávázószeres mezőgazdasági alkalmazása, melyeket azonban a legtöbb országban a hetvenes évekig betiltottak. Kedvezőtlen esetben a csávázószeresekkel 100-200 mg/m² higany kerülhetett be a termőtalajokba évenként. Becslések szerint az elmúlt évtizedekben a globális higanyszennyezés fele a talajokba került.

A *szennyezett talajok* higanytartalma általában 0,1-40 mg/kg, higanybányák közelében 100 mg/kg értéket is mértek már. A hazai talajhatárérték javaslatban intézkedési határértékként a higanyra vonatkozóan 1-10 mg/kg-os mennyiség szerepel (13. táblázat). A higany a talajrészecskék szerves és szerves alkotórészeihez egyaránt hozzákötődhet. Kémiai, biológiai, fotokémiai hatásokra különféle vegyületekké alakulhat át, legmérgezőbbek illékony formái (higanygőz, metil-higany). Haszonnövényeink higanyfelvételét a talajok meszezésével, kén-tartalmú vegyületekkel, foszfortrágyázással lehet csökkenteni.

A *növények* számára a higany nem esszenciális mikroelem, pozitív jellegű biológiai funkciói nem ismertek. A növények a higanyt elsősorban gyökereikben dúsítják fel, általában kevés kerül be föld feletti szerveikbe. A szennyezetlen növényekben 1-100 µg/kg higany található. Higannyal szennyezett területeken élelmisznövényeink higanytartalma jelentősen megnőhet, a legnagyobb koncentrációkat gombákban mérték. *Higanymérgezés* esetén a növények fejlődése megáll, fotoszintézisük, vízgazdálkodásuk, proteinszintézisük gátolt. Érzékeny növényfajok 0,5-1 mg/kg, a kevésbé érzékenyek 1-8 mg/kg higanykoncentrációra már hozamcsökkenéssel reagálnak.

2.1.4. Kadmium a talajokban és a növényekben

A *kadmium* (Cd) átlagos mennyisége a litoszférában 0,18 mg/kg. A talajvízben 0,01-180 mg/dm³ kadmium található. A *szennyezetlen talajok* kadmiumtartalma 0,06-1,1 mg/kg között változik, a világátlag a felszíni talajokban 0,53 mg/kg. Ennél magasabb kadmiumtartalom általában már emberi tevékenység következtében fellépő szennyeződésnek tulajdonítható. A hazai talajok túlnyomó többségének kadmiumtartalma kisebb mint 0,6 mg/kg (Talajvédelmi Információs és Monitoring Rendszer adatai, 1997), mely kedvező jelenségnek tekinthető.

Talajaink *kadmiumszennyezését* az ipari tevékenység (bányászat, kohászat, acélgyártás, festékgyártás, galvanizálás, szeméttégetés) mellett a foszfát műtrágyák, az istállótrágya és a szennyvíziszapok nagy kadmiumtartalma okozhatja. A legjelentősebb szennyezőforrás a légköri ülepedés (kadmium kerülhet a légkörbe a fémkohászattal, fosszilis tüzelőanyagok és a szemét elégetésével) és a foszfor műtrágyázás. Az elmúlt évtizedekben a foszfát műtrágyák gyakorlatilag valamennyi mezőgazdasági célra hasznosított talaj kadmiumtartalmát megemelték. A foszfát műtrágyákban 0,1-170 mg/kg kadmium található, amely kedvezőtlen esetben akár 100 g/ha/év értékkel is növelheti a termőtalajok kadmium-tartalmát.

A szerves trágyák 0,3-1,8 mg/kg, a szennyvíziszapok $< 1-3650$ mg/kg kadmiumot tartalmazhatnak (ez utóbbi szélsőségesen magas, ritkán előforduló érték). A szennyvíziszapokban található kadmium átlagos mennyisége 10 mg/kg, mely az ipari fejlettség függvényében emelkedik. A szennyvíziszap mezőgazdasági hasznosítása esetén termőtalajaink kadmiumtartalmának hazai határértéke 3 mg/kg (8. táblázat). A hazai talaj-határérték javaslatban intézkedési határértékként a kadmiumra vonatkozóan 2-10 mg/kg-os koncentráció szerepel (13. táblázat).

A kadmium mobilitása és *növények általi felvehetősége* nagyban függ annak talajbéli kémiai formáitól. A kadmium előfordulhat a talajoldatban oldott formában, szerves és szerves kolloidokhoz kötve, talajásványokba zárva és oldhatatlan csapadék formájában is. Talajszennyeződés esetén a növények által könnyen felvehető Cd formák aránya jelentősen megnő. A növények kadmium felvételét a talaj kémhatása, kationcserélő képessége, szervesanyag-tartalma, redox viszonyai, klorid- és cinkion-tartalma stb. befolyásolhatja. Savanyú kémhatású talajból a növények több kadmiumot tudnak felvenni, így a kadmiummal szennyezett talajok meszezése általában csökkenti a haszonnövények kadmiumfelvételét. Hasonló hatása lehet, ha a talaj szervesanyag-tartalmát növelik. Ha kadmiummal szennyezett talajokat megfelelő vastagságban szennyezetlen talajjal takarnak be, a mezőgazdasági növények kadmiumfelvétele csökkenthető. Intenzív nemesítómunka folyik olyan növényfajták előállítására céljából, melyek termesztésük során kevés kadmiumot akkumulálnak.

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. Tenyészedényes kísérleteinkben, pl. a talajba kijuttatott kadmium igen rövid időn belül megjelent a napraforgó teszt növény virágkezdeményében. 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 fenti okok és az emberi szervezetre gyakorolt toxikus hatása miatt a kadmiumot az egyik legveszélyesebb nehézfémnek tekintik.

A kadmium pozitív növényélettani hatása (mely csak igen kis mennyiségben fordulhat elő) még nem kellően bizonyított, ez az elem leginkább a növényekre gyakorolt *toxikus hatásáról* ismert. A szennyezetlen talajokon termesztett növényekben általában 0,3-0,5 mg/kg-nál kevesebb kadmium található. A növényekben legtöbbször 5-20 mg/kg kadmiumtartalom okoz *toxicitási tüneteket*: a növények növekedése gátolt, gyökérzetük

károsodik, levelei klorotikusak, a levélszélek vagy levélerek vörösesbarnára színeződnek, később elhalnak és lehullanak. Hasonló jelenséget tapasztaltunk salátacikóriával végzett tápoldatos kísérletünkben is, a növények gyökerében és hajtásában nagy mennyiségű kadmium akkumulálódott, a gyökerek megbarnultak, a levelekben klorózis* alakult ki. A kadmium gátolja a fotoszintézist és a transpirációt, akadályozza egyes esszenciális mikroelemek (Fe, Zn, Cu) felvételét és szállítódását. Szennyezett talajokon termesztett növények kadmiumtartalma veszélyes mértékben megnőhet. Általában nagy a levélzöldség-félék és a káposztafélék kadmiumtartalma, míg a gabonafélék magvai viszonylag keveset tartalmaznak ebből a nehézfémről.

2.1.5. Kobalt a talajokban és a növényekben

A kobalt (Co) átlagos koncentrációja a litoszférában 20 mg/kg. A talajokban a Co mennyisége 0,05-300 mg/kg koncentrációtartományban változik. A talajok kobalttartalma a talajképző kőzet ásványi összetételének függvénye. A szerpentintalajok átlagos kobalttartalma 100 mg/kg, mely elérheti az 1000 mg/kg-os értéket is. A szennyezetlen termőtalajok kobaltkoncentrációjának világlátlag 10-15 mg/kg, a hazai talajok túlnyomó többsége < 5-15 mg/kg kobaltot tartalmaz (Talajvédelmi Információs és Monitoring Rendszer adatai, 1997).

Talajaink kobaltszennyeződésének veszélye viszonylag csekély. A nitrogén- és káliumműtrágyák Co tartalma 1 mg/kg alatt van, a foszfátműtrágyákban 1-20 mg/kg kobalt található. A települési szennyvíziszapok kobaltszennyeződése meghaladhatja a 100 mg/kg-os értéket (3. táblázat), a talajokban megengedhető hazai határérték szennyvíziszap kijuttatás esetén 50 mg/kg (8. táblázat). A hazai talajhatárérték javaslatban intézkedési határértékként a kobaltra vonatkozóan 100-300 mg/kg-os érték szerepel (13. táblázat). Ipari körzetekben (ércfeldolgozók, kohók közelében) a talajok kobalttartalma a légkörből történő kiülepedés következtében többszörösére emelkedhet. Forgalmas autóutak mentén a talajban és a porban a kobalt feldúsulhat. A szén és egyéb fosszilis energiahordozók elégetése során viszonylag kevés kobalt jut be a környezetbe.

A kobalt a talajokban Co^{2+} , Co^{3+} kation, illetve komplex $\text{Co}(\text{OH}_3)^-$ anion formájában fordul elő, erősen kötődik a szerves anyagokhoz, a vas- és mangán-oxidokhoz, illetve az agyagásványokhoz. A kobalt szerves kelátjai* mobilisak, és a növények számára könnyen felvehetők. A Co savas közegben oldhatóvá válik, kilúgozódhat, lúgos talajkémhatás esetén növények általi felvehetősége csökken.

A magasabbrendű növényekben < 1 mg/kg Co található. Néhány élelmisznövény (pl. káposzta, saláta, spenót) kobalttartalma magas, 100-200 mg/kg. A természetben a növények *kobaltmérgezése* ritkán fordul elő, toxicitás esetén (mely 30-40 mg/kg Co-tartalom felett alakul ki) a fiatal levelekben érkező klorózis, vas- és mangánhiány alakul ki, a levélszélek és levélcúcsok kifehérednek és elhalnak. Gyakrabban kell Co-hiánnyal számolnunk, mivel a szervesanyagban gazdag talajok (pl. láptalajok), lúgos és meszes talajok, kilúgozott homoktalajok kobalttartalma alacsony.

A kobalt az állati és emberi szervezet számára *esszenciális mikroelem*, a B₁₂ vitamin és enzimek alkotórésze, jelentős szerepe van a vérvérvében. A kobalt emberre gyakorolt toxicitásának veszélye csekély, a mérgezési szint a szükséglet 300-szorosát meghaladó mennyiség felett van.

A litoszférában átlagosan 200 mg/kg *króm* (Cr) található. A talajvíz 0,06-2740 mg/dm³ krómot tartalmazhat. A felszíni talajok krómtartalma 5-1000 mg/kg tartományban változik (az ún. szerpentin talajok 0,2-0,4 % krómot is tartalmazhatnak), a világátlag 54 mg/kg. A hazai talajok krómtartalma széles tartományban (< 5 - 45 mg/kg) változik (Talajvédelmi Információs és Monitoring Rendszer adatai, 1997).

A talajok *krómmal* az ipari termelés során (pl. a bőrcserzés, galvánozás, festékgyártás melléktermékeivel), illetve a légszennyezés (acélipar, fémkohászat, szén elégetése) következtében *szennyeződhetnek el*. Ipari üzemek, hőerőművek, forgalmas utak mentén a növények krómtartalma megemelkedhet (a króm a feltalajban dúsul fel). Jelentős mennyiségű króm (100-10000 mg/kg, átlag 500 mg/kg) kerülhet be a szennyvíziszapokba pl. ipari üzemek szennyvizéből, szennyvíziszappal kezelt talajokból azonban a növények viszonylag kevés krómot vesznek fel. Szennyvíziszap kijuttatás esetén a termőtalaj

krómtartalmára vonatkozó hazai határérték 100 mg/kg. A hazai talajhatárérték javaslatban intézkedési határértékként a krómra vonatkozóan 150-800 mg/kg-os érték szerepel, króm(VI)-szennyeződés esetén ez a koncentráció 2,5-10 mg/kg (13. táblázat). A foszfát műtrágyákban 30-3000 mg/kg, a szuperfoszfátban 60-250 mg/kg króm található, valószínűleg a kevésbé toxikus Cr^{3+} formában. A nitrogén műtrágyákban <5-3000 mg/kg, a meszezőanyagokban <1-200 mg/kg, a szerves trágyákban 6-56 mg/kg krómot mértek.

A króm a talajokban elsősorban Cr^{3+} ion formájában fordul elő, mely 5,5-ös pH felett kicsapódik. A Cr^{6+} ion a talajokban igen instabil, könnyen Cr^{3+} ionná redukálódik, erősen savanyú és lúgos körülmények között pedig könnyen mobilizálódik. Mindez igen fontos jelenség, mivel a Cr^{3+} ion jóval kevésbé toxikus és a növények számára nehezebben felvehető, mint a Cr^{6+} ionforma. A talaj 150 mg/kg-nál nagyobb krómtartalma általában már fitotoxikus hatású. A talajok meszezésével, foszfor és szervesanyag kijuttatással a növények krómfelvétele csökkenthető, a Cr^{6+} ion kevésbé toxikus Cr^{3+} ionná redukálása kénnel, levélkomposzttal elősegíthető.

A króm nem tartozik az esszenciális növényi tápelemek közé, kis koncentrációban azonban *biopozitív* (stimulatív*) hatású lehet. A talajokból a növényekbe általában kevés króm kerül be, a szennyezetlen talajok növényeinek krómtartalma 0,02-0,2 mg/kg. A növények gyökerének krómtartalma legtöbb esetben jóval nagyobb mint a hajtásé (levélé, száré), a legkevesebb króm a termésben vagy a magvakban található. A növényekben általában 1-10 mg/kg króm okoz *mérgezési tüneteket*: a hajtás elhervad, a gyökérfejlődés gátolt, a fiatal levelek klorotikusak, illetve barnásvörös színűek, a gabonafélék levelein klorotikus sávok alakulnak ki. Krómmérgezés esetén a növényekben számos esszenciális elem felvétele gátolt.

2.1.7. Nikkel a talajokban és a növényekben

A földkéreg átlagos *nikkel* (Ni) -tartalma 80 mg/kg. A talajvízben 0,05-0,5 mg/dm³ nikkelt mértek. A *felszíni talajok* nikkeltartalma 0,2-450 mg/kg között változik, a világátlag 22 mg/kg, a szerpentintalajok nikkellkoncentrációja elérheti a több ezer mg/kg-ot. A hazai talajok nikkeltartalma széles tartományban (< 5 - 50 mg/kg) változik (Talajvédelmi Információs és Monitoring Rendszer adatai, 1997). A homok és vályogtalajokban kevesebb nikkel található, mint az agyagtalajokban.

A talajokba nikkel 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. A szennyvíziszapokban 13-410 mg/kg nikkelt mértek, szélsőséges esetben ez az érték elérheti a 0,5 %-ot. A szennyvíziszapokból a cinkhez hasonlóan viszonylag sok nikkelt kerülhet be a haszonnövényekbe és ott fitotoxicitást okozhat. A szennyvíziszappal kezelt talajok nikkeltartalmának hazai határértéke 50 mg/kg (8. táblázat). A hazai talajhatárérték javaslatban intézkedési határértékként a nikkellel vonatkozóan 150-250 mg/kg-os koncentráció szerepel (13. táblázat). A műtrágyák, meszezőanyagok és a szerves trágyák nikkeltartalma alacsony, ezért valószínűtlen, hogy azok komoly mértékű nikkellel szennyeződést okoznának.

A nikkeltalajbéli mobilitása és növények általi felvehetősége fordított arányban áll a talaj kémhatásával, így a túlzott nikkelfelvétel ellen legkönnyebben a talaj meszesítésével védekezhethetünk. A nikkellakkumulációt a szerves anyag, a foszfor és magnézium kijuttatás is csökkentheti.

A nikkeltalajokban eléggé mozgékony, és a növényekbe is könnyen bekerül. A talajok és a növények nikkeltkoncentrációja általában pozitív korrelációban áll egymással. A nikkelt a növényeken belül könnyen szállítódik, így a levelekbe is, a magvakba is bekerülhet. Ezzel ellentétes jelenséget tapasztaltunk kísérleteink során, galvániszappal szennyezett talajból tenyészedényes kísérletben a salátacikória indikátor növény nagyon kevés nikkelt akkumulált.

A szennyezett talajokon fejlődő növények nikkeltartalma általában 0,1-5 mg/kg. A nikkelt nem esszenciális mikroelem, *biológiailag kedvező hatása* azonban bizonyított. A nikkelt az ureáz enzim alkotórésze, így a hüvelyes növények nitrogén anyagcseréjében fontos szerepet tölt be. A növényekben 10-100 mg/kg nikkeltkoncentráció esetén jelentkeznek *toxikációs tünetek*: a növények növekedése és gyökérfejlődése gátolt, a leveleken a vasklorózishoz hasonló tünetek alakulnak ki. Nikkeltmérgezés esetén csökken a növények fotoszintézise, transpirációja, nitrogénkötése és vaskészlete. Egyes növényfajok igen nagy mennyiségű nikkelt felvételére (hiperakkumulációjára*) és eltűrésére képesek (lásd 9.7. fejezet).

2.1.8. Mangán a talajokban és a növényekben

A *mangán* (Mn) a legnagyobb koncentrációban előforduló mikroelemek közé tartozik a földkéregben, ahol átlagos koncentrációja 1000 mg/kg. A világ talajai átlagosan 437 mg/kg mangánt tartalmaznak, a hazai talajok mangántartalma 100-1100 mg/kg tartományban változik.

A mangánt nem tartják tipikus talajszennyező nehézfémnek, a szennyezettnek tekintett talajok általában 4000 mg/kg-nál több mangánt tartalmaznak. Fémkohók, vas- és acélművek, bányák, ipari üzemek, hőerőművek, hulladékégetők környezetében a talajok mangánkoncentrációja megemelkedhet. A mezőgazdasági termelés során mangán juthat be a talajba a foszfátműtrágyákból, szerves trágyákból és a meszezőanyagokból (3. táblázat), itt azonban különösebb környezeti problémát nem okoz. Viszonylag sok mangán található a szennyvíziszapokban is (3. táblázat), rendszeres szennyvíziszap kijuttatással a termőtalajok mangántartalma megemelkedik ugyan, de ez a termesztett növényekre nem gyakorol negatív hatást. Mangánra vonatkozó hazai talajhatárértékkel szennyvíziszap hasznosítás esetén nem rendelkezünk. Amennyiben a mezőgazdasági növények mangánhiányát mangánvegyületekkel kívánjuk korrigálni, ügyelnünk kell arra, hogy a talajba ne juttassunk ki 7-45 kg/ha, illetve a levelekre ne permetezzünk ki 2-4,5 kg/ha mangánnál többet, ellenkező esetben a talaj elszennyeződhet ezzel az elemmel.

A mangán a magasabbrendű növények, köztük a mezőgazdasági növények számára is *esszenciális mikroelem*, átlagos (normálisnak tekinthető) koncentrációja a növényekben 30-300 mg/kg. Savanyú kémhatású ($\text{pH} < 5,5$), illetve vízzel borított levegőtlen talajokon fejlődő növények mangánfelvétele akár egy nagyságrenddel is megemelkedhet. A legtöbb növény számára 500 mg/kg-nál több mangán már fitotoxikus hatású (4. táblázat). Mangánmérgezés esetén a növények levelei a vasklorózishoz hasonló tüneteket mutatnak, a levelek ráncosodnak, a gyökerek megbarnulnak.

A takarmánynövényekben felhalmozott mangán a haszonállatokra is veszélyes lehet. A növények túlzott mangánfelvételét mérsékelt meszezéssel csökkenthetjük.

2.1.9. Molibdén a talajokban és a növényekben

A földkéreg 1,0-2,3 mg/kg *molibdént* (Mo) tartalmaz. A molibdén átlagos koncentrációja a világ talajaiban 1-2 mg/kg. Hazai szennyezetlen talajaink túlnyomó többsége 1,5 mg/kg-nál

kevesebbet tartalmaz ebből a mikroelemből (Talajvédelmi Információs és Monitoring Rendszer adatai, 1997.).

A talajok globális *molibdénszennyeződésétől* nem kell tartanunk, a talajszennyezés legtöbbször csak kisebb területeken jelentkezik. Bányák, fémfeldolgozó üzemek, acélművek, olajfinomítók közelében a talajok és a növényzet molibdéntartalma megemelkedhet. A fosszilis energiahordozók (szén, olaj) elégetésével molibdén kerülhet be az atmoszférába, mely onnan a talajba ülepedhet ki. Viszonylag sok molibdént tartalmaznak a különféle szenek (7-160 mg/kg). A szén pernye és salak talajba juttatása esetén – azok lúgos kémhatásának következtében – a molibdén könnyen felvehetővé válik, és a kívánatosnál nagyobb mennyiségben kerülhet be a növényekbe. Hasonló probléma léphet fel a szennyvíziszapok mezőgazdasági hasznosítása során, a szennyvíziszapok mésztartalma megemeli a talajok pH-ját, és így a molibdén akár káros mértékben is feldúsulhat a takarmánynövényekben. A szennyvíziszapok molibdéntartalma ritkán haladja meg a 50 mg/kg-os értéket (3. táblázat), a hazai talajhatárérték szennyvíziszap hasznosítás és elhelyezés esetén 10 mg/kg (8. táblázat). A hazai talajhatárérték javaslatban intézkedési határértékként a molibdénre vonatkozóan 20-100 mg/kg-os koncentráció szerepel (13. táblázat). A molibdén kisebb-nagyobb mennyiségben jelen van a foszfát- és nitrát-műtrágyákban, istállótrágyákban és a szennyezőanyagokban is (3. táblázat).

A molibdén a talajokban vas-, alumínium-, és mangánoxidokhoz, szervesanyagokhoz kötött formában fordul elő. A talajokban a molibdenát (MoO_4^{2-}) anion mozgékonysága és ezáltal a növények általi felvehetősége a kémhatás emelkedésével nő, így a savanyú talajok meszesedésével általában elkerülhető a molibdén trágyázás. Óvatosan kell ugyanis eljárunk, ha a mezőgazdasági növények savanyú talajokon kialakuló molibdénhiányát molibdénsók (ammónium-molibdenát, nátrium-molibdenát), talajba juttatásával (50-100 g Mo/ha kijuttatása már hatásos) kívánjuk korrigálni, mivel az állatok számára toxikus molibdén mennyiség juthat be a takarmánynövényekbe. A takarmánynövények 10 mg/kg feletti molibdéntartalma megzavarja a haszonállatok (elsősorban a kérődzők) rézanyagcseréjét és ún. molibdenózis („legelőhasmenés”) kialakulásához vezethet.

A molibdén a növények életében esszenciális szerepet tölt be, kulcsszerepet játszik a nitrogén-anyagcserében. Átlagos (normális) mennyisége a növényekben 1 mg/kg alatti, a hüvelyesekben ez az érték magasabb (4. táblázat). Szántóföldi körülmények között ritkán alakulnak ki molibdentoxicitási tünetek a növényekben, a felvett mennyiség azonban az állatok számára már mérgező lehet (ld. fenn!). Molibdénfelesleg esetén klorózis, sárgulás alakul ki a növényekben. Molibdénben gazdag, illetve molibdénrel szennyezett talajokon

fejlődő növények Mo felvételét kénvegyületek (pl. szulfát tartalmú műtrágyák) kijuttatásával mérsékelhetjük, mivel ezek csökkentik a talajok kémhatását és ezzel a Mo felvehetőségét.

2.1.10. Réz a talajokban és a növényekben

A litoszférában átlagosan 50 mg/kg réz (Cu) található. A talajvíz 0,01-2,8 mg/dm³ rézet tartalmazhat. A felszíni talajok réztartalma 2-250 mg/kg tartományban változik, az átlagos érték 20 mg/kg, a mezőgazdasági talajokban általában 1-50 mg/kg található. Ez az érték hazai talajok esetén <10-40 mg/kg (Talajvédelmi Információs és Monitoring Rendszer adatai, 1997.).

A talajok rézszenyeződését részben a bányászat, kohászat, fémelőállítás következtében fellépő légköri kiülepedés okozhatja. A hőerőművekben elégetett szénből keletkezett hamuban 14-2800 mg/kg rézet mértek – melyet, ha a talajokba dolgoznak be, jelentős szennyezőforrás lehet. A fa, fosszilis tüzelőanyagok és a szemét elégetése következtében a városi talajok réztartalma a vidékiekhez képest 5-10-szeresére nőhet. Forgalmas utak mentén kissé megemelkedhet a talajok réztartalma. Réz kerülhet a talajba az elektromos vezetékek, csövek korróziójával is.

A mezőgazdasági talajok legjelentősebb szennyezőforrásai a réztartalmú növényvédőszeresek. Ezekből jelentős mennyiségű réz kerülhet be a termőtalajokba (pl. szőlő- vagy komlóültvényekben), mely a felső rétegekben dúsul fel. Általában a talaj 150-400 mg/kg-os réztartalma már fitotoxikus. A hazai talajhatárérték javaslatban intézkedési határértékként a rézre vonatkozóan 200-400 mg/kg-os mennyiség szerepel (13. táblázat). A szennyvíziszapok réztartalma szintén jelentős lehet (100-1000 mg/kg), a szennyvíziszapokkal kezelt talajokból azonban viszonylag kevés réz kerül be a növényekbe. Szennyvíziszappal kezelt talajok rézkoncentrációjának hazai határértéke 75-100 mg/kg (8. táblázat). Réz takarmánykiegészítők alkalmazása esetén megnő a sertés- és tyúktrágya réztartalma, és az elérheti akár a 2000 mg/kg-os értéket is. A műtrágyák és a meszezőanyagok réztartalma ritkán haladja meg a 100 mg/kg-ot, ezért csak csekély mértékben szennyezik a talajokat. A réz a talaj szerves és szervetlen alkotórészeivel egyaránt kölcsönhatásba lép, és a felső rétegekben akkumulálódik* (nem mosódik ki). A réz mobilitása a talaj kémhatásának emelkedésével csökken, a talajok meszezése tehát csökkenti a növények rézfelvételét. Hasonló hatása van a talajokba juttatott szerves anyagoknak és foszfát műtrágyáknak is.

A réz a növények számára *esszenciális mikroelem*, számos élettani folyamatban (fotoszintézis, respiráció, szénhidrát- és nitrogén-anyagsere) fontos szerepet játszik, több enzim alkotórésze. A szennyezetlen talajokon fejlődő növények 5-20 mg/kg rézet tartalmaznak, 2-5 mg/kg-os rézkoncentráció esetén hiánytünetek alakulnak ki. A réz elsősorban a növények gyökerében dúsul fel, a föld feletti szervekbe kevés kerül be. A hajtás 20-30 mg/kg-nál magasabb réztartalma már *toxicitási tüneteket* okozhat: a gyökérzet károsodik (megvastagodik, elszíneződik, az elágazások száma csökken), a levelekben klorózis alakul ki, az esszenciális elemek felvétele gátolt.

2.1.11. Ólom a talajokban és a növényekben

Az *ólom* (Pb) átlagos mennyisége a földkéregben 15 mg/kg. A felszíni talajok ólomtartalma 3-189 mg/kg tartományban változik, a szennyezetlen mezőgazdasági talajok ólomtartalma 10-67 mg/kg, átlagosan 32 mg/kg. A hazai talajok 80 %-ának ólomtartalma kisebb mint 25 mg/kg (Talajvédelmi Információs és Monitoring Rendszer adatai, 1997.). A talajvíz 0,01-5,6 mg/dm³ ólmot tartalmazhat.

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 a több ezer mg/kg (esetenként a több tízezer mg/kg) értéket is elérheti. Forgalmas autóutak mentén szintén megemelkedhet a talajok ólomtartalma, mely az utaktól távolodva fokozatosan csökken. Méréseink alapján pl. Nyíregyháza belvárosában a forgalmas utak mentén a feltalaj (0-10 cm-es mélység) ólomtartalma 30-607 mg/kg tartományban változott (a középérték 129 mg/kg volt), a szennyezetlen talajok mindössze 6-9 mg/kg ólmot tartalmaztak. Feltételezhetően az út menti talajok ólomszennyeződése nem fokozódik tovább, mivel 1999-ben hazánkban is betiltották az ólmozott üzemanyagok forgalmazását. 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, melyek ólomtartalma általában 1000 mg/kg alatt van. Szennyvíziszap közvetítésével viszonylag kevés ólom kerül be a növények termésébe, mivel azt a növények nem tudják gyökereikből

a föld feletti szerveikbe szállítani. Hazai talajaink ólomtartalmának határértéke szennyvíziszap hasznosítás esetén 100 mg/kg (8. táblázat). A hazai talajhatárérték javaslatban intézkedési határértékként az ólomra vonatkozóan 150-600 mg/kg-os mennyiség szerepel (13. táblázat).

A műtrágyák és a meszezőanyagok ólomtartalma nyomoktól néhány száz mg/kg-ig terjed, ezek azonban az ólom rendkívül kis mértékű mobilitása miatt nem járulnak hozzá jelentős mértékben az ólom táplálékláncba kerüléséhez. Korábban ólomszennyeződést okozhatott a gyümölcsösökben alkalmazott ólom-arsenát növényvédőszer, használatát azonban betiltották.

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 növények (elsősorban a gyökerek) ólomakkumulációját a talaj meszezésével, foszfátok, szulfátok, mangán-oxid és szerves anyag kijuttatásával lehet csökkenteni.

Az ólom a növények számára *nem esszenciális*, igen kis koncentrációban azonban *stimuláló* (serkentő) hatású lehet. A kutatók elsősorban az ólom-nitrát növekedés serkentő hatásáról számoltak be, a növények ólomszükségletét 2-6 µg/kg körüli értékre becsülték. 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 ólomot tartalmaznak, mint a föld feletti szervek. Az ólom a többi nehézfémhez képest mérsékelten fitotoxikus, az ólommal elszennyezett talajokban azonban csökken a mikrobiológiai tevékenység és az enzimaktivitás. Általában a talaj 100-500 mg/kg, a növények 30-300 mg/kg-os ólomkoncentrációja esetén alakulnak ki *toxicitási tünetek*: a növény fejlődése lelassul, fotoszintézise, sejtosztódása, vízfelvétele gátolt. A levelek ez esetben sötétzöldek, az idősebb levelek elhervadnak, rövid barna színű gyökerek és satnya levelek alakulnak ki. A növények leveleinek felületére jelentős mennyiségű ólom rakódhat le a levegőből (ólomkohók környékén akár 0,15 % !), legtöbbször azonban ilyenkor sem alakulnak ki látható toxicitási tünetek. Az ólom legnagyobb mértékben a levélzöldségekben (elsősorban a salátában) akkumulálódik. Ólommal szennyezett élelmiszerek, talaj és levegő közvetítésével rendszeresen jelentős mennyiségű ólom kerülhet be az állati és emberi szervezetbe, mely komoly egészségkárosodást okozhat (ld. 2.1.15. fejezet).

2.1.12. Szelén a talajokban és a növényekben

A földkéreg (litoszféra) átlagosan 0,05 mg/kg szelént (Se) tartalmaz, a termőtalajok 0,1-2 mg/kg szelénkoncentrációval rendelkeznek, a világátlag 0,4 mg/kg. Hazai talajainkban 0,3-0,6 mg/kg szelén található. Néhány ún. szelenifer talajban, melyek elsősorban arid, csapadékban szegény területeken alakultak ki, a szelén átlagos koncentrációja 20-40 mg/kg, mely szélsőséges esetben elérheti a több száz mg/kg-ot is.

Szelén kerülhet be termőtalajainkba a foszfor műtrágyákból (0,3-2,1 mg/kg) és a nyersfoszfátokból (0,2-11,0 mg/kg), a többi műtrágya, a szerves trágyák és a meszezőanyagok csak nyomokban tartalmazzák ezt az elemet. A szennyvíziszapok szelénkoncentrációja (1-10 mg/kg) viszonylag alacsony a többi fémhez viszonyítva (3. táblázat). A szelén feldúsulásának veszélye a szennyvíziszappal kezelt talajok művelt rétegében csekély, valószínű a szelén elillan, vagy a mélyebb rétegekbe mosódik le. A szennyvíziszapokkal kezelt talajokból a növények kevés szelént akkumulálnak. A hazai talajokban megengedhető maximális szelénkoncentráció szennyvíziszap elhelyezés esetén 10 mg/kg (8. táblázat). A termőtalajok szelénrel szennyeződhetnek el a légkörből történő kiülepedés során. A szénrel üzemelő hőerőművek közelében a talajok és a növényzet szelénkoncentrációja megemelkedhet, a szén 0,5-11 mg/kg, a szén hamuja pedig 1-6 mg/kg szelént tartalmazhat.

A szénhamu mezőgazdasági elhelyezése során figyelembe kell venni, hogy abból a szelént a növények könnyen felvehetik. Szelén kerülhet a légkörbe az olajok és olajszármazékok elégetéséből is. Szulfidok kohósítása, Cu és Ni kinyerése során az ércfeldolgozók környezetében a talajok szeléntartalma megemelkedik. Vulkánkitörésekkel, az óceánok vizének elpárolgásával természetes eredetű szelén kerülhet az atmoszférába, mely a csapadékkal a talajokra ülepedik ki.

A talajokban a szelén szelenid (Se^{2-}), elemi szelén (Se^0), szelenit (SeO_2) és szelenát (SeO_4^{2-}) formájában fordul elő. Savanyú glejtalajokban és szervesanyagokban gazdag talajokban a szelén szelenidek és szelén-szulfid formájában van jelen, amely a növények számára gyakorlatilag felvehetetlen. Vízjárta ásványi talajokban semleges körüli kémhatás esetén a szelenit az uralkodó ionforma, amely erősen megkötődik a vas-hidroxidokon és oxidokon, és a szelént csak kis mértékben tudják a növények felvenni. Aerob, átszellőzött, lúgos kémhatású talajokban a szelén szelenát formájában van jelen, mely a növények számára könnyen felvehető. A növények túlzott méretű szelénfelvétele ellen a fenti esetben foszfátok és szulfátok talajba dolgozásával védekezhetünk.

A meszezés nem alkalmas a növények szelénfelvételének csökkentésére, mivel könnyen felvehető kalcium-szelenát keletkezik. A szelénben gazdag, illetve szennyezett talajok szeléntartalma mikrobiális hatása is csökkenhet, mivel a mikroorganizmusok ezt az elemet is képesek metilálni és illékonyá tenni.

A növények szeléntartalma általában alacsony (néhány század vagy néhány tized mg/kg) és a talaj vízdoldható szeléntartalmától függ (a talaj összes szelénkészletével nincs szoros kapcsolatban). A magasabbrendű növények számára a szelén kis koncentrációban *stimulatív*, kedvező *hatású mikroelem*, de nem tekinthető esszenciálisnak. Szelénfőlöslég a növényekben növekedésgátlást okoz, klorotikus tünetek alakulnak ki, a szelén feltételezhetően a növények kénanyagcseréjét zavarja meg.

A szelén az állati és emberi szervezet számára esszenciális mikroelem. A haszonállatok takarmányának legalább 0,03-0,1 mg/kg szelént kell tartalmaznia (mely 0,6 mg/kg-nál kevesebb szelént tartalmazó talajok esetén már nem biztosított), ellenkező esetben hiánytünetek alakulhatnak ki. A növények 3-4 mg/kg-os szeléntartalma azonban már az állatok számára *toxikus*, igen szűk tehát az a koncentrációtartomány, mely a fiziológiailag szükséges és toxikus mennyiség között húzódik.

Szelénben szegény talajok nátrium-szelenáttal vagy szelenittel történő kezelése során igen körültekintően kell tehát eljárni, mivel a takarmánynövényekbe toxikus mennyiségű szelén kerülhet be. A talajszennyeződést elkerülendő célszerű a szelénsókat a levelekre permetezni, vagy a magvakat szeléntartalmú oldatba áztatni.

2.1.13. Vanádium a talajokban és a növényekben

A *vanádium* (V) átlagos koncentrációja a litoszférában 110 mg/kg. A világ talajainak vanádium tartalma széles tartományban mozog (3-500 mg/kg), a szennyezetlen talajokra jellemző világátlag 90 mg/kg.

A környezetbe viszonylag kevés vanádium kerül be, így a talajok vanádium szennyeződésének inkább helyi jelentősége van. Ásvány- és nyersfoszfát-feldolgozók, kohók, cementművek, olajfinomítók, hőerőművek közelében a talajok vanádiumtartalma megemelkedhet, és elérheti a néhány száz mg/kg-os értéket. A légkörbe meglehetősen sok vanádium kerül a fosszilis energiahordozók elégetése során. Gyakorlatilag valamennyi széntípus tartalmaz vanádiumot, átlagosan 20-30 mg/kg mennyiségben, ezért a vanádium feldúsulhat a szénhamuban. A nyersolajokban akár 1400 mg/kg vanádium is előfordulhat, az átlagos érték 50 mg/kg. A fűtőolajok elégetése során keletkező hamu vanádium (V_2O_5)

tartalma elérheti a 38 % -ot. A hőerőművek közelében a légkörbe került szálló pernye kiülepedésével megemelkedhet a talajok és a növények V- tartalma. A szennyvíziszapokban és a foszfátműtrágyákban a vanádium jelen van ugyan (3. táblázat), de nem gyakorol számottevő hatást a mezőgazdasági növényekre. Vanádiumra vonatkozó hazai határértékkel szennyvíziszap hasznosítás esetén nem rendelkezünk.

Savanyú kémhatás esetén a talajokban a vanádium vanadil kationként (VO^{2+}), semleges és lúgos körülmények között vanadát anionként (VO_3^- vagy HVO_4^{2-}) fordul elő. A vanadát kation a talajban mozgékonyabb, mint a vanadil anion, kalcium, alumínium és vas ionok jelenlétében azonban oldhatatlan vegyületekké alakul át.

A vanádium egyes magasabbrendű növények fejlődésére jótékonyan hat, nem tekinthető azonban esszenciális mikroelemnek (ez alól néhány baktérium és alga kivételt jelent). A szennyezetlen talajokon fejlődő növények vanádiumtartalma általában nem haladja meg az 1-2 mg/kg-ot. A talajok vanádium-szennyeződése esetén a vanádium a növények gyökerében dúsul fel, és néhány növényfajt kivéve igen kis mennyiségben szállítódik át a hajtásba. *Talajszennyeződés* esetén tehát nem kell azzal számolunk, hogy olyan nagy mennyiségű vanádium kerül be a takarmánynövényekbe, mely az állatok számára már mérgező – ez a veszély azonban levegőszennyeződés esetén nem zárható ki teljesen. Szabadszíni körülmények között gyakorlatilag nem alakulnak ki *vanádiumtoxicitási tünetek* a növényekben, mely mesterséges körülmények között (tápoldatos kultúrában) a gyökerek növekedésének gátlásában és klorózisban nyilvánul meg.

2.1.14. Egyes nehézfémek hatása az állati és emberi szervezetre

A fent ismertetett nehézfémek a levegő, víz, talaj és a növények közvetítésével bekerülhetnek az állati vagy emberi szervezetbe, ahol negatív vagy pozitív hatásuk lehet. A legkritikusabb hatású nehézfémek *állati és emberi szervezetre* gyakorolt hatását ismertetjük ebben a fejezetben.

A *cink* az állati és az emberi szervezet számára esszenciális mikroelem, mivel számos enzim alkotórésze, és fontos szerepet tölt be a fehérjeszintézisben, a szőr-, toll- és bőrképződésben. Cinkfelesleg, cinktoxicitás a gyakorlatban ritkán fordul elő, gyakrabban kell cinkhiánnyal számolni. A kérődzőkben cinktoxicitás esetén vérszegénység, étvágytalanság alakul ki, az állatok súlya csökken, az elhullások száma nő.

A *higany* nem létfontosságú elem, a metilhigany és a higanygőz az állati és emberi szervezetben erősen mérgező hatású. A higany a fehérjék szulfhidril csoportjaihoz

kapcsolódik, ezért számos enzim működését gátolja. Az emberi szervezetbe a higany elsősorban a húsfélésekkel (hal, baromfi) vagy gombák fogyasztásával kerül be, de a bőrön, tüdőn át is felszívódhat. A heveny higanymérgezés elsősorban a vesék működését gátolja, az idült higanytoxicitás pedig az idegrendszert károsítja. A higany nagyobb mennyiségben a környezetbe jutva tömeges mérgezést okozott Japánban (*Minamata-betegség*). A betegséget a Minamata-öböl halászhajói és családtagjai körében észlelték. Az öböl menti acetaldehid gyár a higanyt tartalmazó szennyvizét az öbölbe engedte. A higanyt a vízi élőlények (plankton, baktériumok) metil-higannyá alakították át, mely bekerült a halakba. Ezek elfogyasztásával alakult ki a Minamata-betegség; mely a kezek és ajkak részleges bénulásában, járási zavarokban, remegésben, látótérkiesésben, nagyothallásban, fejfájásban, emocionális labilitásban nyilvánult meg.

A *kadmium* nem esszenciális mikroelem, igen kis koncentrációban azonban már egyes állatfajokban megfigyelték serkentő hatását. Sokkal gyakoribb azonban káros, mérgező hatása, mely az állati és emberi szervezetben egyaránt megnyilvánul. A kadmium az emberi szervezetbe elsősorban cereáliák, belsőségek (vese, máj) fogyasztásával, dohányzással jut be. Az idült kadmium-mérgezés tüdő- és vesekárosodást, rákot és csontelváltozásokat okoz, és megzavarja az esszenciális mikroelemek (Zn, Cu, Fe) felvételét. Japánban észlelték az ún. *itai-itai betegséget*, melynek az oka idült kadmiummérgezés volt. A kadmium a bányák elfolyó vizével került a termőföldekbe, ahonnan a rizs közvetítésével átkerült a lakosság szervezetébe. A kadmiummérgezés végtagfájdalmat, járási nehézséget, csontlágyulást és csonttörést okozott.

A *króm* az állati és emberi szervezet számára esszenciális mikroelem, fontos szerepet játszik a szénhidrát-, zsír- és fehérje-anyagcserében. Az élelmiszerekből a szükségesnél kevesebb jut be az emberi szervezetbe Cr^{3+} ionokból. A többletadagolás azonban kockázatos lehet, mivel a Cr^{3+} ionok a szervezetben a jóval toxikusabb Cr^{6+} ionformává alakulhatnak át. A Cr^{6+} toxicitás máj- és vesekárosodásban, növekedésgátlásban nyilvánul meg.

A *nikkel* részlegesen esszenciális mikroelemnek tekinthető, mivel számos állatfaj (kérődzők, sertés) számára létfontosságú. A nikkel több enzim alkotórésze, szerepet játszik a szénhidrát és fehérje anyagcsere szabályozásában. Az állatok és az ember nikkelmérgezésének a veszélye csekély. Nikkelmérgezés esetén az állatok testtömege és takarmányfelvétele csökken, vérszegénység alakulhat ki. A nikkel allergiás bőrbetegséget és tüdőrákot okozhat az emberben.

A *réz* az állati és emberi szervezet számára egyaránt esszenciális mikroelem. A réz számos protein és enzim alkotóeleme, fontos szerepet játszik pl. a peroxid-lebontásban és az

aminosav-oxidációban. Az állatokban gyakran alakul ki rézhiány. A rézfelesleg agykárosodást, testtömeg-csökkenést okozhat, majd az állatok elhullanak. A rézmérgezés kivédésére igen hatásos a molibdén kezelés. Emberben pl. ipari szennyeződésből eredő nagy rézfelesleg esetén a réz a szervezetben kóros mértékben felhalmozódhat, és az ún. Wilson-kór alakulhat ki.

Az *ólom* nem létfontosságú, nagyon kis mennyiségben azonban stimulatív hatást fejthet ki egyes állatfajokban. A nagy ólomkoncentráció az állati és emberi szervezetben rákkeltő hatású és fejlődési rendellenességeket okozhat. Az ólom leginkább belégzéssel (pl. szennyezett talajporral) és lenyelve jut be az emberi szervezetbe. Az ólombevitelhez elsősorban a hús és húskészítmények, a cereáliák, a zöldségek és zöldségkészítmények, illetve a szennyezett ivóvíz járulnak hozzá. A haszonállatok ólomterhelését a szennyezett takarmány okozhatja. Legérzékenyebb az ólommal szemben a szarvasmarha és a baromfi, toleráns a sertés és a kecske. Az ólom károsítja a vérképzést, az idegrendszert, a máj és vese működését, a hormonális szabályozást, a szív- és érrendszert, és kedvezőtlen hatást gyakorolhat a fejlődőben lévő szervezet (gyermekek) intellektuális fejlődésére. Az ólom kumulatív mérgező, amely kezdetben a májban és a vesében, később a csontokban rakódik le.

Optimális esetben cinkből 10-15 mg, higanyból 1-5 µg, kadmiumból 1-5 µg, krómból 50-200 µg, nikkelből 100-200 µg, rézből 2-3 µg, ólomból 10-20 µg jut be naponta a táplálékból vagy más forrásból az állati és emberi szervezetbe. Ezeket az értékeket lényegesen meghaladó mennyiségek esetén mérgezési tünetek alakulhatnak ki.

2.2. A talaj szennyeződése radioaktív izotópokkal

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, reaktor balesetekből, 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.

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 nagy mennyiségben került hazánkban is 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 cézium-felvételét meszezéssel, tőzeg vagy káliumsók kijuttatásával lehet csökkenteni. A radiocézium felvétel fordított arányban áll a talaj kálium ellátottságával és inaktív (nem sugárzó) céziumtartalmával.

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, mely 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.

Korai kiszóródás, reaktorbaleset esetén előfordulhat, hogy viszonylag rövid felezési idejű izotópok okozzák a sugárszennyeződés jelentős hányadát. A csernobili balesetet követő néhány hétig a *radioaktív jód* (főleg ^{131}I) jelentette a legnagyobb sugárzási veszélyt. Ez az izotóp gyorsan vándorol a talajokban lefelé. Rövid 8,1 napos felezési ideje miatt az élelmiszer-növények radiojód szennyeződésének nagy része csupán felületi porszennyeződésből ered, mely vízzel lemosható. Legeltetés, takarmányozás esetén a radiojód bekerülhet a szarvasmarhák szervezetébe és igen gyorsan kiválasztódik a tejjel. Jelentős ^{131}I szennyeződés esetén a tejet nem szabad közvetlenül elfogyasztani, szennyezetlen tejjel kell hígítani, vagy tejtermékké, tejporrá kell feldolgozni, és megvárni

míg radioaktivitása megszűnik. A ^{131}I jelentős része az ember pajzsmirigyében akkumulálódik, és ott rákos elváltozást okozhat.

A csernobili reaktorbalesetet követően a talajok *radioruténium* (^{103}Ru és ^{106}Ru) tartalma is megemelkedett. A talajokban a ruténium gyorsan vándorol lefelé. A növények a ^{106}Ru izotóp túlnyomó részét a gyökerekben koncentrálik, így a táplálékláncba kerülés veszélye meglehetősen csekély.

Fosszilis tüzelőanyagok elégetésével működő erőművekből és foszfát műtrágya gyárakból *urán* (^{234}U , ^{235}U és ^{238}U) és *tórium* (^{230}Th és ^{232}Th) izotópok kerülhetnek a felszíni talajokba. Nukleáris erőművek környezetében, atomfegyver kísérletek helyszínén *plutónium* (^{239}Pu) és *amerícium* (^{241}Am) izotópok akkumulálódhatnak a talajokban. Kálium műtrágyákkal ^{40}K , nyersfoszfátokkal ^{238}U , foszfát műtrágyákkal ^{236}Ra *természetes radioaktív izotópokkal* szennyeződhetnek el a termőtalajok.

2.3. A talaj szennyeződése egyéb szerves anyagokkal

A fosszilis tüzelőanyagok elégetése (energiatermelés, közlekedés, fűtés) során, az ipari termelés, az ipari és természeti katasztrófák (vulkánkitörések) következtében több száz millió tonna/év mennyiségben kerülnek a levegőbe különféle *légszennyező gázok* (gázelegyek vagy gázvegyületek). A légkörbe került gáznemű és szilárd anyagok egy része közvetlenül a talaj felszínére rakódik le az ún. *száraz-üledés* során. Más részük a levegőben és a csapadékvízben átalakul, és a szennyező forrásoktól távol a csapadékvízben oldva kerül a felszínre (talajra) az ún. *nedves-üledés* során. A savképző vagy savas kémhatású szennyezőanyagok (kén-dioxid, nitrogén-oxidok, szulfátok, nitrátok) talajra üledését a légkörből *savas-üledésnek* nevezzük. A *savas eső* pH-ja 5-nél alacsonyabb (ipari országokban nem ritka a 3-4 közötti pH -jú savas eső sem), jórészt a kén-dioxidból keletkezett kénsavból, illetve a nitrogén-oxidokból képződött salétromsavból áll és sósavat is tartalmazhat. A savas csapadék közvetlenül is károsíthatja a növényeket, és e mellett számos indirekt, kedvezőtlen hatása van. A savas esők talajsavanyodást okozhatnak, a talaj pH-jának csökkenésével a talajban lévő nehézfémek (pl. Cd, Pb, Hg, Zn) oldhatóvá válnak és a talaj mélyebb rétegeibe, illetve a talajvízbe mosódhatnak ki. Az ily módon mobilizálódott nehézfémek a víz és a növények közvetítésével bekerülhetnek a táplálékláncba. A pH csökkenésének következtében a növények alumínium- és mangánmérgezését szenvedhetnek. A savas esők negatív hatásának elsősorban a kolloidban szegény, alacsony kationcserélő-kapacitással rendelkező mészszegény talajok vannak

kitéve. A szabad karbonátokban szegény talajok 6,2 mgeé/100 g-nál kisebb kationcserélő-kapacitás esetén fokozottan, 6,2-15,4 mgeé/100 g érték esetén mérsékelten, 15,4 mgeé/100 g-nál nagyobb kationcserélő-kapacitás esetén kevésbé vannak kitéve a savas esők savanyító hatásának.

Röviden ismertetjük a légkörből a talajokra ülepedő, antropogén eredetű légszennyező gázok, *szerves makroszennyezők* tulajdonságait, és talajra gyakorolt hatását. Néhány esetben az adott elem vagy vegyület talajba kerülésének egyéb forrásait is áttekintjük.

Kén-dioxid (SO_2): főleg a kéntartalmú energiahordozók (tőzeg, szén, fűtőolaj, földgáz, benzin) elégetése során kerül a légkörbe, ahol kénsavvá, illetve szulfátokká (ammónium-szulfát, ammónium-hidrogén-szulfát) alakul át, és a csapadékkal (savas eső) vagy aeroszol részecskék formájában a talajokra ülepedik ki. Hőerőművek, ipari komplexumok környezetében, városi övezetekben a talajok kéntartalma megemelkedhet, pontszerűen kénrel szennyeződhet. Méréseink alapján megállapítottuk, hogy Nyíregyházán a forgalmas belvárosi autóutak mentén a feltalajok 301-590 mg/kg ként tartalmaznak, míg a forgalomtól távol eső helyeken mindössze 146-264 mg/kg volt a talajok kéntartalma. A talajok kéntartalma kéntartalmú talajjavító anyagok (gipsz) kijuttatásával is megemelkedhet, egyes öntözővizek szulfáttartalma az átlagosnál magasabb lehet. A talajok kén (összes szulfid) tartalmának beavatkozási határértéke („C” érték, ld. még 4.4.3. fejezet) az eredeti „holland-listában” 200 mg/kg volt.

Nitrogén-oxidok (NO_x), nitrátok (NO_3^-): antropogén hatásra (salétromsav-gyártás, kénsav-gyártás, műtrágya-gyártás, olaj- és gáztüzelés, belső égésű motorok melléktermékei) jelentős mennyiségű nitrogén-oxid (NO) és nitrogén-dioxid (NO_2) jut be a légkörbe. Itt a fenti gázok salétromsavvá, illetve nitrát-sókká (ammónium-nitrát, kalcium-nitrát) alakulnak át és nedves-ülepedéssel (savas esők) vagy száraz-ülepedéssel a talajfelszínre jutnak. A talaj könnyen megköti a nitrogén-oxidokat, ahol azok nitrátokká oxidálódnak. Jelentős mennyiségű nitrát kerülhet be a talajokba a túlzott nitrogén-műtrágyázás során is. A nitrácion a talajokban nem kötődik meg, a csapadékkal és az öntözővízzel könnyen kimosódik a növények gyökérzónájából. Mindez hozzájárulhat a talajvizek elnitrátosodásához.

Ammónia (NH_3): a légkörbe az ammónia elsősorban a műtrágyagyárakból, koksizáló üzemekből, szennyvíztelepekből kerül be. Itt a savas nitrát és szulfát aeroszolokkal ammónium-nitrát és ammónium-hidrogén-szulfát sókat képez, melyek a talajokba is

bekerülhetnek. A települési szilárd hulladékok bomlása során ammónia keletkezhet, mely nitráttá oxidálódva elszennyezi a talajvizet (ld. még 3.2. fejezet).

Klór (Cl_2), hidrogén-klorid (HCl): a légkörbe a cellulóz- és műtrágyagyártás, szeméttégetés során kerülnek be, ahol hozzájárulnak a savas esők kialakulásához. Itt említjük meg, hogy nagy mennyiségű klór és nátrium kerülhet be az út menti talajokba az utak jégtelenítésre használt sóból ($NaCl$, KCl) és egyes káliumműtrágyákból (KCl) is. Nyíregyháza forgalmas útjainak feltalajaiban 253-953 mg/kg nátriumtartalmat mértünk (a háttér érték mindössze 89 mg/kg volt), melyből következtetni lehet egyben a talajok klórszennyezettségére is. A talajok klór- és nátriumtartalma a sok ásványi anyagot tartalmazó öntözővízzel is megemelkedhet, másodlagos szikesedést okozva. A talaj magas Na tartalma a legtöbb növény számára toxikus. A tengerektől távolodva fokozatosan csökken a talajok klórtartalma, mely a szennyezetlen talajokban néhány száz mg/kg-ot ér el. A talajok magas klórtartalma gátolja a növények fejlődését, a légkörbe került Cl_2 és HCl gázok pedig levélszél-elhalást okoznak.

Fluor (F_2), hidrogén-fluorid (HF): az alumínium- és foszforsav gyártás, a fluorapatit (nyersfoszfát) feldolgozás és szuperfoszfát-gyártás során kerülnek elsősorban a légkörbe. A gázhalmazállapotú fluor a klórhoz hasonlóan erősen roncsolja a növényi szöveteket. Klorotikus és nekrotikus foltok alakulnak ki a levelek szélén és a tűlevelek csúcsán, ez utóbbiak vörösesbarnára színeződnek. A szennyezetlen talajokban 150-400 mg/kg fluor található, mely ipari üzemek környezetében néhány ezer mg/kg-ra emelkedhet. Fluorral erősen elszennyezett talajokban hidrogén-fluorid keletkezhet, mely elbontja az agyagásványokat és a humuszanyagokat. A talajba került fluort a növények viszonylag könnyen fel tudják venni, igazán káros hatást azonban a légköri fluorszennyezés fejt ki a növényekre. Jelentős mennyiségű fluor kerülhet a talajokba továbbá a foszforműtrágyákból (8500-38000 mg/kg) és a szennyvíziszapokból (2-740 mg/kg) is (3. táblázat). A talaj fluortartalmára vonatkozó hazai határérték szennyvíziszap hasznosítás esetén 500 mg/kg (8. táblázat), az eredeti „holland-listában” (ld. még 12. táblázat, 4.4.3. fejezet) 2000 mg/kg beavatkozási határérték („C” érték) szerepelt.

Irodalom (1. és 2. fejezet)

1. ADRIANO, D.C., 1986. Trace Elements in the Terrestrial Environment (Nyomelemek a szárazföldi környezetben) Springer-Verlag, New York.
2. ALLOWAY, B.J. (szerk.), 1990. Heavy Metals in Soils (Nehézfémek a talajokban). Blackie and Son, Glasgow and London.
3. BOWEN, H.J.M., 1979. Environmental Chemistry of the Elements (Az elemek környeztkémiaja). Academic Press, London.
4. CSANÁDY, M., 1998. Mennyi arzén lehet a hazai ivóvizekben ? Környezeti Műszaki Gazdasági Tájékoztató. Környezetgazdálkodási Intézet, Budapest.
5. CSATHÓ, P., 1994. A környezet nehézfém szennyezettsége és az agrártermelés. Tematikus szakirodalmi szemle. MTA-TAKI, Budapest.
6. FERGUSSON, J.E., 1990. The Heavy Elements (A nehéz elemek). Pergamon Press, Oxford.
7. FILEP GY., 1998. Behaviour and fate of pollutants in soil (Szennyezőanyagok viselkedése és sorsa a talajban). In: Gy. Filep (ed.) Soil Pollution, International Seminar (TEMPUS JEP 9240), Debrecen, 1997. Agricultural University of Debrecen, Debrecen, 1998., pp. 21-49.
8. KÁDÁR I., 1991. A talajok és növények nehézfémtartalmának vizsgálata. Környezetvédelmi és Területfejlesztési Minisztérium - MTA Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézete, Budapest, 1-104 oldal.
9. KÁDÁR I., 1995. A talaj–növény–állat–ember tápláléklánc szennyeződése kémiai elemekkel Magyarországon. MTA-TAKI, Budapest.
10. KÁDÁR I., 1998. Talaj és környezet szennyeződése. GATE Mezőgazdasági Főiskolai Kar, Gyöngyös (főiskolai jegyzet).
11. KABATA-PENDIAS, és A., H. PENDIAS, 1992. Trace Elements in Soils and Plants (Nyomelemek a talajokban és a növényekben). CRC Press, Boca Raton.
12. LÁNG I. (szerk.), 1993. Környezetvédelmi Lexikon. Akadémiai Kiadó és Nyomda, Budapest.
13. LEPP, N.W., 1981. Effect of Heavy Metal Pollution on Plants, Vol.1. Effects of Trace Metals on Plant Function (Nehézfém-szennyezés hatása a növényekre, 1. kötet: Fémek hatása a növényi működésre). Applied Science Publishers, London, New Jersey.
14. MANAHAN, S.E., 1994: Environmental Chemistry (Környeztkémia). CRC Press, Boca Raton, FL.
15. NRIAGU, J.O., 1990. Global metal pollution, poisoning the biosphere ? (Globális fémszennyezés, a bioszféra megmérgezése ?) Environment 32: 7-33.
16. ÖTVÖS K., 1998: Határértékek, határérték rendszerek az Országos Környezeti Kármentesítési Programban. Kármentesítési Füzetek 4. Környezetvédelmi Minisztérium, Budapest.
17. PÉNZES, B., 1989. Mérgező anyagok a környezetben. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.

18. PAIS, I. és J.B. JONES, JR., 1997. The Handbook of Trace Elements (Nyomelemek kézikönyve). St. Lucie Press, Boca Raton.
19. SALOMONS, W., V. FÖRSTNER, és P. MADER (szerk.), 1995. Heavy Metals: Problems and Solutions (Nehézfémek: problémák és megoldások). Springer-Verlag, Berlin.
20. SIMON L., 1996. Komposztált szennyvíziszap hatása mezőgazdasági haszonnövények tápelem felvételére és nehézfém akkumulációjára. IN: Dudinszky L-né (szerk), Magyar Hidrológiai Társaság, XIV. Országos Vándorgyűlés, Sopron 1996 május, Pro Aqua, konferencia kiadvány, II. kötet, 829-847 old.
21. SIMON, L., H.W. MARTIN, D.C. ADRIANO, 1996. Chicory (*Cichorium intybus* L.) and dandelion (*Taraxacum officinale* Web.) as phytoindicators of cadmium contamination (Cikória és pitypang mint a kadmium szennyezés fitondikátorai). Water, Air and Soil Pollution 91 (3-4): 351-362.
22. SIMON, L., 1997. Heavy metals in urban soils and in chicory (*Cichorium intybus* L.) indicator plant (Nehézfémek a városi talajokban és a cikória indikátornövényben). XIII. International Symposium on Environmental Biogeochemistry, Matter and Energy Fluxes in the Anthropocentric Environment. September 1997, Monopoli (Bari).
23. SIMON, J. PROKISCH, B. KOVÁCS, 1997. Chicory (*Cichorium intybus* L.) as bioindicator of heavy metal contamination (Cikóriasaláta, mint a nehézfém-szennyeződés bioindikátora). In: Contaminated Soils: Third International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements, Paris, May 15-19 1995, (ed. Prost R.), D:\data\communic\066.PDF, Colloque n°85, INRA Editions, Paris, France, CD-ROM, ISBN 2-7380-0775-9 (könyvmelléklet CD lemezen).
24. SIMON L., 1998. Cadmium accumulation and distribution in sunflower plant (Kadmium akkumuláció és eloszlás napraforgó növényben). J. Plant Nutrition 2: 341-352.
25. SZABÓ S.A., REGIUSNÉ M.Á., GYŐRI D., és SZENTMIHÁLYI S. 1987. Mikroelemek a mezőgazdaságban I. (Esszenciális mikroelemek). Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
26. SZABÓ S.A., GYŐRI D., és REGIUSNÉ M.Á., 1993. Mikroelemek a mezőgazdaságban II. (Stimulatív hatású mikroelemek). Akadémiai Kiadó és Nyomda, Budapest.
27. SZABÓ S.A., REGIUSNÉ M.Á., és GYŐRI D. 1994. Mikroelemek a mezőgazdaságban III. (Toxikus mikroelemek). Akadémiai Kiadó és Nyomda, Budapest.
28. SZENNYVIZEK ÉS SZENNYVÍZISZAPOK TERMŐFÖLDÖN TÖRTÉNŐ ELHELYEZÉSE, 1991. Mezőgazdasági és Élelmezésügyi Ágazati Műszaki Irányelv, MI-08-1735-1990.
29. TAKÁCS M. és VERMES L., 1997. A nehézfémekkel szennyezett talajok vizsgálata és bioremediációja. Biokémia, XXI. évf. 2.sz., 68-78.
30. TALAJVÉDELEM MAGYARORSZÁGON. TALAJMINŐSÉG HELYZETE. 1997. Földművelésügyi Minisztérium, Budapest (szórólap).

31. THYLL SZ. (szerk.), 1996. Környezetgazdálkodás a mezőgazdaságban. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
32. YARON, B., R. CALVET and R. PROST, 1996. Soil Pollution (Processes and Dynamics), (Talajszennyeződés, folyamatok és dinamika), Springer Verlag, Berlin-Heidelberg.
33. VERMES L., 1994. A talajszennyezés néhány kérdése, Talajvédelem, II. évf. 2:86-93.
34. VERMES L., KÁLMÁN T.-né, HORVÁTH ZS., és MÓDI M., 1996. Természeti erőforrások menedzsmentje - Talajvédelem. Veszprémi Egyetem, Környezetmérnöki és Kémiai Technológia Tanszék, EU-PHARE (oktatási segédlet), Veszprém.

3. A TALAJ SZENNYEZŐDÉSE SZERVES ANYAGOKKAL (Anton Attila – Simon László)

A talajba számos szerves szennyezőanyag kerülhet be, melyek közül a kőolaj és kőolaj-származékok, a szennyvíziszapokkal bejutó szennyezőanyagok, a szerves mikroszennyezők, és a növényvédő szerek szerepét tekintjük át ebben a fejezetben.

3.1. A talaj szennyeződése kőolajjal és kőolajszármazékokkal

A *kőolaj* természetes eredetű szénhidrogének bonyolult összetételű elegye. A kőolajok átlagosan 80-88 % szenet, 10-14 % hidrogént, 0,1-7,0 % oxigént, 0,02-1,1 % nitrogént, 0,01-5,0 % ként és nyomokban több szervesetlen elemet (Al, As, Ca, Cl, Cu, Fe, I, Na, Ni, Mg, Mn, P, V stb.) tartalmaznak. A kőolajokban több száz vegyületet azonosítottak. A kőolajban lévő szénhidrogének szénatomjainak száma 1-4-től 60-ig változik, melyek elsősorban paraffinok, olefinek, naftének, cikloparaffinok, acetilének, poliolefinek, cikloolefinek, aromás vegyületek, oxigén-, kén-, és nitrogéntartalmú vegyületek. A *kőolajszármazékok* különböző, a kőolaj feldolgozásából származó szénhidrogén frakciók, melyeket a kőolaj frakcionált lepárlásával nyernek. Ezek közül legjelentősebb a benzín (szénatomszám C_5 - C_{12} , forráspont 40-200 °C), a kerozin (C_{12} - C_{16} , 200-300 °C), a gázolaj (C_{16} - C_{25} , 300-400 °C), valamint 350 °C-os forráspont felett a fűtőolaj, a kenőolaj és a transzformátorolaj. A kőolajszármazékokban a szénhidrogének mellett kén, nitrogén és oxigén vegyületek találhatók (2-6 %-ban), valamint különböző adalékanyagok (pl. korróziógátló inhibitorok, robbanásgátlók, szeleppenő vegyületek) is jelen vannak.

Az *olajszennyeződés* a talajokba és vizekbe kerülő nagyobb mennyiségű kőolaj vagy kőolajszármazék, amely a növény- és állatvilágra károsító hatással van. A kőolaj és származékai a hétköznapi élet szinte minden területén megjelennek, és széleskörű felhasználásukkal összefüggésben környezetkárosító hatásuk is meglehetősen nagy. A kőolaj vagy a kőolajszármazékok általában tankhajók vagy csővezetékek meghibásodása, olajkutak fűrése (kitörése vagy berobbanása) során kerülnek a környezetbe, melyet gyakran emberi mulasztás, hanyagság okoz. A szénhidrogén-bányászat során a fűrési, kútjavítási, kútvizsgálati műveletekkel ún. maradékiszap és olajjal szennyezett savas folyadék keletkezik, melyek olaj- és nehézfém-tartalma elszennyezheti a talajt. A kőolaj kezelése, tárolása és szállítása során is keletkezhetnek környezetszennyező olajtartalmú hulladékok.

Az *olajszennyeződés* leggyakrabban a *talajt* éri. A talajfelszínre kiömlött „olaj” szétterül, majd egyre mélyebbre szivárog. Egy része *megkötődik a talajszemcséken*, másik része pedig bekerülhet a *talajvízbe*. Kőolaj és kőolajszármazékok kerülhetnek a talajokba továbbá a mezőgazdasági munka- és erőgépekből, föld alatt futó nyersolajvezetékek vagy benzintartályok eltörése, meghibásodása során, vagy pl. katonai bázisokon a kerozin, repülőbenzin hanyag kezelése, ipari üzemekben az olaj helytelen tárolása következtében. Az olajos szennyvízzel való öntözés vagy az olajos szennyvíziszapok mezőgazdasági hasznosítása szintén talajszennyeződést okozhat. *Olajszennyeződés* érheti a *felszíni vizeket* (folyókat, tavakat, tengereket) is. A felszíni vizek közelében elhelyezett olajtartályok meghibásodásából, tengeri vezetékek és tengeri olajszállító hajók repedéséből, töréséből szintén kerülhet olaj a víz felszínére.

A kőolaj-szennyeződések a hetvenes években történt tankhajó katasztrófákkal kapcsolatban kerültek az érdeklődés középpontjába. E katasztrófák többsége parti vizeken történt (s történik), ami tovább növelte a környezetszennyezést, mivel a tengeráramlások és a szél nagy szárazföldi területekre juttatták el a kiömlött olajat. A szárazföldi katasztrófák, „haváriák” (vezeték-meghibásodások, felszín alatti tartálykorróziók, tartálykocsi és átfejtő-balesetek) publicitása kisebb; ennek oka a kiömlött olaj (illetve egyéb szénhidrogén-párlatféleség) viszonylagosan kisebb mennyisége, másrészt a talaj megkötő, adszorbeáló képessége, amely révén a szennyezés horizontális terjedése korlátozott. Ugyanakkor a szárazföldi káresetek potenciális környezeti veszélyessége akár nagyobb is lehet a felszíni vizeket érő szénhidrogén-szennyeződésekénél, mivel hosszú ideig maradhatnak rejtve, s a talajvízbe is bejuthatnak. Az olajszennyeződés rendszerint együtt jár a veszélyes, mérgező hatású poliklórozott bifenilek (PCB-k) és a policiklusos aromás szénhidrogének (PAH-ok) megjelenésével a talajban (ld. 3.3. fejezet). A különféle motorhajtó üzemanyagok tartalmaz(hat)nak toxikus nehézfémeket is (ld. még 2.1.11. fejezet), részben szerves kötésben; ezen talajszennyezők elsősorban a közlekedési emisszió részét képezik. Ugyancsak kiemelt veszélyességgel bírnak a szintén jelen lévő aromás BTEX (benzolhomológ) vegyületek.

A talaj- és vízszennyezés egyaránt környezetkárosító, egyrészt oxigénhiányt idéz elő, másrészt toxikus anyagok jutnak a talajokba és az élő vizekbe. A kőolaj és különböző származékai a talajra gyakorolt káros hatás tekintetében elsősorban – apoláris jellegükből következően – azzal jellemezhetőek, hogy kitöltik a talaj pórustérfogatát, és ezzel megakadályozzák a víz talajkapillárisokba való bejutását, illetve a már ott lévő vizet is kiszorítják azokból, ennek következtében a talaj víz- és levegőháztartása felborul,

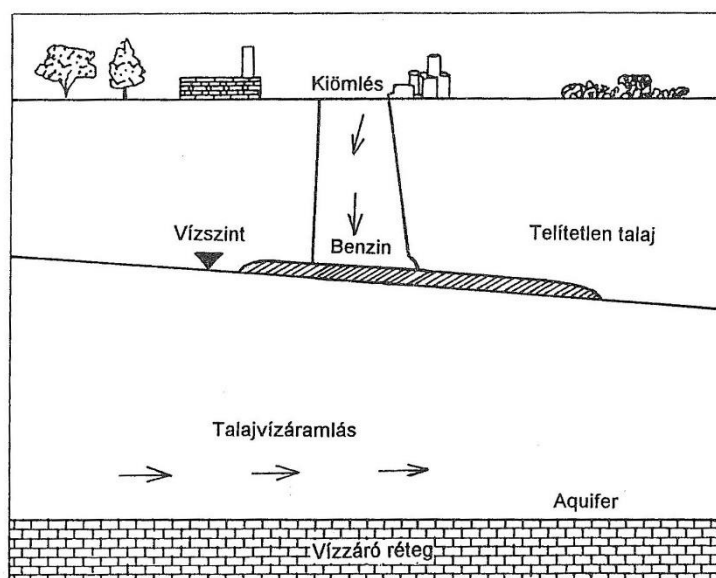
lehetetlenné téve a növényi életet. Ha a talaj olajtartalma 0,5-4 % közötti, a növények hozamcsökkenéssel reagálnak, 4 % olajtartalom felett a legtöbb mezőgazdasági növény elpusztul, mivel a növény gyökérzónájában a talaj szabad pórustérfogata teljesen telítődik kőolajjal és kőolajszármazékkal. Megjegyzendő, hogy az említett markáns fitotoxikus hatás szerencsére ritkán tapasztalható, csak rendkívül nagy mennyiségű szennyező koncentrált talajba kerülésekor valósulhat meg. A kőolaj-eredetű szennyezések károsan befolyásolják a közösségi talajanyagcserét megvalósító mikrobaközösségek működését és összetételét is.

A kőolaj és a kőolajszármazékok a talajfelszín alatt több formában fordulhatnak elő, pl. folyékony (szabad) fázisként a talajban, kötött fázisként a talajszemcsék felszínén, gázfázisként a talaj szabad pórusaiban és oldott fázisként a felszín alatti vízben. Az egyes előfordulási formákat a talaj, illetve a kőolaj és a kőolajszármazékok fizikai és kémiai tulajdonságai, valamint a hidrogeológiai adottságok határozzák meg. Az olajszennyeződések előfordulási formáit igen fontos feltérképezni ahhoz, hogy eredményesen tisztítsuk meg azoktól a talajt (lásd 8.3. fejezet).

A kőolajszármazékok mozgását és viselkedését a talajban és a talajvízben nagymértékben befolyásolják azok *fizikai és fiziko-kémiai tulajdonságai* (az alkotók forráspontjával jellemezhető illékonyság, a moltérfogattal szoros kapcsolatban álló viszkozitás, illetve a vertikális terjedést meghatározó sűrűség stb.). Egyes *illékony* kőolajszármazékok (pl. a benzin) könnyen elpárolognak és egy részük összegyűlhet a talaj szabad pórustérfogatában. A szénhidrogének vízben való *oldhatósága* a szénatomszám csökkenésével nő, az aromás vegyületeké pl. nagyobb mint a cikloparaffinoké vagy a paraffinoké. Általában minél jobban oldódik egy vegyület a vízben, annál kevésbé kötődik meg a talajon. A kőolajszármazékok közül a benzin oldódik a legjobban a vízben, más vízben oldódó szénhidrogének mellett már igen kis mennyiségben rontja az ivóvíz (talajvíz) ízét és szagát. A kőolajszármazékok *viszkozitása* hatással van azok talajbéli mozgására. A benzin gyorsabban, a többi olajszármazék lassabban szivárog a talajban mint a talajvíz (egyes erősen képlékeny, szerkezetes talajok azonban ebben kivételt képeznek). A kőolaj és kőolajszármazékok többsége kisebb *sűrűségű* a víznél (ellentétben pl. a klórozott szénhidrogénekkel és a pakurával), ezért a talajba jutva a talajvíz felszínén maradnak, és adott körülmények között a talajvízzel továbbterjedhetnek.

A talaj számos tulajdonsága befolyásolja a kőolaj és kőolajszármazékok mozgását és kötési formáit. Minél telítettebb a talaj vízzel, annál kevesebb kőolaj, illetve kőolajszármazék megkötésére képes. Másrészt minél kisebb a talajrészecskék átmérője, annál több kőolajat és kőolajszármazékot tud megkötni a talaj, mivel nagyobb a fajlagos felülete. A kőolaj és

kőolajszármazékok egy része (elsősorban a nafténsavak és a kátrány) megkötődik a talajrészecskék felszínén, a szénhidrogének közül az olefinek és aromások jobban, a cikloparaffinok és paraffinok kevésbé kötődnek meg a talajkolloidokon. A talajrészecskék *töltése* hatással van az olajszennyeződés adszorpciójára* (megkötődésére) vagy deszorpciójára* (leválására). A talaj *kapillaris* és *vízemelő képessége* befolyásolja a kőolaj és kőolajszármazékok beszivárgási hosszát. Amennyiben a talaj olajvisszatartó képessége meghaladja a beszivárgott olaj mennyiségét, az olajszennyezés helyben marad és előbb-utóbb a fényenergiát igénylő, tehát a talajfelszínen végbemenő *kémiai oxidáció*, vagy a *mikrobiológiai dekompozíció** (bontás) révén lebomlik. Ellenkező esetben a beszivárgási zóna a kapillaris zónáig, illetve az összefüggő talajvízszintig terjedhet és ott összefüggő *olajlencse* alakul ki. Az olajlencse a talajvíz áramlásának irányában továbbterjedhet. A talajvízszint emelkedése-süllyedése és mozgása következtében a talajvízmozgás teljes tartománya elszennyeződhet kőolajjal vagy kőolajszármazékokkal (1. ábra).



1. ábra. Talaj szennyeződése kőolajszármazékkal (Dobolyi, 1993 nyomán)

A szénhidrogén-szennyeződés talajbeli sorsát érintve megállapítható, hogy a mikroszervezetek szerves anyagokat, köztük szénhidrogéneket bontó képessége régóta ismert tény. A kőolaj *mikrobiológiai lebontása* összetett folyamat, mely során a baktériumok, fonalas gombák és élesztők az ún. biodegradáció* során a kőolaj szénhidrogén-frakcióit fokozatosan lebontják, mineralizálják*. Az egyes kőolaj összetevők mikrobiológiai átalakíthatósága a kémiai szerkezetükkel függ össze, legkönnyebben az n-alkánok, legnehezebben a gyűrűs szénhidrogének bonthatók le.

Az aerob* (oxigén jelenlétében történő) szénhidrogén-bontás intenzitása, hatékonysága általában nagyságrenddel meghaladja az anaerob dekompozícióét*. Jelentős mértékben befolyásolja a mikrobák szénhidrogén-bontó képességét (szénforrás-hasznosítását) az is, hogy rendelkezésükre állnak-e a folyamathoz szükséges mennyiségű, illetve arányú nitrogén, foszfor, kálium stb. tápanyagforrások.

A talajba került olajszennyeződés eltávolítására számos eljárás ismert, melyet a 8. és 9. fejezetben ismertetünk. Az olajszennyeződés azonban az egyik legveszélyesebb környezeti károsodás, mely csak igen lassan és igen nagy ráfordítással szüntethető meg.

3.2. A talaj szennyeződése szerves anyagokkal a szennyvíz- és szennyvíziszap-elhelyezés, hulladéklerakás során

Napjainkban az antropogén* eredetű szennyvizek és a szennyvíziszapok talajra kifejtett hatása komolyan fenyegeti természeti környezetünk állapotát. Megoldásra vár a csatornázott városi szennyvizek megfelelő tisztítása, mivel itt a legnagyobb a veszélye az ipari tevékenység során szennyvízbe kerülő toxikus vegyi mikroszennyeződések talajba jutásának. Magyarországon az elvezetett szennyvizek kb. fele esik át valamilyen tisztítási eljárás előtt a befogadóba kerül. A tisztítási eljárások túlnyomó részét az alacsony hatásfokú ún. részisztítás teszi ki, azaz a rácsszűrés és néhány napos ülepítés. A modern biológiai tisztító berendezések a képződő szennyvíznek jelenleg csak kis részét képesek feldolgozni.

A szennyvizek, valamint a szennyvíziszapok kolloidális méretű szerves komponenseket tartalmaznak, melyek a talajba kerülve megnövelik a talajrendszer aktív felületét, ahol a mikrobiális folyamatok végbemennek. Mivel a szennyvizek iszapjai kolloidális méretük mellett szerves és szervesetlen tápanyagforrásokban igen gazdagok, optimális feltételeket biztosítanak a mikroorganizmusok szaporodásához. A fentiekkel magyarázható az a tény, hogy a szennyvízes öntözés és a szennyvíziszapos trágyázás jelentős terméshozadékot eredményez és igen intenzív talajbiológiai tevékenységet vált ki. Ugyanakkor a szennyvizek és iszapok eredetüktől függően, igen jelentős talajszennyező tényezők lehetnek, mind a szerves, mind pedig a szervesetlen toxikus anyagok vonatkozásában. Az utóbbi esetben a különböző toxikus fémek (ld. 2. fejezet) feldúsulása jelent potenciális veszélyt, míg a szerves szennyező anyagok kőolaj- és festékmaradványokból, növényvédő szer maradványokból, háztartási tisztítószer és élelmiszeripari adalékanyag maradványokból tevődnek össze. A

klórozott szénhidrogének jelentős mennyiségben fordulnak elő a szennyvizek iszapmintáiban, s perzisztenciájuk* igen nagyfokú.

Időnként nagy tömegben kerülnek a talajba különböző *idegen mikroorganizmusok*, az emberi és állati bélcsatorna természetes lakói, valamint különböző állati és humánpatogén fajok. Ilyeneket tartalmazhatnak a kommunális szennyvizek és azok iszapjai, az állattartó üzemek hígtrágyái, és az istállótrágya is. Normális körülmények között, mivel a talajban nincsenek meg létezésük alapfeltételei a talajmikrobák kiszorítják onnan őket, és hosszabb-rövidebb idő elteltével teljesen eltűnnek a talajból. Megsemmisülésük időtartama részben az ökológiai feltételektől, részben pedig a talajidegen mikrobák fiziológiai és biokémiai sajátosságaitól függ. Így pl. a spórás fajok hosszabb időn át fennmaradnak, mint azok, amelyek ilyen kitartó szervvel nem rendelkeznek. Legnagyobb tömegben a különböző fekáliás* eredetű fajok jutnak a talajba, a coli-csoport tagjai, valamint különböző bélcsatorna kórokozók, így a *Salmonella*, *Shigella*, *Klebsiella* és más fajok. A vizsgálati adatok azt mutatják, hogy az ide tartozó fajok pusztulnak el a leggyorsabban. Túlnyomó többségük már az istállótrágya-kezelés és a szennyvíziszap rothasztás, komposztálás során megsemmisül. Külföldi vizsgálati eredmények azt mutatták, hogy amennyiben mesterségesen fertőztek különböző talajokat ilyen enterális* mikrobákkal, teljes eltűnésük 2 és 6 hónap között volt. Jóval tovább, esetleg 1-2 éven át megmaradtak aktív állapotban a különböző patogén* *Mycobacterium* fajok, a tuberkulózis, lepra és más súlyos betegségek kiváltói. Ugyanakkor a vizsgált nagyszámú természetes talajminta közel 50 %-ából rendszeresen kimutattak különböző patogén *Clostridium* fajokat, amelyek mint ismeretes, a tetanusz, a lépfene, a botulizmus és más súlyos betegségek kiváltói. A *Clostridium* fajok spórás szervezetek, és ilyen állapotban hosszú időn keresztül veszélyt jelenthetnek humán- és állategészségügyi szempontból.

A talaj szennyvíziszapos és fekáliás terhelésének a legjobb indikátora a *termofil baktériumok* feldúsulása. Mind a szennyvíziszap rothasztása, mind pedig az istállótrágya erjesztése során az *anaerob cellulózbontó* és a fehérjeanyagot rothasztó *spórás baktériumfajok* nagy tömegben kerülnek a szántóföldre, ahol hosszú időn át előfordulnak.

A talajba kerülő kommunális eredetű szennyeződések nagy mennyiségben tartalmaznak különféle, jelentős *nitrogéntartalmú szerves vegyületeket*. Közülük a fehérjéknek és összetevőiknek (pepton, tripton, aminosavak), valamint a karbamidnak van alapvető jelentősége. A fehérjeszerű anyagok elbontásában sok mikroorganizmus vesz részt, a folyamat végtermékeként ammónia képződik. Ezért is hívjuk a fehérjék mikrobiológiai lebontását *ammonifikációnak*.

A baktériumok közül a csillóval rendelkező *Bacillus* génuszhoz tartozó fajok (*Bacillus subtilis*, *Bacillus mycoides*, *Bacillus cereus* stb.), valamint egyes *Pseudomonas* fajok viszik a meghatározó szerepet a lebontás során. A *Bacillus* génuszhoz tartozó fajok arányának a növekedése a talajmikroflórán belül kommunális vagy ipari eredetű szennyeződésekkel való terhelés indikátora lehet.

A nitrogénvegyületek átalakításának következő szakasza a *nitrifikáció* (ammóniaoxidáció nitráttá), amelyet a *Nitrosomonas* és *Nitrobacter* génuszokhoz tartozó baktériumok végeznek. Amennyiben a talaj terhelése nagy nitrogéntartalmú anyagokkal meghaladja az optimumot, az ammonifikáció és nitrifikáció között megbomlik az összhang, a nitrifikáló baktériumok nem képesek oxidálni az ammóniát, és a fölös ammónia a levegőbe távozik, illetve kisebb részben kimosódhat. Az ammónia veszteséget lényeges mértékben befolyásolják a talajsajátosságok is. Nem mentes a problémáktól az az állapot sem, amikor a két folyamat harmonikusan megy végbe. Nagy szennyvíz dózisok alkalmazásakor képződő nagy mennyiségű nitrátot a növények nem képesek felvenni, ezért az a csapadékkal együtt a mélyebb rétegekbe mosódik, és a talajvízbe kerül. A talajvíz szennyezése nitráttal környezetvédelmi jelentőségű, és súlyos problémákat okozhat az ivóvíz-ellátásban (ld. még. 2.3 fejezet).

A fentiekből következik, hogy elsősorban szennyvizekkel túlterhelt talajoknál fontos szerepe lehet a *denitrifikációnak*, amely a nitrátok gázalakú nitrogénné való redukálását jelenti. A denitrifikáció mértéke függ a talajtípustól, az aerációs (átszellőzési) viszonyoktól, valamint a két vegyértékű vas jelenlététől. Míg az oxigén jelenléte kedvezőtlenül, addig a Fe^{2+} -ion pozitív irányban befolyásolja a denitrifikációs folyamatokat.

A szennyvizek és iszapjaik lebomlásánál a környezet szennyező tulajdonságai kiküszöbölésénél, az ammonifikáció, nitrifikáció és denitrifikáció közötti összhang biztosítása alapvető jelentőségű. A szennyvizek és iszapjaik eltérő mennyiségben tartalmaznak különböző szénhidrátokat. A keményítőgyári és sörgyári iszapoknál a keményítő és dextrin tartalom jelentős, míg a papírgyári és kommunális szennyvizek iszapjai elsősorban cellulózt tartalmaznak számottevő mennyiségben. A cellulóz elbomlását a természetben a mikroorganizmusok széles skálája végzi. Mind az aerob, mind az anaerob mikroorganizmusok között sok olyan faj ismeretes, mely ezt a természetben igen elterjedt polimer vegyületet képes degradálni. Az aerob cellulózbontás végtermékei a széndioxid és a víz, míg az anaerob viszonyok között különböző gázok, elsősorban metán és hidrogén, valamint szerves savak képződnek a cellulózbontás produktumaiként. A települési

szennyvizek iszapjainak hasznosításánál távlatilag számításba jöhet az éghető gázok (metán) kiejesztése energianyerés céljából.

A szennyvíziszappal trágyázott táblákon ipari és takarmánynövényeket termesztnek (pl. nyárfa ültetvény, kender, napraforgó, cukorrépa, takarmánybúza, szemes- és silókukorica). A közvetlen emberi fogyasztású zöldségnövények szennyvíziszappal nem trágyázhatók. A nagy iszapmennyiségek szállítása és kijuttatása igen költséges, csak a tisztítómű közvetlen közelében való felhasználásuk tűnik gazdaságosnak. A szennyvízzel és szennyvíziszappal kijuttatott nehézfémek megengedett mennyiségeit hazánkban rendelet szabályozza (ld. 8. táblázat).

A szennyvizek és iszapjaik hasznosításánál a feladat kettős, egyrészt lehetővé kell tenni az ott felhalmozott növényi tápanyagok mezőgazdasági hasznosítását, másrészt meg kell akadályozni a talaj és a környezet elszennyeződését. A szennyező anyagok elbontása, valamint a talajidegen mikroorganizmusok kiszorítása csak akkor lehetséges, ha a terhelt talajokban végbemenő biológiai folyamatokat ismerjük, s céljainknak megfelelően irányítani tudjuk.

A kommunális (települési szilárd) hulladékok elhelyezése ún. *hulladéklerakó-helyeken* történik. Bár környezetvédelmi szempontból előnyösebb – lerakás helyett – a szelektív hulladékgyűjtéssel kapcsolt újrahasznosítási és ártalmatlanítási, megsemmisítési technológiák alkalmazása, ezen eljárások széleskörű elterjedéséig a települési szilárd hulladéklerakókat az egyik leggyakoribb (potenciális) talajszennyező forrásként kell tekintenünk.

A kommunális hulladéklerakó-helyek környezetszennyezése egyrészt függ a hulladékok összetételétől, az azt alkotó komponensek koncentráció és oldhatósági viszonyaitól, másrészt azoktól a körülményektől, amelyek a szennyeződés terjedését befolyásolják.

A szilárd, kommunális hulladékok jelentős mennyiségben (30–50 %) tartalmaznak szerves anyagokat, amelyek anaerob (oxigénmentes) bomlása során nagy metántartalmú ún. *biogázok* képződnek, míg aerob (oxigén jelenlétében történő) bomlás esetén CO_2 és H_2O a folyamat végterméke. Mindkét esetben jelentősebb mennyiségű ammónia képződésével is számolni kell, mely a hulladékfázisban biológiai úton nitráttá oxidálódva is szennyezheti a környezetet.

Változó koncentrációban tartalmaznak a települési szilárd hulladékok különböző (nehéz)fémeket is, melyek mobilizálható, illetve oldható frakciója szintén környezetszennyező komponensként jelentkezhethet (ld. 2. fejezet).

A kommunális hulladékból származó szerves és szerves szennyezők a felszín alatti vizeket és a talajt elsősorban a víznek, mint szállító közegnek a közvetítésével szennyezik. A víz részben a hulladék saját nedvességtartalmából, illetve a szerves anyagok bomlásából, részben a csapadékvízből származó *csurgalékvíz*, részben pedig – hibás, helytelen hulladéklerakás esetén – a felszín alatti talajvíz. Utóbbi esetben a lerakott hulladék egy része állandóan a talajvízszint alatt van, megteremtve a fokozott kilúgzódás lehetőségét. Fentiekből következik, hogy a káros hatások elleni védelem alapja a hulladéklerakó-helyek kijelölésénél a megfelelő talaj- és talajvízvédelmi szempontok érvényesítése. Hulladéklerakó nem helyezhető el erózióveszélyes, karsztos, természetvédelmi és talajvédelmi területen, továbbá vízmű, illetve potenciális vízbázis területén. A kommunális hulladéklerakók létesítése környezeti hatástanulmány készítéséhez kötött, ebben vizsgálni kell a tervezett lerakóhely geológiai, hidrogeológiai, talajtani stb. adottságait, a terület környezeti érzékenységet, sérülékenységet.

3.3. A talaj szennyeződése szerves mikroszennyezőkkel

A *szerves mikroszennyezés* elnevezést az e fogalomkörbe tartozó anyagoknak (pl. fenolok, klórozott szerves vegyületek, felületaktív anyagok, növényvédő szerek) a rendszerint nagyobb tömegben jelentkező, alapvetően biológiai eredetű és más jellegű egészségügyi, környezetvédelmi, mikrobiológiai problémákat okozó, szennyeződésként kezelendő szerves anyagoktól (szennyvizek, szennyvíziszapok, élelmiszeripari hulladékok, állati tetemek stb.) való megkülönböztetése indokolja. A szerves mikroszennyezők mutagén* és rákkeltő hatásúak, idegrendszeri károsodást, bőr, csont, keringési és emésztőrendszeri megbetegedéseket okoznak az emberben.

Röviden tekintsük át a legfontosabb szerves mikroszennyezők szerepét a talajban és a környezetben:

Policiklikus aromás szénhidrogének (PAH): A policiklusos aromás szénhidrogének (angolul polycyclic aromatic hydro-carbons, elterjedt rövidítésük PAH) nagy molekulatömegű, 4-7 benzolgyűrű összekapcsolódásából keletkező vegyületek. Elsősorban a tökéletlen égés, kokszosítás, pirolízis során keletkeznek és a kipufogógázokban, ipari üzemek, kőolajleparlók, olajkályhák füstgázaiban fordulnak elő. Természetes körülmények között a geo- és bioszférában néhány µg/kg-nyi mennyiségben fordulnak elő, ülepedés útján vagy csapadékkal jutnak a talajokba. A talajok szennyeződése elsősorban lokális jellegű,

habár a füstgázok terjedése nagyobb területeket is szennyezhet. A talajba kerülve a PAH vegyületek felhalmozódhatnak, mivel megkötődnek a humuszkolloidok felületén. A PAH vegyületek talajbéli perzisztenciája 2-16 év is lehet, melyet a vegyület kémiai felépítésén, vízdoldhatóságán kívül a talajtulajdonságok befolyásolnak. Nehézfémek, ezek közül elsősorban nikkel jelenléte fokozza perzisztenciájukat. Lebontásukban fontos szerepet játszanak a talaj mikroorganizmusai. A növények általi felvehetőségük a molekula felépítésében részt vevő benzol egységek számától függ. Általában a gyökérszálak és gumós növények föld alatti részében (pl. sárgarépa, burgonya, retek, hagyma, cukorrépa) halmozódnak fel. A táplálékláncba bekerülve mutagén, daganatkeltő és fejlődési rendellenességet okozó hatást fejthetnek ki. Az élő szervezetekbe kerülve toxikusak, a benzo- α -pirén rákkeltő hatása egyértelműen bizonyított. Hazai talajaink PAH-tartalmának határértéke szennyvíziszap hasznosítás esetén 1 mg/kg (4.4.3. fejezet). A hazai talajhatárérték javaslatban intézkedési határértékként a policiklikus aromás szénhidrogének összkoncentrációjára vonatkozóan 5-40 mg/kg-os mennyiség szerepel (13. táblázat).

Benzol és alkil-benzolok (BTEX): A *benzolhomológok* természetes körülmények között az ásványolajban fordulnak elő. A kőszén száraz lepárlásának termékében a kőszénkátrányban nagyobb mennyiségben megtalálhatók. Az ipar igen sok területén alkalmazást nyernek, legnagyobb „fogyasztók” a gyógyszeripar, festékipar és a műanyagipar. Ezek a monociklusos aromás szénhidrogének igen illékonyak. Vízen rosszul, szerves oldószerekben igen jól oldódnak. Maguk is kiváló oldószerek, festékek, hígítók komponensei. Viszonylag nagy mennyiségben vannak jelen a motorhajtó üzemanyagokban, pl. a 92-es és 95-ös oktánszámú benzinnél mintegy 30-35%-a a BTEX tartalom. Nagy energiatartalmuk és „lágyszár” kopogásmentes elégetésük folytán fontos üzemanyag adalékok. A talajba haváriák, közlekedési, ipari balesetek, olajvezeték meghiúsodása esetén, ipari üzemek, katonai létesítmények környékén a helytelen anyag- és hulladék tárolás eredményeképpen juthatnak. Ha a talaj BTEX szennyezése eléri a talajvizet ebbe kismértékben átoldódhat, esetenként az ivóvizet is veszélyeztetheti. A növények általi felvételük kevésbé ismert. Szennyezett talaj/ember, szennyezett talajvíz/ember közvetlen kontaktus által jelenthetnek nagy veszélyt szervezetünkre. A benzol és homológjai erősen mérgező vegyületek. A benzolgőz belégzése rövid időn belül ájulást és halált okozhat. A bőrön át is könnyen felszívódhat. A benzol és alkil-benzolok súlyos vérképzőrendszeri ártalmat, a központi idegrendszer károsodását, légzésbénulást okozhatnak. A benzol

rákkeltő. A hazai talajhatárérték javaslatban intézkedési határértékként a benzol koncentrációjára vonatkozóan 0,5-5 mg/kg-os mennyiség szerepel (13. táblázat).

Poliklórozott bifenilek (PCB): A csoport vegyületei természetes körülmények között a geo- és bioszférában nem fordulnak elő. Bár előállításuk már a XIX. század második felében megtörtént, nagyobb mértékű technikai felhasználásukra csak a XX. század harmincas éveitől, illetve a II. világháború közepétől került sor. A hetvenes évekig transzformátorok és kondenzátorok szigetelő folyadékaként, valamint a mélyszíni bányászatban hidraulikai folyadékként alkalmazták. Ezen kívül szekunder lágyítók, lánggátló szerek, ragasztó és kittelő anyagok előállításában is szerepet játszanak, előfordultak a textíliákban, a lakkokban, a tintákban, az indigókban (másolópapírokban), a kenőolajokban, és a kenőzsírokban is. Használatukkal több területen felhagytak krónikus mérgezést okozó hatásuk és környezetkárosító tulajdonságaik miatt. A talajba ipari centrumok közelében részben a légkörből jutnak, kimutathatók a szennyvizekből és a szennyvíziszapokból is. Előfordulásuk lokális, a talajokban általában 0,05-0,1 mg/kg koncentrációban vannak jelen. 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 felhalmozódhatnak. Elsősorban a májat károsítják, de rákkeltő hatásuk sem kizárt. A hazai talajhatárérték javaslatban intézkedési határértékként a poliklórozott bifenilek összkoncentrációjára vonatkozóan 0,2-5 mg/kg-os mennyiség szerepel (13. táblázat).

Klórozott aromás szénhidrogének: A vegyületcsoport tagjai közül kerülnek ki az olaj, bakelit és a kaucsuk oldószerei, a gyógyszergyártás közbenső termékei, egyes származékokat peszticidként alkalmaztak korábban, de napjainkra csökkent ilyen irányú felhasználásuk. A klórbenzolok ipari légszennyeződésekkel, a kipufogógázzal, műanyagok égetéses megsemmisítése során kerülhetnek a légkörbe, onnan kiülepedés útján a talajba. A vegyületcsoport legismertebb képviselője a *hexaklór-benzol*. Apoláros nehezen illó anyag. Kémiai tulajdonságai miatt a talajba kerülve erős hidrofób kötéseket képez a talaj szerves szilárd részecskéivel, perzisztenciája a két évet is elérheti. Mennyisége az üledékekben és az iszapokban sokszorosára dúsulhat. Mivel a növények fel tudják venni, bejuthat a táplálékláncba, a takarmányban, a zsírban, tejben és tojásban is észlelhető. Karcinogén

hatását állatkísérletek bizonyították. A hazai talajhatárérték javaslatban intézkedési határértékként a halogénezett aromás szénhidrogének összkoncentrációjára vonatkozóan 5-30 mg/kg-os mennyiség szerepel (13. táblázat).

Poliklórozott dibenzo-dioxinok (PCDD) és dibenzo-furánok (PCDF): Természetes körülmények között a geo- és bioszféra nem tartalmaz e csoporthoz tartozó vegyületeket. Ismereteink szerint a poliklórozott dibenzo-dioxinok és a dibenzo-furánok lényegében a szerves klóranyagok gyártása és alkalmazása (papírfehérités / cellulózipar) során, valamint termikus eljárásokban (kábelégetés, fűrészt olaj égetés, háztűzek, PVC tüzek, kórházi és veszélyes hulladék égetés, szemétegetés), klórtartalmú szerves vegyületek elégetése során szabadulnak fel. A talajba légköri szennyeződések útján kerülnek, ipari területeken nagyobb mennyiségben találhatók, mint a településektől távoli talajokon. Nagyfokú perzisztenciával rendelkeznek, ezen vegyületek felezési ideje a talajban 12 év felett van. Ez a magyarázata annak, hogy szennyvíziszap mezőgazdasági hasznosítása során a PCDD és a PCDF a talajban fel tud dúsulni. A növények gyökérzetükön keresztül képesek felvenni ezeket a vegyületeket. Napjaink legerősebben toxikus hatásának elismert „xenobiotikumai”*, azaz életidegen anyagai között (amelyek biológiailag nem szintetizálódnak) tartják számon a PCDD-t és a PCDF-t. A rendkívül toxikus dioxin és dibenzo-furán emissziók toxikológiai értékelése „toxicitási egyenérték” alapján történik (TE). A dioxinok igen stabilak, az állati szervezetben kumulálódnak. A dioxinok bárki szervezetében megtalálhatók, aki halat, húst vagy tejterméket fogyaszt. A dioxinok rákkeltő hatásánál veszélyesebb lehet, hogy az emberi szervezetben károsítják az immun- és idegrendszert, és a magzat fejlődését. A hazai talajhatárérték javaslatban intézkedési határértékként a PCDD/PCDF összkoncentrációjára vonatkozóan 10-1000 ng/kg TE mennyiség szerepel (13. táblázat).

Klórfenolok: A természetben nem fordulnak elő. A fenol klórozott származékai közül a tri-, tetra- és pentaklórozott fenolokat kiterjedten használták gombaölő-szerként és rovarölő-szerként, valamint fertőtlenítőszerként. Napjainkban jelentős mennyiségben használja a *pentaklór-fenolt* és származékait a festék-, a fakonzerváló-, valamint a növényvédő szer gyártó ipar. Mérgező anyag, karcinogén hatása azonban még nem bizonyított. Fontos megjegyezni azonban, hogy a poliklórozott fenolok előállításakor a termék óhatatlanul szennyeződik dioxinokkal (PCDD-val) és dibenzo-furánokkal (PCDF-el), melyek köztudottan xenobiotikumok. A pentaklór-fenol vízben rosszul oldódik. A talajba növényvédő szerekkel, szennyvizekkel és lokális szennyezésekkel kerülhet. Egyes szerzők

szerint felezési idejük a talajban 20-50 nap között van. Mobilitásuk jelentős. A növények által felvett pentaklór vegyületek mennyisége nem számottevő. A klórfenolok a földigilisztákban és egyes algafajokban akkumulálódhatnak. A hazai talajhatárérték javaslatban intézkedési határértékként a klórfenolok összkoncentrációjára vonatkozóan 1-10 mg/kg-os mennyiség szerepel (13. táblázat).

Felületaktív anyagok: A *felületaktív anyagok* (detergenssek*), azaz a különböző mosó-, tisztító-, nedvesítő-, emulgeáló-, diszpergálószeres és habképző anyagok a talajba kerülve önmagukban általában nem veszélyesek, nagy részük a talajban könnyen lebomlik. Elősegíthetik azonban a többgyűrűs aromás szénhidrogének és más szerves mikroszennyezők, valamint az oldhatatlan nehézfémek táplálékláncba kerülését. A detergenssek a vízbe jutva sokáig mérgező, makacs szennyeződést okozhatnak, és az emberi szervezetben is jelentős egészségkárosodást idézhetnek elő.

3.4. A talaj szennyeződése kémiai növényvédő szerekkel (peszticidekkel)

A *növényvédő szerek (peszticidek)* a termesztett növényeket károsító növényi vagy állati szervezetek elleni védekezésre használt, többnyire szintetikus vegyszerek. A peszticid gyűjtőfogalomba tartozó kemikáliák gyomirtó szerekből (herbicidek), gombaölő szerekből (fungicidek), baktériumölőkből (baktericidek), víruspusztítókból (viricidek), és az állati kártevőket pusztító szerekből (zoocidek) tevődnek össze. A zoocideken belül megkülönböztetünk rovarölőket (inszekticidek), atkaölőket (akaricidek), fonálféregirtókat (nematocidek), puhatestűeket irtó szereket (molluszkicidek), és rágcsálóirtó szereket (rodenticidek). A herbicidek, inszekticidek és fungicidek mezőgazdasági felhasználásának egymáshoz viszonyított aránya általában 4:2:1. Napjainkban a kémiai növényvédelem mintegy 5-6 milliárd hektár területet érint világszerte, és a felhasznált kemikáliák mennyisége másfél millió tonna körül van. A peszticidek kémiai sajátosságait tekintve számos vegyületcsoportba tartoznak. A gyomirtó szerek közül leginkább a fenoxi-karbonsav-származékok, a karbamin- és tiokarbaminsavak különböző származékai, triazinok, karbamidok, uracil stb. vannak elterjedve. Az inszekticidek közül elsősorban a szerves foszforsav-észterek dominálnak, kisebb mennyiségben a szerves klórvegyületek, valamint a karbaminsavak különböző származékai használatosak. A fungicidek közül a legismertebbek a réz és a kén vegyületei.

A peszticidek károsíthatják a talaj élővilágát és csökkenthetik a talaj termékenységét, szennyezhetik a talajvizet, a víztárolókat és a rétegvizeket. A felszíni vizek és a talajvíz a talaj vagy a levegő közvetítésével szennyeződhet el peszticidekkel. Ökológiai szempontból a növényvédő szerek alkalmazása durva beavatkozás a élőközösségek belső kapcsolataiba. Különösen veszélyesek a perzisztens, nehezen lebomló növényvédő szerek, mert a csúcsragadozóknak (pl. ragadozó madarakban) és az emberben is felhalmozódhatnak, és akár halált is okozhatnak. A kémiai növényvédelem rohamos térhódítása felhívta a figyelmet a nemkívánatos hatásokra. Ezek részben azt eredményezik, hogy egyes kemikáliák, illetve azok származékai felhalmozódnak a termesztett növényekben, rontják azok minőségét és károsítják a fogyasztók egészségét. Ma már közismert, hogy a klórozott szénhidrogén növényvédő szerek detoxikációja* rendkívül lassú, és intenzív felhasználásuk esetén mind a növényi, mind pedig az állati szervezetekből is kimutathatók ezek a zömmükben rákkeltő vegyi anyagok. Közismert az is, hogy a szakszerűtlen kémiai növényvédelem számos növény- és állatfaj kipusztulásához vezethet, ugyanakkor mások (pl. a rezisztens kártevők, kórokozók és gyomok) egyoldalúan túlsúlyba jutnak, meg bomlik a biológiai egyensúly. A peszticidek jelentős része mutagén ágens, és nemkívánatos genetikai változások előidézője lehet. Ezek a változások irreverzibilisek, és hosszú időre befolyásolhatják az ökoszisztémák vitalitását.

A növényvédő szerek ma alkalmazott dózisa szakszerű felhasználás esetén általában még elmaradnak a talajszennyezést okozó vagy biológiai fejlődést gátló mennyiségektől, így elsősorban azok a növényvédőszerek veszélyesek, melyek lebomlása lassú. A talajba vagy tápközegbe jutó és eredeti állapotukban hosszú ideig fennmaradó vegyületeket *perzisztens* szereknek* nevezzük. Külön figyelmet kell fordítanunk ebből a szempontból a gyomirtó szerekre (herbicidekre), pl. a klór-alkilamino-sz-triazin származékokra (ld. lenn). Hasonlóképpen a klórozott szénhidrogének közé tartozó DDT (diklór-difenil-triklór-etán) inszekticid is igen perzisztens szer a talajokban, és ez volt az egyik oka annak, hogy használatát világszerte korlátozták (ld. lenn).

A peszticidek környezeti hatását néhány fontos növényvédő szer hatóanyag csoport példája alapján tekintjük át:

Klórozott szénhidrogének: A vegyületcsoportba tartozó hatóanyagokat régen ismerjük, azokat széles körben alkalmazták a világ minden táján az 1940-es 1960-as évek között a mezőgazdaságban és a maláriaellenes programokban. Magyarországon 1968 óta tilos felhasználni a DDT (diklór-difenil-triklór-etán), technikai HCH, aldrin, dieldrin, endrin

tartalmú szerformákat. Felhasználásuk korlátozását az indokolta, hogy ezek a szerek – elsősorban a DDT – perzisztensek (a DDT 3-5 évig, bomlástermékei 15-25 évig is kimutathatóak a talajban), kumulálódnak* vagyis a táplálékláncban és az állati zsírszövetekben feldúsulnak. A klórozott szénhidrogén növényvédő szerek állatkísérletben karcinogénnek (rákkeltőnek) bizonyultak, máj- és vesekárosodást okozhatnak. Előállításuk viszonylag olcsó és egyszerű, ezért néhány fejlődő országban még napjainkban is alkalmazzák az említett vegyületeket. Jó inszekticid tulajdonságuk révén a malária leküzdésében pl. a vektor szúnyog, illetve a legyek irtásában használják ezeket a vegyületeket. Hazánkban a jelenleg engedélyezett vegyületek a következők: lindán (γ -HCH), dienoklór, kelevan, endoszulfán. Ezek csak kisebb mértékben perzisztensek, kevésbé kumulálódnak, mérsékelten halmozódnak fel a táplálékláncban. Nem rendelkeznek a speciális méreg hatás tulajdonságával, és hatásuk csak egy tenyészidőszakra terjed ki. Ezek a vegyületek vízben kevésbé, szerves oldószerekben jól oldódnak. A hazai talajhatárérték javaslatban intézkedési határértékként a DDT/DDD/DDE összkoncentrációjára vonatkozóan 0,3-4 mg/kg-os, az összes drin koncentrációjára vonatkozóan 0,3-4 mg/kg-os, az összes HCH koncentrációjára vonatkozóan 0,02-2 mg/kg-os mennyiség szerepel (13. táblázat).

Szerves foszforsav-észterek: Általában jellegzetes szagú, illékony vegyületek, vízben kevésbé szerves oldószerekben jól oldódó, folyékony vagy kristályos vegyületek tartoznak ebbe a hatóanyagcsoportba. Viszonylag könnyen elbomlanak el, nem perzisztensek, kémiai értelemben nem kumulálódnak, a táplálékláncban nem dúsulnak fel. A szerves foszfátok a mezőgazdasági rovarirtó szerként betiltott DDT helyébe léptek. Rovarölő, atkaölő szerként széles körben használják fel őket a mezőgazdaságban, iparban, háztartásban, a köz- és állategészségügy területén. A szerves foszforsav-észter típusú szerformák valamennyien a „méreg” és az „erős méreg” kategóriába sorolhatók. A hazai talajhatárérték javaslatban intézkedési határértékként a foszforsav-észterek koncentrációjára vonatkozóan 2-10 mg/kg-os mennyiség szerepel (13. táblázat).

Karbamát-származékok: A karbamát típusú vegyületek vízben kevésbé, szerves oldószerekben viszonylag jól oldódó kristályos anyagok vagy folyadékok. A szerves foszfátokhoz hasonlóan az élő szervezetben viszonylag gyorsan bomlanak, így nem perzisztensek, nem kumulálódnak, nem dúsulnak fel a táplálékláncban. Ezeket a vegyületeket több évtizede inszekticidként alkalmazzák. Közepes vagy kifejezett toxicitásuk, a méhekre, a halakra, esetenként a földigilisztákra (karbaril), illetve a vadakra

(karbofurán) való veszélyességük miatt felhasználásuk nem terjedt el széles körben. A hazai talajhatárérték javaslatban intézkedési határértékként a karbamátok koncentrációjára vonatkozóan 2-20 mg/kg-os mennyiség szerepel (13. táblázat).

Nitro-alkil-fenol-származékok: Barna vagy sárga színű, kristályos vagy folyékony halmazállapotú anyagok. Vízben nem vagy rosszul, szerves oldószerekben jól oldódnak. A környezetben eléggé perzisztensek, az élő szervezetben kumulációra hajlamosak, nehezen ürülnek. A nitro-alkil-fenol-származékoknak ovicid (tojásölő), inszekticid, herbicid és fungicid hatása ismert. „Erős mérég” minősítésű készítmények, méhekre és halakra veszélyesek. A melegvérű szervezetekre is veszélyesek, minden testfelszínen felszívódnak.

Ditiokarbamát-származékok: Fehér, sárga vagy szürkésbarna színű, vízben vagy szerves oldószerekben rosszul oldódó, tűzveszélyes porok. Jelentős a környezeti perzisztenciájuk, a kísérleti állatok szervezetében kumulálódnak, lassan ürülnek ki. A háziállatokban és a vadon élő állatokban ezek a fungicidek ritkán okoznak mérgezést. A vegyületek mérsékelten mérgezőek, vagy a „gyakorlatilag nem mérgező” kategóriába sorolhatók.

Fenoxi-karbonsav-származékok: a savak vízben rosszul, a sók azonban jól oldódnak. Nem tekinthetők perzisztens, kumulációra hajlamos vegyületeknek. A 2,4-D szereket elsősorban kétszikű gyomok irtására használják. A 2,4,5-T készítmények UV-sugárzással és oxigénnel történő előkezelése a talajba kerülés előtt előnyös lehet, mivel mindez elősegíti a vegyület lebomlását. A technikai hatóanyagok – főként a 2,4,5-T – erősen toxikus; teratogén* hatású dioxin szennyeződést tartalmazhatnak, ami az előállítási folyamatban technológiai melléktermékként fordul elő. Általában elfogadott álláspont az, hogy amennyiben a hatóanyagok dioxin tartalma nem éri el a 0,1 mg/kg értéket, akkor a szerformák terhelése emberre, állatra veszélytelenül tolerálható. A készítmények a „mérsékelten mérgező” vagy a „gyakorlatilag nem mérgező” kategóriába tartoznak, egyesek halakra vagy méhekre veszélyesek. A hazai talajhatárérték javaslatban intézkedési határértékként a fenoxi-karbonsav-származékok koncentrációjára vonatkozóan 1-10 mg/kg-os mennyiség szerepel (13. táblázat).

Bipiridilium-származékok: Fehér, sárgás fehér, nedvszívó, vízben jól oldódó kristályos anyagok. Készítményeik vörösbarna folyadékok. Eléggé stabil, nehezen bomló herbicidek. A talajrészecskékhez erősen kötődnek, így a környezet növény- és állatvilágára

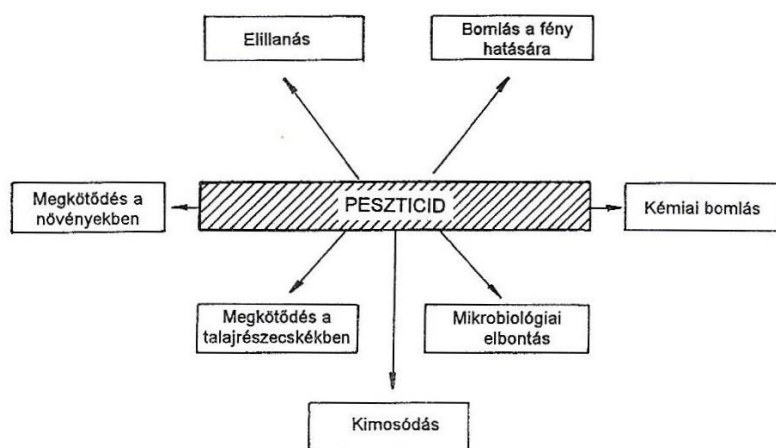
veszélyt alig jelentenek. Az állati vagy az emberi szervezetbe jutva főként a tüdőben halmozódnak fel, és elsősorban ott fejtik ki károsító hatásukat. A készítményeket a „közepesen mérgező vagy a „mérsékelten mérgező“ kategóriába sorolják.

Klór-amino-sz-triazin származékok: Elsősorban a kukorica szelektív gyomirtásában használják. A klór-alkilamino-sz-triazin származékok szermaradékai viszonylag tartós perzisztenciájuk következtében a kukorica monokultúrákban nemkívánatos szintet értek el, mely akadályozta a vetésváltást. Ezért felhasználható mennyiségüket korlátozták, a hatóanyag és a bomlási maradék együttes mennyisége a 2,5-4,0 kg/ha értéket nem haladhatja meg (triazin-rendelet). Vízben lassan bomlanak, ezért rendszeres alkalmazásukat követően kis mennyiségben ugyan, de megjelenhetnek a talajvízben.

Szulfonilurea-származékok: Általában a gabonafélékben az ún. széles levelű (kétszikű) gyomok ellen használják őket. Rendkívül hatásos herbicidek, hektáronként néhány gramm elegendő belőlük. Fenti okból ügyelni kell arra, hogy kizárólag a kezelni kívánt területre szórjuk ki ezeket a növényvédő szereket. Humán- és környezeti veszélyességük megegyezik a többi gyomirtó szerével, ezért használatuk esetén nagyságrendekkel kisebb az ember és környezetének terhelése. Problémát jelenthet azonban az egyes származékok perzisztenciájával összefüggő utóhatása, mely korlátozza a kezelt táblákra vethető növényfajok körét.

3.5. A szerves mikroszennyezők, peszticidek sorsa a talajban

A talajba kerülő szerves szennyeződések, peszticidek sorsa igen különböző lehet. Így az adott kemikália megkötődhet a szerves és ásványi eredetű kolloidok felületén, kémiai reakcióba léphet a talajalkotó vegyületekkel, a mikroorganizmusok, illetve a tőlük függetlenül ható talajenzimek részben vagy teljesen lebonthatják, kimosódhat a mélyebb rétegekbe, elpárologhat vagy beépülhet a növényi szövetekbe (2. ábra). A transzformáció* rendszerint több tényező kölcsönhatásának eredménye, amelyek a talaj és a vegyi anyag fizikai, kémiai és biológiai tulajdonságaitól, az éghajlattól és időjárási körülményektől, valamint a növénytakaró által is befolyásoltak.



2. ábra. A növényvédő szerek átalakulása a talajban (Szegi, 1992 nyomán).

Néhány szerves szennyezőanyag a talajban lejátszódó *humifikáció* során hozzákötődik a humuszanyaghoz, melyek rögzítik és hatástalanítják ezeket a vegyületeket. A fenti folyamat előfordulása elsősorban olyan *fenol-* és *anilinszármazékok* esetén valószínű, melyek szerkezete hasonlít a humuszanyagokéhoz. A talajmikrobák enzimeinek hatására kovalens kötés alakul ki a fenti szennyezőanyagok és a humuszanyagok között, és az ily módon erősen megkötött vegyületek („kötött maradékok”) nagy mértékben ellenállnak a biológiai és kémiai lebontó folyamatoknak.

A mezőgazdasági termelés során nagy a valószínűsége annak, hogy a talajba *növényvédő szerek* (peszticidek) kerülnek. A szintetikus vagy félig szintetikus úton előállított növényvédőszerek nagy része nehezen lebomló vegyület. A peszticidipar célja a szelektív hatáson kívül a teljesen lebomló és a környezetre (a talaj élővilágára, vízre) teljesen

ártalmatlan peszticidek előállítása, a jelenlegi helyzet azonban még távol áll ettől. A növényvédőszeres és/vagy bomlástermékek a növényről, illetve a növényi részekből előbb-utóbb a talajba jutnak, és ott átalakulnak. A peszticidek talajfelszínen vagy talajban történő lebontásakor a *fotokémiai reakcióknak*, a *kémiai* és a *biológiai lebontásnak* (biodegradációnak), illetve ezek kombinációjának van alapvető szerepe. A bonyolult kémiai, fiziko-kémiai, biológiai, mikrobiológiai (elsősorban mikrogombák és baktériumok hatására végbemenő) átalakulási folyamat során a kiindulási vegyületnél toxikusabb termékek is keletkezhetnek. Szélsőségesen savanyú vagy lúgos talajokban a peszticidek átalakulása lelassulhat vagy leállhat, a talajok öntözése viszont gyorsíthatja lebomlásukat.

A peszticidek lebontásában, degradációjában kulcsszerepe van a talajkolloidokon történő adszorpciónak. Az adszorpció fokát és a peszticid lebontás sebességét és mértékét számos tényező, köztük az adott vegyület oldhatósága, illékonysága, töltése, polaritása*, a molekula mérete és szerkezete befolyásolja. A talajherbicidek többsége kémiaiilag semleges vagy anionos molekula, ezért általában kation adszorpcióval kötődnek a talajkolloidokhoz. A talaj negatív töltésű szerves anyagai és agyagásványai erősen abszorbeálják a pozitív töltésű gyomirtó szereket (bipiridilium vegyületeket) és protont megfelelő pH érték mellett „elfogadó” anyagokat (triazinokat). A kolloidokban gazdag talaj több herbicid megkötésére képes, mint a kolloidokban szegény. A savanyú talajok általában erősebben megkötik a gyomirtó szereket, mint a semleges vagy lúgos kémhatásúak. A talajkolloidokon történő megkötődés késleltetheti a peszticidek lebontását, mivel azok a mikrobák által előállított enzimek számára nem férhetők hozzá. Másrészt viszont a talajalkotókon (agyagásványokon) történő megkötődés a tisztán kémiai jellegű, lebontó reakciók (pl. hidrolízis) lezajlását serkentheti, azokat katalizálhatja. A peszticidek talajrészecskéken történő megkötődése meggátolja azok elillanását és kimosódását a talajvízbe. Másrészt viszont a talajrészecskéken megkötődött növényvédő szerek hatóanyagai erózióval bekerülhetnek a felszíni vizekbe. Általában minél tovább tart a vegyi anyagok szorpciója a talajban, annál nehezebben mobilizálódnak és kerülnek át a szilárd fázisból az oldott fázisba, ahol nagyobb a párolgás és lebomlás lehetősége.

A talajba kerülő szerves eredetű mérgek detoxikációja különböző tényezők együttes hatásának az eredménye. Szerepük van ebben a különböző kémiai kölcsönhatásoknak, ugyanúgy, mint a kimosódásnak vagy elpárolgásnak, valamint a fény hatására történő bomlásnak. A növények is beépíthetik testükbe ezeket a vegyületeket, amelyek azokon keresztül bekerülhetnek a táplálkozási láncba. A talaj szerves szennyeződéseinek lebontásában a rovarok, földigiliszták és növények mellett igen fontos szerepet játszanak a

talajban élő mikroorganizmusok. A szerves szennyezőanyagok (pl. herbicidek, inszekticidek, szerves klórvegyületek vegyületek, policiklusos aromás szénhidrogének, felületaktív anyagok stb.) talajbéli lebontásában a *rizoszférának** van kiemelkedő szerepe. A rizoszféra a talajnak gyökerekkel átszőtt része, ahol a gyökerekhez közel eső zónában (a gyökereken és a gyökerek felületéhez tapadó talajrészecskéken) nagy számban élnek mikroorganizmusok (főként baktériumok és gombák). A mikroorganizmusok különböző enzimreakciók útján fejtik ki tevékenységüket. Ezek a reakciók oxidációs, redukációs, észterhidrolízises, dealkilezéses, dehalogénezéses, gyűrűhidrolízises és gyűrűhasításos típusúak lehetnek, részben a molekula felépítésétől, részben pedig a lebontásban résztvevő mikroszervezet enzimkészletétől függően. Az esetek egy részében a mikroszervezetek metabolizálják a szerves szennyeződések, azaz tápanyagforrásként értékesítik. Más esetekben ezek nem szolgálnak közvetlen tápanyagforrásként, azonban a talajban előforduló értékesíthető tápanyag- és energiaforrások biztosítják a lebontás feltételeit. Ez az ún. kometabolikus transzformáció, mely bizonyos enzimek nem tökéletes szubsztrát specifikusán alapszik, nem szolgáltat energiát a mikrobák számára, sok esetben azonban az ilyen, mintegy „mellékesen” végbemenő reakció biztosítja a már hasznosítható köztes termék létrejöttét. Előfordulnak olyan esetek is, amikor a talajidegen szerves molekula kémiai kapcsolatba lép mikrobiális eredetű termékekkel. A klórtartalmú szénhidrogének dehalogénezését elősegítik pl. az anaerob metánképző baktériumok, mivel a metán H^+ -ionjai helyettesítik a Cl^- ionokat. A talajba kerülő szerves szennyeződések általában nem egyik vagy másik mikroszervezet bontja le, hanem a mikrobiális életközösségek bonyolult egymásutánisága. Ez feltételezi, hogy az egyes vegyi csoportok lépcsőzetes, konszekutív* reakciók során történő lebontásában más-más mikrobacsoportok vesznek részt.

A talajba kerülő szerves szennyeződések transzformációja függ attól, hogy jelen vannak-e olyan mikroorganizmusok, amelyek képesek lebontani az említett vegyületeket, a transzformációt katalizáló enzimek szintézisének feltételei biztosítva vannak-e, valamint adottak-e olyan környezeti feltételek, ahol a transzformáció végbemegy.

A talaj-mikroorganizmusok számára az esetek egy részében bizonyos idő szükséges ahhoz, hogy szintetizálni tudják a transzformációt katalizáló enzimeket. Az enzimek szintézisét – amely képesség genetikailag van kódolva az egyes mikroszervezetek sejtjeiben – az adott talajidegen anyagnak a megjelenése indukálja.

A talaj-mikroorganizmusok és a különböző talajszennyező vegyületek között kétoldali hatás érvényesül. Egyrészt a szennyező anyagok károsan befolyásolhatják a mikroszervezetek élettevékenységét, strukturális és funkcionális kapcsolataikat, másrésztől

viszont a talajban lévő mikroszervezetek fontos szerepet játszanak a nemkívánatos talajszennyeződések megszüntetésében. Utóbbi funkciójuk a jövő mezőgazdasági termelésében sem hagyható figyelmen kívül. Kívánatos lenne a monokultúras mezőgazdasági termelés visszaszorítása, szakszerű vetésforgók alkalmazása, mivel az előbbi csak jelentős mennyiségű növényvédő vegyszer felhasználással valósítható meg. Ez nem csupán a termelési költségeket növeli, hanem állandó talajszennyező forrásnak is tekinthető.

Irodalom (3. fejezet)

1. BOROS T.-né, 1998. Mezőgazdasági vegyszerek megjelenése a felszíni és talajvizekben. In: Schönviszkyné Gáldi A. (szerk.), Környezetvédelmi Füzetek 1998/14., OMIKK, Budapest.
2. GRUIZ K., HORVÁTH B., KRISTON É., 1995. A talaj szennyezői, talajtisztítási biotechnológiák. Talajvédelem, 3 (1-2): 4-20.
3. FILEP GY., 1998. Behaviour and fate of pollutants in soil. In: Gy. Filep (ed.) Soil Pollution, International Seminar (TEMPUS JEP 9240), Debrecen, 1997. Agricultural University of Debrecen, Debrecen, 1998., pp. 21-49.
4. HARGITAI F., 1989. Mégis vegyszerrel? Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
5. HORVÁTH Zs., ENDRÉDY I. 1997. Talajvédelem. Katonai Környezetvédelmi Füzetek 3. ZMNE KKBK. Budapest.
6. KÁDÁR A. (szerk.), 1997. Vegyszeres gyomirtás és termésszabályozás gyakorlata. Factum Bt, Budapest.
7. LÁNG I., 1993. Környezetvédelmi lexikon. Akadémiai Kiadó és Nyomda, Budapest.
8. LOCH J., NOSTICZIUS Á., 1992. Agrokémia és növényvédelmi kémia (2. kiadás), Mezőgazda Kiadó, Budapest
9. NÉMETH T., (szerk.), 1997. Agrártermelés és környezetterhelés. Tantárgyi foratókönyv. Gödöllői Agrártudományi Egyetem, Gödöllő.
10. NEUMÜLLER, O.-A., 1983. Römpp vegyészeti lexikon, 3. kötet, Műszaki Könyvkiadó, Budapest.
11. MANAHAN, S.E., 1994. Environmental Chemistry (Környezeti kémia). CRC Press, Boca Raton, FL.
12. ÖTVÖS K., 1998. Határértékek, határérték rendszerek az Országos Környezeti Kármentesítési Programban. Kármentesítési Füzetek 4. Környezetvédelmi Minisztérium, Budapest.
13. PÉNZES, B., 1989. Mérgező anyagok a környezetben. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
14. SZABÓ I. M., 1986. Az általános talajtan biológiai alapjai. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
15. SZABÓ I. M., 1989. A bioszféra mikrobiológiája I – III. kötet. Akadémiai Kiadó, Budapest.

16. SZEGI J., 1992. Szerves vegyületek sorsa a talajban. In: Schönviszkyné Gáldi A. (szerk.), Környezetvédelmi Füzetek 1992/3., OMIKK, Budapest.
17. THYLL SZ. (szerk.), 1996. Környezetgazdálkodás a mezőgazdaságban. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
18. TURKINGTON, C., 1995. Mérgek és ellenanyagaik lexikona. Corvina, Budapest.
19. VÁRNAGY L., BUDAI P., 1995. Agrárkémiai higiénia. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
20. VÁRNAGY L., 1995. Növényvédelem és környezetvédelem. Veszprémi Egyetem, Veszprém.
21. VERMES L., KÁLMÁN T.-né, HORVÁTH ZS., és MÓDI M., 1996. Természeti erőforrások menedzsmentje - Talajvédelem. Veszprémi Egyetem, Környezetmérnöki és Kémiai Technológia Tanszék, EU-PHARE (oktatási segédlet), Veszprém.
22. VERMES, L., 1998. Hulladékgazdálkodás, hulladékhasznosítás. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
23. YARON, B., R. CALVET and R. PROST, 1996. Soil Pollution (Processes and Dynamics), (Talajszennyeződés, folyamatok és dinamika), Springer Verlag, Berlin-Heidelberg.

4. A TALAJSZENNYEZETTSÉG FELMÉRÉSE

Ebben a fejezetben a szennyezett talajú területek felmérésével, ezen belül az adatgyűjtéssel, a mintavételi helyek kijelölésével, a környezetvédelmi célú talajmintavétellel, a környezetvédelmi analitikai eljárásokkal és a talaj-határértékekkel foglalkozunk.

4.1. Adatgyűjtés (Szabó Péter)

A szennyezett talajú területek remediációjának*, mentesítésének munkafolyamata három fázisra oszlik:

1. A talajszennyezettség felmérése, a szennyezett talaj lehatárolása és kárelhárítási tanulmányterv (tervjavaslat) készítése
2. Kárelhárítási kiviteli terv készítése és engedélyeztetése
3. A kárelhárítás (talajtisztítás) kivitelezése.

Az elszennyezett környezet helyreállításának – a környezeti kárelhárításnak – az alapja a környezet szennyezettségi állapotának ismerete, részletes feltárása, térbeli lehatárolása. Ezt a célt szolgálják a környezeti felmérések. *A környezeti felmérések súlypontja a legtöbb esetben a talaj- és talajvíz-szennyezettségre esik*, bár természetesen részletesen kell foglalkozni többek között a levegő- és felszíni vizek szennyezettségével, a veszélyes hulladékokkal, a zaj- és rezgéshatásokkal is.

4.1.1. A környezeti felmérések osztályozása a probléma feltárás mélysége szerint

Környezeti átvilágítás (screening)

Célja: a környezetszennyezés lehetséges forrásainak, időbeli és térbeli előfordulásainak („hot spot”) feltárása, az alkalmazott technológiák lehetséges környezeti hatásainak bemutatása.

Eszköze: adatgyűjtés és értékelés elsősorban a technológiai elemekre, valamint a környezeti tényezőkre és a környezeti érzékenységre vonatkozóan, anyagmérleg számítás, egyszerűsített kockázatbecslés, a korábbi vizsgálatok (ha vannak ilyenek) adatainak adaptálása.

Megbízhatósága: a rendelkezésre álló adatok mennyiségétől és minőségétől függ.

Előnye: elkészítése igen rövid időt igényel.

Hátránya: a szennyezések pontos lehatárolására és a kárelhárítás megalapozására nem alkalmas.

Környezeti auditálás*

Célja: a környezetszennyezés megjelenési formáinak, forrásainak, időbeli és térbeli előfordulásainak feltárása, a szennyezések lehatárolása, nagyságrendileg pontos költségbecsléssel ellátott előzetes kárelhárítási (tanulmány) terv készítése.

Eszköze: adatgyűjtés és értékelés a technológiai elemekre valamint a környezeti tényezőkre és a környezeti érzékenységre vonatkozóan, anyagmérleg számítás, részletes kockázatbecslés, a korábbi vizsgálatok (ha vannak ilyenek) adatainak adaptálása, új, korlátozott számú kiegészítő vizsgálatok végzése.

Megbízhatósága: a rendelkezésre álló adatok, valamint a kiegészítő vizsgálatok mennyiségétől és minőségétől függ.

Előnye: a környezeti átvilágításnál pontosabb, megbízhatóbb.

Hátránya: elkészítése több időt és pénzt igényel, heterogén szennyezettség esetén a szennyezés lehatárolása és az erre alapuló kárelhárítási tanulmányterv és költségbecslés bizonytalanná válhat.

Környezeti állapot-felmérés

Célja: a környezetszennyezés megjelenési formáinak, forrásainak, időbeli és térbeli előfordulásainak feltárása, a szennyezések pontos lehatárolása, költségbecsléssel ellátott alternatívákat tartalmazó kárelhárítási (tanulmány) terv készítése.

Eszköze: adatgyűjtés és értékelés a technológiai elemekre valamint a környezeti tényezőkre és a környezeti érzékenységre vonatkozóan, anyagmérleg számítás, részletes kockázatbecslés, a korábbi vizsgálatok (ha vannak ilyenek) adatainak adaptálása, és elsősorban új, részletes kiegészítő vizsgálatok végzése.

Megbízhatósága: meghatározóan az új, részletes vizsgálatok pontosságának függvénye.

Előnye: szakmailag megfelelő vizsgálati terv és kivitelezés esetén pontos, megbízható.

Hátránya: elkészítése több időt és sok pénzt igényel.

4.1.2. A környezeti állapotfelmérés szakaszai

A környezeti állapotfelmérés 3 szakaszból áll, melyek a következők:

I. A meglévő információk gyűjtése és értékelése: az előkészítő fázis a munkafolyamat időrendben első tevékenységi köre, melynek során az információk és adatok széles körét kell összegyűjteni. Minden környezeti állapot-felmérés annyira megbízható, mint amennyire a kiindulási alapadatok megbízhatók. Ezért az előkészítő fázis megalapozottságára, kellő részletességére a rendelkezésre álló információk mértékéig különös gondot kell fordítani. Az előkészítő fázis során a felmérés felelőse helyszíni bejárásokat folytat, „interjúkat” készít, összegyűjti a kérdéses területre vonatkozó összes rendelkezésre álló írásos és térképi információt, elemzi az alkalmazott technológiákat, feltárva az esetleges környezetvédelmi szempontból kritikus pontokat és folyamatokat, anyagmérleget készít, megvizsgálja az ingatlan és környezetének kapcsolatviszonyait, előzetes környezeti- és egészségügyi kockázatbecslést készít, helyszíni és laboratóriumi elővizsgálatokat végez, valamint megtervezi a talaj-, talajvíz mintavételi helyeket, talajfúrási és mintavételi módszert, a vizsgálandó paramétereket és a laboratóriumi analízis metodikáját.

II. Talajfúrások, talaj- és talajvíz-mintavételezések, laboratóriumi vizsgálatok: ebben a fázisban az állapot-felmérés készítője a kérdéses területen és szükség szerint környezetében talaj- és talajvíz mintavételezéseket végez, majd a mintákat laboratóriumi vizsgálatoknak veti alá a mintavételi és vizsgálati tervnek megfelelően.

III. A vizsgálati eredmények értékelése, javaslat a környezet-helyreállításra: Ebben a szakaszban az állapot-felmérés készítője értékeli a vizsgálati eredményeket, összehasonlítva hazai és nemzetközi standardokkal, irányelvekkel, határértékekkel. Lehatárolja a szennyezett területrészeket, kiszámolja a mentesítendő szennyezett talaj- és talajvíz tömegét, melynek alapján költségbecsléssel ellátott előzetes kárelhárítási tervet készít.

Irodalom (4.1. fejezet)

1. FÖRSTNER, U., 1993. Környezetvédelmi technika. Springer Hungarica Kiadó Kft., Budapest.
2. HARDER, W., F. ARENDT, I. HART (szerk.), 1998. CONSOIL '98, Proceedings of the Sixth International FZK/TNO Conference on Contaminated Soil (Szennyezett talajok '98, konferencia kiadvány), 17-21 May 1998., Thomas Telford Ltd., Edinburgh.
3. MAROSI, S., SOMOGYI, S. (szerk.), 1990. Magyarország kistájainak katasztere, MTA

Földrajztudományi Kutató Intézete, Budapest.

4. NÁDUDVARI Z., 1994: Környezetvédelmi auditálás. Környezetvédelmi Füzetek, 1994/1. OMIKK, Budapest
5. NÁDUDVARI Z., 1997. Az ökoauditálás gyakorlati példái. Környezetvédelmi Füzetek, 1997/1, OMIKK, Budapest.
6. SCHMIDT, E.R. (szerk.), 1962. Vázlatok és tanulmányok Magyarország vízföldtani atlaszához. Műszaki Könyvkiadó, Budapest.
7. SZENTES, F. (szerk.), 1968. Magyarázó Magyarország 200.000-es földtani térképsorozatahoz, MÁFI Adattár, Budapest.
8. VAN DEN BRINK, W.J, and R. BOSMANN (eds.), 1995. Contaminated Soil '95 Proceedings of the Fifth International FZK/TNO Conference on Contaminated Soil, (Szennyezett talaj '95, konferencia kiadvány), October 30 – November 3, 1995., Kluwer, Maastricht.
9. WILMA J., F. VISSER, 1993. Contaminated Land Policies in Some Industrialized Countries (Néhány iparosodott ország szennyezett területekkel kapcsolatos politikája), Technical Soil Protection Committee, The Hague.

4.2. Környezetvédelmi talajmintavétel (Kádár Imre – Horváth Amanda)

A *környezetvédelmi talajmintavételnek* (és az azt követő talajvizsgálatoknak) kettős célja van. Egyrészt számszerű adatokat nyújt a talajtulajdonságok és a terület szennyezettségének jellemzésére, másrészt azok változékonyságának megítélését is szolgálja. A részletes (megfelelő sűrűségű és mélységű) talajmintavétel és talajanalízis többletköltségei megtérülnek, mivel így jobban elkülöníthetők a szennyezett talajfoltok, és a későbbi talajtisztítás hatékonyabban valósítható meg.

A szennyezett területek talajának vizsgálata a legtöbb esetben a szennyező forrás felderítésére, a szennyezés kiterjedésének és mennyiségének megállapítására, a humán és a környezeti kockázat meghatározására, valamint a kármentesítési technológia kiválasztására terjed ki. A szennyezett területeket legalább két fázisban kell vizsgálni, ezek közül az első az előzetes vizsgálat, amelyet a feltáró vizsgálat(ok) követ(nek). Az *előzetes (tájékoztató) vizsgálat* a szennyező forrás, a szennyező anyag és a feltehetően szennyezett talaj vizsgálata, amely tájékoztatást nyújt a szennyezettség mértékére vonatkozóan. A *feltáró (részletes) vizsgálat* a szennyezett talaj vizsgálata, amely a szennyezés minőségére és mértékére, horizontális és vertikális határainak megállapítására ad pontos felvilágosítást. Ha a szennyezés várhatóan a talajvizet is érinti, a talajvizet is mintázni kell. A mintavétel

megkezdése előtt *mintavételi tervet* kell készíteni. A szennyezett vagy feltételezhetően szennyezett területekről a vizsgálat megkezdése előtt be kell gyűjteni minden lehetséges adatot és archív dokumentumot, így a földtani, a vízföldtani, a talajtani, a domborzati és közműtérképeket; a meteorológiai adatokat (hőmérséklet, csapadék stb.), a területhasználat adatait és a korábbi vizsgálatok eredményeit. A *helyszíni szemle* célja a mintavételi terv elkészítéséhez begyűjtött archív adatok ellenőrzése, és további információk gyűjtése. A helyszíni szemle során – lehetőség szerint – azonosítani kell a szennyező forrást, a szennyező anyag fajtáját, a szennyező anyag veszélyességét, a szennyezés időtartamát, és a veszélyeztetett környezeti elemeket. Meg kell becsülni a szennyezés vízszintes és függőleges kiterjedését, a környezeti elemek mint hatásközvetítők jellemzői alapján. A helyszíni szemle információit *jegyzőkönyvben* kell rögzíteni, amihez csatolni kell a várható/becsült szennyezés kiterjedésének térképen való ábrázolását.

A környezetvédelmi célú talajmintavétel során több *részmintából* kevert *átlagmintát* célszerű venni, mivel a talaj tulajdonságai és a szennyezők mennyisége és minősége pontszerűen, centiméterenként változhat. Egy-egy *mintavételi egységből* (parcelláról, gyárudvarról) legalább 2 átlagmintát veszünk, egy-egy átlagmintát legalább 20-20 pontminta vagy részminta (leszúrás, lefűrés) anyagából kell összekeverni. A mintákat a mintavételi területen egyenletesen elosztva *véletlenszerűen* (reprezentatíven) szedjük. A pontminták azonos térfogatúak, súlyúak és méretűek legyenek, azonos genetikai vagy szennyezettségi szintből származó talajtömeget tartalmazzanak, melyeket szabványosított mintavevő eszközökkel, fűrókkal vesznek. Nem képezhető átlagminta, illetve a pontminták nem egyesíthetők, amennyiben a vizsgálandó talajtulajdonság vagy a szennyezők meghatározását az összekeverés módosíthatja. Nem keverhetőek össze egymással eltérő kémhatású, kötöttségű, színű, szennyezettségű, minőségű talajok, talajfoltok. Egy-egy átlagmintát tehát csak a vizsgálat szempontja szerint homogénnek tekinthető területről lehet venni. A reprezentatívnak tekintett 1-2 kg-nyi átlagmintából általában csak néhány grammnyi vagy tizedgrammnyi mennyiséget mérünk be a kémiai vagy biológiai vizsgálatokhoz. Mivel a talajt és a szennyezést is *mikroheterogenitás* jellemzi, ezért nagyon fontos, hogy az analizálandó mintát alaposan homogenizáljuk (szárítást követően összekeverjük, ledaráljuk). A homogenizált száraz talajmintát 5 grammnál kisebb bemérés esetén 1 mm-es, 1 grammnál kisebb bemérés esetén 0,5 mm-es szitán kell átszítálni.

A feltételezetten homogén eloszlású (általában szervesetlen) szennyezés vizsgálatakor tehát *átlagmintákat* képezzünk. *Nem szabad átlagmintákat használni* abban az esetben, ha illékony anyagokat kell meghatározni (ilyenkor a mintát, amennyire csak lehet, eredeti

állapotában kell analizálni), akkor, ha a szennyezés várhatóan homogén eloszlású, de ismert pontforrásból ered (ekkor pontmintákat kell venni a pontforrástól különböző távolságokban), és ha a vizsgálandó talajtulajdonságát vagy a szennyezők meghatározását az összekeverés módosíthatja.

4.2.1. A mintavétel mélysége és a minta mennyisége, a talajminták száma

A talajokat lehetőleg genetikai szintenként kell mintázni. A művelt felső réteget a művelés mélységéig (0-20 vagy 0-30 cm), a bolygatatlan altalajt 30 cm-ként mintázzuk. Olyan szennyezett területeken, ahol több méter mélységig nem talaj a takaróréteg (hanem pl. salak, iszap vagy egyéb üzemi hulladék), a mélyítő fúrásokat azonos szintenként (30, 50 vagy 100 cm-ként) kell végezni a talajvíz szintig vagy a szennyezetlen altalaj (kőzet) eléréséig. Parkokban, lakó és játszó területeken, gyárudvarokon, városi talajok esetében célszerű a felső 0-10 cm-es talajréteget külön megmintázni.

A *minta mennyisége* (tömege) a vizsgálatok számától és céljától függ. A finomra őrölt légszáraz talajmintából az egyes vizsgálatokhoz a következő mennyiségekre van szükség: szervesanyag-, pH- és szárazanyag-tartalom meghatározásához 250 g; fizikai vizsgálatokhoz (kötöttség, sűrűség) 500 g; szervesetlen szennyező anyagok vizsgálatához 300 g; dioxin és furán vizsgálatához 500 g; poliaromás szénhidrogének (PAH) és poliklórozott bifenilek (PCB) vizsgálatához 400 g; halogénezett szénhidrogének vizsgálatához 300 g; szermaradványok (növényvédőszer) meghatározásához 300 g; illékony halogénezett szénhidrogének vizsgálatához (VOCL) 300 g; illékony aromás szénhidrogének vizsgálatához (BTEX) 300 g; összes szénhidrogén meghatározásához (TPH) 300 g. Egyéb paraméterek elemzéséhez a minta mennyiségét növelni kell. A vizsgálatok megismételhetősége céljából a felesleges talajmennyiséget csak a vizsgálat lezárását követően szabad kidobni. A talajtulajdonságok, valamint a rendeletben előírt káros anyagok vizsgálatához szükséges talajmennyiség általában az 1 kg-ot ritkán haladja meg, friss mintára számítva. Szerves és kavicsos talaj esetén gyakran több mint 2 kg talajtömegre van szükség ahhoz, hogy elegendő finom talajrészt nyerjünk a laborvizsgálatokhoz. Amennyiben egyéb paraméterek, pl. szermaradványok elemzésére is sor kerülhet, úgy a minta mennyiségét értelemszerűen növelni kell.

Előzetes vizsgálat esetén legalább 5 mintavételi helyről kell mintát venni, a szennyezés jellegétől és a talaj tulajdonságaitól függő mélységekből. Az előzetes vizsgálatok eredménye alapján, ha a szennyezés ténye megállapítható, feltáró vizsgálatokat kell végezni. A feltáró

vizsgálat során meghatározott számú helyről és mélységből kell mintákat venni a mintavételi terv alapján (ld. még. 4.2.3. – 4.2.5. fejezet).

4.2.2. A mintavételhez szükséges eszközök, a minták szállítása és tárolása

A mintavételhez megfelelő léptékű áttekintő térképre, geodéziai mérő- és jelzőeszközökre van szükség. A kismélységű mintavételekhez kézi vagy gépi *fúróberendezésre* (szabványosított standard fúrókra és rétegfúrókra), a mélyebb rétegek mintázásához állványos gépi fúróberendezésre van szükség. A mintavétel technikai eszközei továbbá az ásó és vödör a munkagödör elkészítéséhez, a polietilén zacskók, zsákok, vedrek, műanyag palackok, üvegek, steril kések, spatulák vagy fémkanalak, és a hűtőtáska. A *mintavevő eszközt* minden használat előtt meg kell tisztítani (szerves szennyezők esetén pl. acetonnal). A fúrók talajjal érintkező részének olyan anyagból (pl. acélból) kell készülnie, amely a mintát nem szennyezi. Szerves szennyezőanyagok vizsgálata esetén lakkozott, olajozott, impregnált és műanyag szerszámot nem szabad használni.

Tápelemek, nehézfémek és arzén szennyezés elemzésénél a *minták gyűjtésére* általában műanyag (fémmentes) edényeket, zacskókat használunk. A szerves komponensek elemzésekor a mintákat olyan jól lezárt üvegedénybe kell gyűjteni, amelyek dugója vagy zárókupakja teflonbevonatú. Veszélyes szerves szennyezők mintázása esetén a mintákat barna porüvegben, illetve alumínium vagy nemesacél edényben szállítjuk. A könnyen párolgó mintákat szorosan záródó edényben gyűjtsük, és az edényeket színültig töltjük. A szerves higanyvegyületek talajmintáit az illékony szerves vegyületekre vonatkozó szabályok szerint kezeljük. A minták hűtve szállítandók, és a mintavételt követő 12 órán belül azokat analizálni vagy konzerválni szükséges. Egyéb talajparaméterek vizsgálata esetén a talajok 40-60 °C-on történő szárítást követően hosszabb ideig is eltarthatók. A légszáraz talajminták csak szennyezésmentes, tiszta, jól szellőzött, hűvös és sötét helyiségben *tárolhatók*.

A minták szállítási módjuk szerint csomagolhatók, zsákba, dobozba vagy ládába. A *szállítás* során a mintatartó edények vagy zacskónak nem szabad megsérülnie. A minták szállítása során gondoskodni kell a csomagolás épségéről és a keresztszennyezések megelőzéséről. A mintákat csak megfelelő jelzéssel (mintaazonosító jegy, mintavételi összesítő) ellátva szabad a vizsgálólaboratóriumba szállítani. A *mintaazonosító jegyet* védőtasakban helyezük a mintazacskóba vagy -edénybe. A mintaazonosító jegyen szerepelnie kell a mintavétel helyének, dátumának, a furat számának és mélységének. A *mintavételi jegyzőkönyvben* szerepelnie kell többek között a mintavétel helyének és idejének,

a fúrás és a nyílt feltárás számának, a mintavevő nevének, a felhasznált térkép megnevezésének és léptékének, a minták jellegének (pl. átlagminta, pontminta), a mintaazonosító számának, a mintavétel mélységének és a talajvíz mélységének. Veszélyes anyagokkal (pl. szerves szennyezőkkel) szennyezett talajok mintázása esetén be kell tartani a munkavédelmi előírásokat és óvórendszabályokat.

4.2.3. Mintavételi terület kijelölése

A mintavételi terület nagysága szennyezett ipari vagy kommunális területen általában maximum 1 hektár, mezőgazdasági területen maximum 6 hektár. Irányadó a védendő objektum. Amennyiben védendő az ember, a terület méretét a hasznosítás módja (pl. gyermekjátszó, település vagy az adott ipari létesítmény területe) és fedettsége határozza meg. Mezőgazdasági művelésnél szintén a hasznosítás módja az alapvető, külön mintázandó pl. egy zöldséges a kertben. A mintázandó területet bejárjuk, és a területre 1:10 000 léptékű térkép, helyszíni térképvázlat, kataszteri térkép vagy üzemi talajtérkép segítségével egy *térbeli hálót* (mátrixot, rasztert) tervezünk, melyen kijelöljük a mintavételi egységeket. A térképen bejelöljük a területen lévő létesítményeket (épületeket, utakat, kutakat), valamint a szennyező forrást. Ha ásott kutakat találunk, bejelöljük a térképen a talajvízszint mélységét, és ha ismert, a talajvíz áramlási irányát. Az 1000-10 000 m² közötti területeken 20-30 m-es hálót alkalmazunk, és 20-30 átlagmintával jellemezzük a szennyezést. Ezer négyzetméternél kisebb területeken a hálót sűrítjük, legalább 5-10 mintavételi területet jelölünk ki, illetve 10-20 átlagmintát szedünk.

Nagyléptékű *regionális felmérésnél* másképp járunk el. A mintázandó régióban reprezentatív mintavételi helyeket jelölünk ki. A minimálisan szükséges mintavételi helyek száma függ a terület heterogenitásától, a területnagyságtól és a vizsgálati léptéktől. Mivel a heterogenitás nem-pontszerű diffúz terhelés esetén is tájanként változhat, több kiegészítő mintavételi területet kell kijelölni. Ez a minimális mintavétel számát jelenti. Az analíziseket és a kiértékelést követően egyedi esetekben további mintavételre lehet szükség.

Megemlítjük, hogy hazánkban létrejött a *Talajvédelmi Információs és Monitoring Rendszer* (TIM), mely országos mérőhálózat és 1236 pontot foglal magában. A mérőhelyeket természetföldrajzi egységek reprezentatív területein jelölték ki, így elvileg jellemezhetik az ország talajviszonyait. Sajnos azonban mindez nem teszi lehetővé a talajállapot változásának nyomon követését, mivel a mintavétel talajszelvények feltárásán alapul és nem reprezentatív (hiányzik a kettős átlagmintavétel). A TIM pontok érintik azokat

a termőhelyeket, ahol szabadföldi tartamkísérletek vannak, korábbi vizsgálatok és talajtani céltérképek készültek, illetve egyéb vizsgálatok folytak vagy folynak (meteorológiai állomás, talajvízszint-észlelő kút, földtani mélyfúrás, hidrológiai megfigyelőállomás). Ilyen módon a mérési pontokon nyert adatok múltbeli adatsorokhoz és egyéb vizsgálatok eredményeihez kapcsolhatók. Az említett sűrűségű, regionális vagy országos áttekintést segítő mintázás a *Geográfiai Információs Rendszer* (GIS) számára nyújt adatokat és a nemzetközi összehasonlítás alapjául szolgálhat.

A mintavételi területek, illetve részterületek határa és nagysága esetenként változhat a vizsgálat céljainak megfelelően, tehát a mintavételi helyek száma függ a terület heterogenitásától, a szennyezett terület nagyságától és a vizsgálat fázisától. Ismeretlen szennyező forrás hatásának vizsgálatához célszerű *szisztematikus hálós rendszerben* mintát venni, melyek kialakítását a következő fejezetben tekintjük át.

4.2.4. Szisztematikus hálós mintavételi rendszerek

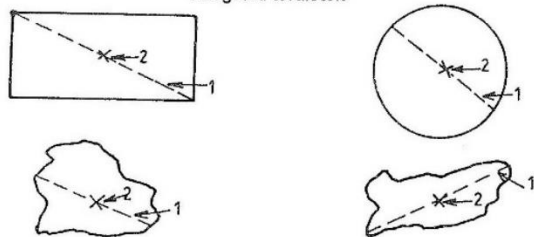
A *szisztematikus hálós mintavételi rendszerek* alkalmazásakor figyelembe kell vennünk a terület morfológiai viszonyait. Az erózió következtében a lejtő felső, középső és alsó szakasza eltérő minőségű/szennyezettségű lehet. A mintavételi egységeket úgy kell kijelölnünk, hogy egy-egy részterület a lejtő azonos szakaszára kerüljön a különböző lejtőszakaszok önálló értékelhetősége érdekében.

A mintavételi háló kialakításakor és nagyobb méretarányú térképre való átvitelkor a lehető legnagyobb pontosság eléréséhez a mintavételi helyek és a keresztirányú párhuzamosok elhelyezkedését koordináták segítségével kell kiszámítanunk. Fontos a talajvíz szintjének és áramlási irányának ismerete a szennyezett területen. A talajvíz mintázásakor a mintákat elsősorban a talajvízáramlás irányába eső fúrásokból kell vennünk.

Négyzethálós mintavételi rendszer: Az ismeretlen szennyező források vagy homogén szennyezettségű területek vizsgálata során alkalmazható a négyzethálós rendszer. A hálórendszert megfelelő méretarányú és minőségű átnézetes térkép segítségével kell telepítenünk. Az első mintavételi hely a vizsgálandó régió területén húzható leghosszabb egyenes középpontja (ld. 3. ábra). A mintavételi pontok közötti távolságot a vizsgálandó terület nagyságától, heterogenitásától, a korábbi mérések eredményeitől és a bizonyítás erősségének igényétől függően kell megállapítani. Általában a mintavételi helyek közötti távolságot a vizsgálandó terület leghosszabb egyenesének 0,04-dal való szorzásával

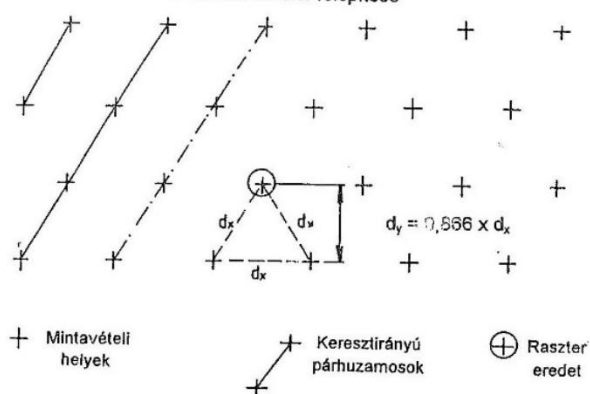
határozzuk meg. A négyzetháló le kell, hogy fedje a teljes vizsgálandó területet. A mintákat a kimért négyzetek középpontjából kell venni.

A raszter eredet, illetve az első mintavételi pont meghatározása
Vizsgálati területek

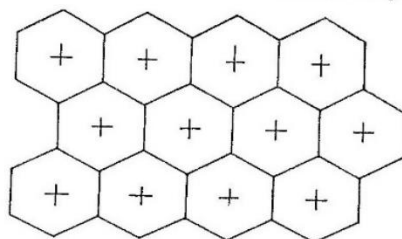


1. A lehetséges leghosszabb egyenes a területen
2. X Raszter eredet (raszter középpont)

A mérési raszter felépítése



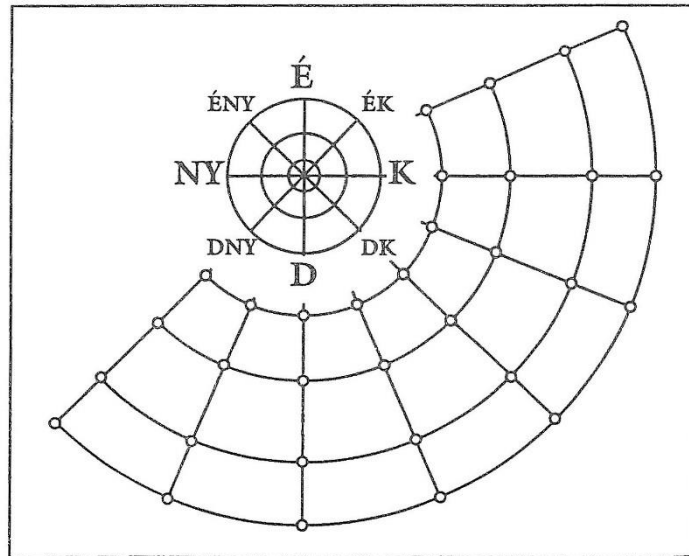
Hexagonális mintavételi területek a mintavételi helyekkel



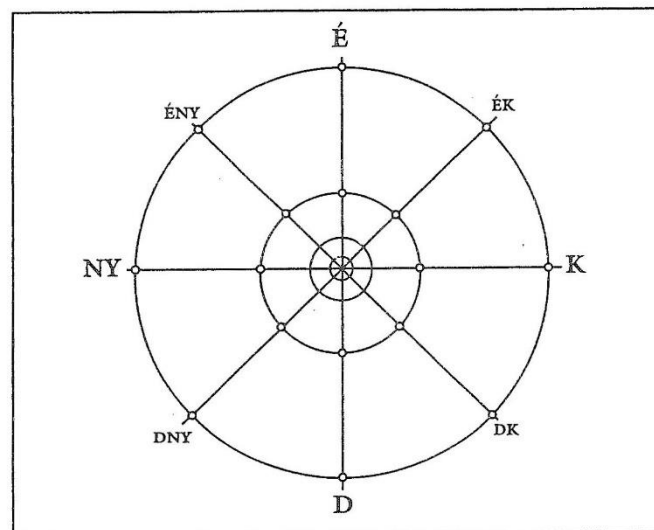
3. ábra. Hexagonális mintavételi rendszer (MSZ 21470-1: 1998 nyomán)

Hexagonális mintavételi rendszer: A hexagonális mintavételi rendszert olyan esetekben kell alkalmaznunk, amikor a mérőhálózat pontosítását lehetővé tevő *alapinformációk* (például a szennyezés mértéke, a szennyezés és/vagy a talaj minősége) *hiányoznak*. A vizsgálati területet a háló kialakítása előtt kell behatárolni. A háló felfektetéséhez megfelelő méretarányú térképet kell használnunk. A háló középpontja a területen meghúzható leghosszabb egyenes középpontja (3. ábra). A hálót az egyenesek mentén fokozatosan kell kialakítanunk a földrajzi szélességgel párhuzamosan. Az első keresztirányú párhuzamosnak a hálóközépponton kell áthaladnia, a többit ettől északra és délre kell kijelölni. A mintavételi pontok közötti távolságot (d_x) a méretaránytól, a vizsgálati terület heterogenitásától, a figyelembe vehető mérési adatoktól, valamint a pontosság igényétől függően kell megállapítanunk (3. ábra). A mintavételi helyek közötti legkisebb távolságot (d_x) úgy kell megállapítani, hogy a méretarány nagyobbik számát 0,04-dal meg kell szorozni. Ez 1:10000 méretarány esetén 400 m, 1:25000 méretarány esetén 1000 m, 1:100000 méretarány esetén 4000 m távolságnak felel meg. A keresztirányú párhuzamosok távolságát (d_y) a mintavételi helyek közötti távolság alapján kell meghatározni a $d_y = 0,866 \cdot d_x$ képlet alapján. A hexagonális mintavételi rendszert a 3. ábrán mutatjuk be.

Sugaras mintavételi rendszer (pontszerű emissziós terület mintázása): Pontszerű *légszennyező forrás* környezetében – a szennyező forrást (pl. gyárkéményt) középpontnak véve – a mintavételt koncentrikus körök mentén végezzük a fő- és mellékégtájaknak megfelelően (4. ábra). A középpontot, a szennyező forrást 1:10 000 léptékű térképre rajzoljuk be. A térképvázlaton 200, 500 és 1000 km sugarú köröket, valamint az uralkodó szélirányban 2000, 3000, 4000 és 5000 m sugarú legalább 120 fokos köríveket rajzolunk. A teljes körök mentén, az összes fő- és mellékégtájnak megfelelő sugarak metszéspontjában jelöljük ki a mintavételi helyeket. A 2000, 3000, 4000 és 5000 m sugarú köríveken szélirányban, a fő- és mellékégtájaknak megfelelő sugarú metszéspontokon, továbbá azok felezőpontjában is (tehát 22,5 fokonként) kell mintát venni (4. ábra).



4. ábra. Sugaras mintavételi rendszer légszennyező forrás esetén (Kádár, 1998b nyomán)



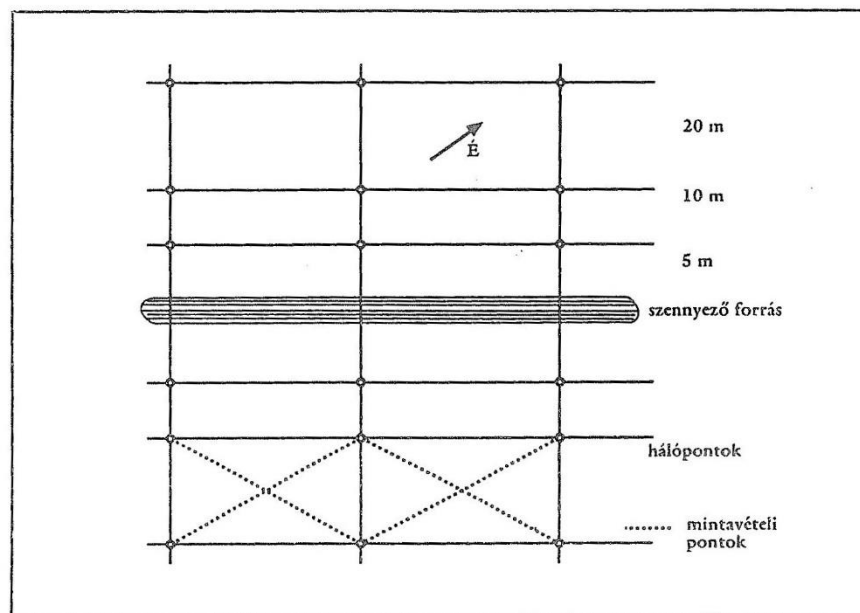
5. ábra. Sugaras mintavételi rendszer talajszennyező forrás esetén (Kádár, 1998b nyomán)

A felszíni mintákat 0-25 cm talajrétegből vesszük, az átlagminták tömege minimum 1 kg legyen. Amennyiben a terület mikrobiológiai szennyezettségét is vizsgáljuk, úgy külön mintavételre kerül sor. A szennyezőforrás körül a vizsgálatot olyan távolságig kell végezni, amelyen túl a vizsgált szennyezők (az adott meghatározási módszer hibáját figyelembe véve) a távolsággal már nem csökkennek. Amennyiben felmerül a mélyebb szennyezés gyanúja, a 20 x 20 m-es háló sarkain és átlói metszéspontjában (összesen 5 db) mélyfűrást végzünk mintaterenként, illetve az átlók metszéspontjaiban 1-1 talajszelvényt tárunk fel. Ebben az

esetben a szélirány nem befolyásolja a mintavételt, célunk pedig nemcsak a horizontális terjedés megismerése, hanem egyben a vertikális eloszlás vizsgálata.

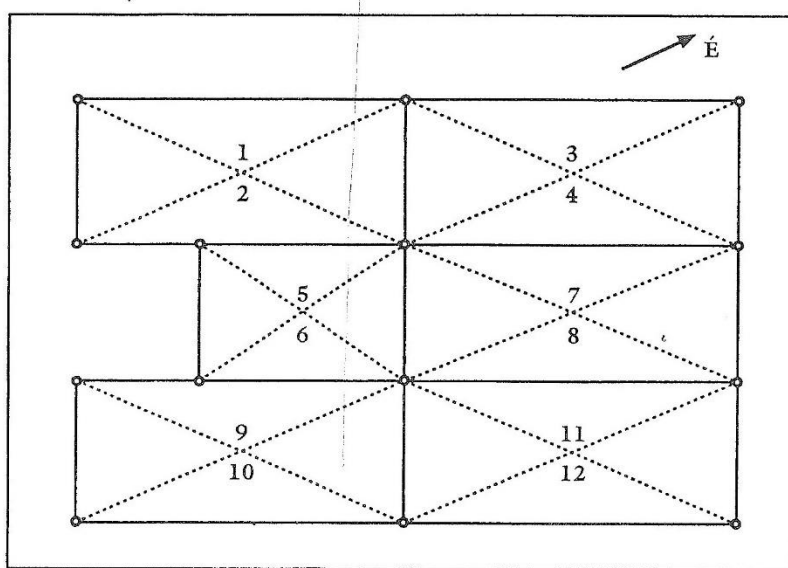
Talajban található pontszerű szennyező forrás esetén az 5. ábra szerinti elrendezést alkalmazzuk. A szennyező forrást középpontnak véve a térképre 10, 20, 50, 100, 200, 500, 1000 stb. méter sugarú köröket rajzolunk. A körök, illetve a fő- és mellékégtájaknak megfelelő sugarak metszéspontjaiban jelöljük ki a mintavételi helyeket (5. ábra).

Sávós mintavételi rendszer (lineáris emissziós terület mintázása): Autópályák, utak, vasutak, csatornák mentén a mintavétel rendszere követi a *lineáris szennyezőforrás* helyzetét. A mintavételi háló nyújtott téglalap alakú. A mintavételi pontokat autópályák, utak és vasutak esetén a szennyező forrástól 5, 10, 20, 50, 100 távolságban csatornák, ásványolaj-szállító csővezetékek esetén 5, 10 és 20 m távolságra kell kijelölnünk a lineáris szennyező forrás mindkét oldalán (6. ábra). A 2-2 átlagmintát a felszínen a hálók, illetve a mintavételi területek átlói mentén vesszük meg véletlenszerű leszúrással. Szükség szerint a háló sarok és átlójának metszéspontjaiban 5-5 mélyfúrásra kerülhet sor, melyek anyagát részben átlagmintákká egyesíthetjük vagy külön analizáljuk.



6. ábra. Sávós mintavételi rendszer (Kádár, 1998b nyomán)

Egyéb kisméretű szennyezett terület mintázása: Egyéb *kisebb méretű szennyezett terület* (régí szemétlerakó hely, gyárudvar stb.) mintázása során is érvényesülnek ugyanazon alapelvek, melyeket korábban már megfogalmaztunk. A mintázandó területet először bejárjuk és kijelöljük a mintavételi egységeket, megrajzoljuk vázlaton a talajhálót. Minimum 4-6 mintavételi egységet célszerű a helyi viszonyoknak megfelelően képezni, így 8-12 átlagmintát nyerünk. Az átlagmintákat a négyszögek átlói mentén haladva, jobbra és balra 20-20 leszúrással kapjuk felszíni mintázásnál. Mélyebb szennyezés gyanúja esetén a négyszögek sarkain és az átlók metszéspontjain végezhetünk mélyfúrásokat, talajszelvényt feltárást. Egy gyárudvar fedetlen felszínének talaj-mintavételi mátrixát a 7. ábra szemlélteti.



7. ábra. Fedetlen gyárudvar felszínének mintázása (Kádár, 1998b nyomán)

4.2.5. Mezőgazdasági táblák, diffúz szennyezett területek mintázása

Nagy kiterjedésű területek, mezőgazdasági táblák általános talajszennyezettségének jellemzése a felszínen átlagmintákkal, valamint szelvénymintákkal történik. Mintavétel előtt a területet bejárjuk, 1:10000-es léptékű térképen megjelölve az ott található létesítményeket. A vizsgálandó területet maximum 6 hektáros mintavételi parcellákra osztjuk és meghúzzuk a parcellák 2 átlóját. Az átlók mentén minimum 20-20 pontból részmintát veszünk a 0-20 cm rétegből, tehát 2-2 átlagmintát gyűjtünk mintavételi egységenként. A szelvényminták helyét lehetőleg a parcellák sarkain és az átlók metszéspontjain, reprezentatív helyen jelöljük ki és helyét a térképlapon feltüntetjük. A talajszelvényt jellemezni hivatott fúrásokat

talajfúró berendezéssel, kanálfúró fejjel a 0-20, 50-70, 100-120, 150-170 stb. cm mélységből vesszük lehetőleg a talajvíz szintjének eléréséig. Homoktalaj esetén minimum 3 m, egyéb talajon 2 m mélységig végezzük a mintavételt, a minták legkisebb tömege 0,5 kg.

A talaj szántott rétegének mintázására a standard *botfúró* szolgál, mely 20-25 leszúrásból kb. 1 kg mintát gyűjt. A bolygatatlan rét-legelőn a 10 cm mintavételi mélység szükségessé teszi a 25-30 leszúrását, hogy a kb. 1 kg átlagminta tömegét megkapjuk. Réteges mintavételnél is használható ez a fúró típus, amennyiben a talaj állapota lehetővé teszi, hogy 3 részletben (kiemeléssel) a 60 cm-ig lehatoljunk keveredés mentesen (beomlás mentesen). A mélyebb mintázásra 60 cm mélységig külön *rétegfúró* is szolgálhat. A fúróhoz tartozó mintavevő kanállal annyi minta vehető ki a fúró felvágott oldalából, hogy a minimális 20 leszúrásból összegyűlik kb. 1 kg talajminta. Elvégzendő a növények analízise is, mely külön mintavételt igényel.

4.2.6. Mintavétel a talaj mikrobiológiai vizsgálatához

Felszíni mintázás esetén a kijelölt pontokon a talajfelszínt megtisztítjuk a növényi maradványoktól, és steril kanállal 0-5 cm mélységből 100 g talajmintát gyűjtünk steril porüvegbe. Ezt követően ugyanezen a ponton 20 cm mély, 30 . 30 cm-es gödröt ásunk. A gödör falából 15-20 cm mélyen újra 100 g talajt veszünk steril kanállal, és egy újabb steril üvegbe helyezzük. Mintavételi területenként (ilyen pl. a négyzethálós rendszer egy négyzete) legalább 3 mintát veszünk, és azokat hűtőtáskában a laboratóriumba szállítjuk, ahol a feldolgozásig $+4^{\circ}\text{C}$ -on tároljuk. A feldolgozást lehetőleg 24, legkésőbb 48 órán belül el kell végezni. *Szelvények rétegenkénti mintázásakor* rétegfúrót használunk. A fúrófejben felhozott talajminta felső vékony rétegét steril késsel levágjuk, és az előre előkészített polietilén zacskóba tesszük. A megmaradt talajfelületről steril kanállal 100 g mintát veszünk, és steril üvegbe helyezzük. A mintákat a fent leírtak szerint szállítjuk és tároljuk.

4.2.7. Talajvíz mintavétel kémiai vizsgálatokhoz

Szennyezett vagy feltételezhetően szennyezett területek mintavétele során, ha a talajvíz szintje 5 m-nél magasabban van, a talajvízből is mintát kell vennünk, de indokolt esetben a mélyebben elhelyezkedő talajvíz mintázása is szükséges lehet. A talajvíz mintavétele *fúrásból* vagy *nyílt feltárásból* végezhető. Ha a talajvízmintát *fúrásból* vesszük, az MSZ

21464 szabvány szerint kell eljárni. A talajvízmintát kizárólag a vizsgálandó rétegből vegyük, hogy más rétegeket a mintavételből teljesen kizárjunk. A mintavétel előtt bizonyos esetekben tisztító szivattyúzást kell végezni. Talajvíz mintát gyűjthetünk azon szelvényekből, ahol elérjük a vizet. Hasonlóképpen vízmintát vehetünk talajvízkútból, rétegvízből, drénvízből, belvízből, felszíni álló vagy folyóvizekből. A mintavevő edénnyel minden esetben annyi mintát veszünk, hogy a 2 literes folyadékedény megteljen. A jól zárható műanyag flakonba néhány csepp kloroformot vagy toluolt adunk tartósítás céljából.

Amennyiben a folyamatos mintavételhez *talajvíz figyelő kutakra* van szükség, a kijelölt helyen talajfúróval olyan átmérőjű lyukat fúrunk, hogy egy PVC cső behelyezhető legyen. A cső perforált vége 50 cm mélyen a talajvíz adó rétegbe kerül, fedéllel zárható teteje a talajfelszín felett 20-30 cm magasan, jól láthatóan, jelzőoszloppal megjelölve helyezkedik el. A legalább 10 cm belső átmérőjű csőben zsineggel leereszthető az 5-7 cm átmérőjű, 2-3 dl űrtartalmú rozsdamentes acél mintavevő edény.

A talajvízmintákat a talajmintákhoz hasonlóan *azonosítóval* látjuk el és a mintavételről *jegyzőkönyvet* veszünk fel. A mintákat az előírt helyszíni vizsgálatokat követően (hőmérséklet, szín stb. megállapítása) lehetőleg hűtőtáskában szállítjuk a laboratóriumba.

4.3. Környezetvédelmi analitikai eljárások (Simon László)

A talajt és a talajvizet szennyező fémek és szerves anyagok mennyiségét és minőségét szabványban rögzített *laboratóriumi módszerek* alapján határozzuk meg. Az *analitikai eljárás* kiválasztásánál fontos szempont a megfelelő *érzékenység* (a megengedett határérték koncentrációk környékén a szennyezőanyag-tartalom jól mérhető legyen), *szелеktivitás* és *reprodukálhatóság* (ismert tisztasági fokú reagensek és az előírt megismételhetőséget biztosító műszerek és berendezések alkalmazása). A hazai és nemzetközi szabványok a *műszeres analitikai eljárásokat* részesítik előnyben, melyek csaknem teljesen kiszorították a hagyományos analitikai módszereket. Az alábbiakban néhány olyan műszeres analitikai eljárást ismertetünk, melyek a környezetvédelmi jellegű vizsgálatok során nehézfémek és toxikus elemek, illetve szerves szennyező anyagok meghatározását teszik lehetővé.

Az *atomabszorpciós spektrometria* (angolul atomic absorption spectrometry, elterjedt rövidítése AAS) az elemek meghatározásának olyan analitikai módszere, amely a szabad atomok fényelnyelő (abszorbeáló*) képességének mérésén alapszik. A mérési módszer elve az, hogy egy elem alapállapotú szabad atomjai abszorbeálják (elnyelik) az illető elem emissziós rezonanciavonalainak megfelelő hullámhosszú karakterisztikus sugárzást. (Az

atomos állapotú fémgőz elnyeli az átbocsátott fénysugár egy részét.) A fényelnyelés mértéke a meghatározandó elem fényútban levő atomjainak koncentrációjától függ. Az eredeti fénysugár intenzitásának csökkenése egy optikai rendszer segítségével számszerűsíthető, ebből pedig a mért elem koncentrációja kiszámolható. A szabad atomokat a minta magas hőmérsékletű lángba porlasztásával, vagy elektromos fűtésű grafitkemencével állítjuk elő. A fémek nagy része kb. 2200-2300 °C-os acetilén-levegő láng alkalmazásával meghatározható, egyes fémek meghatározásához kb. 2000 °C-os dinitrogén-oxid – acetilén láng szükséges. Ismert koncentrációjú oldatokkal felvett kalibrációs egyenes segítségével az ismeretlen koncentrációjú oldat töménysége megállapítható. Az atomabszorpciós spektrometria a modern műszeres analízis egyik leggyakrabban alkalmazott eljárása igen kis mennyiségű fémion gyors meghatározására. Környezetvédelmi jellegű talaj-, növény-, víz- és levegőmintákban rendkívül pontosan lehet ezzel a technikával nehézfémek és toxikus elemek koncentrációit mérni.

A *plazmaemissziós spektrometria* (angolul inductively coupled plasma atomic emission spectrometry, elterjedt rövidítése ICP vagy ICP-AES) a vizsgált minták elem-összetételéről nyújt felvilágosítást. Az ICP készülékben kvarc csövekből álló plazma égő található, ide porlasztjuk be a vizsgálandó minta oldatát argon vivőgázzal. Az égőben nagyfrekvenciás árammal 8-10000 °K-os plazmát indukálunk. Az elgőzöltetett minta atomizálódik, az atomok pedig – részleges ionizáció közben – vegyértékelektronjaik gerjesztése révén, hullámhossz szerint élesen elhatárolt vonalakkal álló színeképet emittálnak. Az emittált fény olyan optikai rendszerbe jut, ami 190-800 nm közötti spektrális bontást végez, és lehetővé teszi, hogy egyszerre akár 40-50 elem jellemző emissziós vonalának intenzitását mérjük. A készülékbe épített számítógép ezeket az adatokat azonnal fel is dolgozza, és az eredményt (a vizsgált elemek koncentrációját) kiírja. Az atomabszorpciós spektrometriához hasonlóan a plazmaemissziós spektrometria is relatív módszer, azaz a mennyiségi kiértékelést a vizsgálandó elemet ismert koncentrációban tartalmazó mintákkal való összehasonlítás alapján végzik. Az ICP technikával környezetvédelmi jellegű mintákból egyszerre általában 20-25 elem koncentrációját határozzák meg. A meghatározható elemek körébe tartozik valamennyi fém, átmeneti fém és a nemfémek közül a kén és a foszfor.

A *gázkromatográfia* (angolul gas chromatography, elterjedt rövidítése GC) azon az elven alapul, hogy a meghatározandó anyag megoszlik az álló fázis (nagy felületű oszloptöltet, pl. szilikagél, alumínium-oxid, aktív szén vagy folyadékfilm) és a vivőgáz (hélium, argon, nitrogén, hidrogén) között, miközben a vivőgáz a minta gázfázisú összetevőivel (mozgó fázis) áthalad az álló fázison. A minta komponensei rövidebb vagy hosszabb ideig

megkötődnek az oszlop tölteten, ezáltal különböző időben hagyják el az elválasztó oszlopot és így szétválnak egymástól. Az oszlopból kilépő vivőgázt érzékelőkön (detektorokon) vezetik át, amely az egyes komponensek megjelenésekor az alkotórészek mennyiségével arányos jelet ad. A detektálás az alkotók valamilyen fizikai vagy kémiai tulajdonsága (törésmutató, fényabszorpció, villamos- vagy hővezető képesség) alapján történik. A kapott jel a beépített regisztráló berendezés segítségével grafikusán ábrázolható, melynek alapján a szétválasztásra jellemző kromatogramot kapunk. A gázkromatogramon látható csúcsok helyéből a komponensek minőségére következtetnek, a csúcsmagasság és a haranggörbe alatti terület alapján pedig mennyiségi értékelést végeznek standardok segítségével. A gázkromatográfia nem csak gáznemű anyagok szétválasztására alkalmas, hanem olyanokéra is, amelyek szobahőmérsékleten folyadékok vagy szilárdak ugyan, de nagyobb hőmérsékleten (400 °C-ig) bomlás nélkül gőzzé alakíthatók. A gázkromatográfias eljárás széleskörűen alkalmazható szerves talajszennyezők (pl. peszticidek, poliklórozott bifenilek, aromás szénhidrogének) meghatározására, segítségével rövid idő alatt igen kis mennyiségű (mikrogrammnyi, milligrammnyi) szennyezőanyagot is ki lehet mutatni.

A *nagynyomású folyadékkromatográfia* (angolul high performance liquid chromatography, elterjedt rövidítése HPLC) a hagyományos oszlopkromatográfia elvének és a gázkromatográfiával kapcsolatosan szerzett műszerszerkesztési tapasztalatoknak az egyesítésével alakult ki. A HPLC technika olyan automatizált, nagynyomású kromatográfias eljárás, amelyben a mozgó fázis folyadék (szemben a gázkromatográfiával, ahol a mozgó fázis gáz), az álló fázis pedig szilárd vagy folyadék halmazállapotú. A nagynyomású folyadékkromatográfok oszlopai 2-40 µm szemcseméretű szilikagél, kovasavgél, műgyanta stb. töltetet tartalmaznak, melyen 1-35 MPa (egyes esetekben 50-70 MPa) túlnyomással áramoltatják át a mozgó fázist (eluent). Az álló fázis minősége szerint adszorpciós, megoszlásos, ioncserés és ionpár folyadékkromatográfias eljárásokat ismerünk. Az oszlopot elhagyó eluensben az elválasztott komponensek koncentrációja fotometriás, fluorimetriás, elektrokémiai, törésmutató stb. típusú érzékelőkkel (detektorokkal) folyamatosan nyomon követhető. A kapott folyadékkromatográfias kromatogram olyan diagram, melyen az idő (esetleg az eluent térfogat) függvényében olvasható le a minta koncentrációjával arányos jel. A kromatogramok mennyisége és minőségi kiértékelése a gázkromatográfiához hasonlóan történik, ez esetben is elengedhetetlen az ismert összetételű és koncentrációjú összehasonlító vegyületek (standardok) alkalmazása. A nagynyomású folyadékkromatográfia előnye a gázkromatográfiához képest, hogy nem illékony vegyületek meghatározására is alkalmas. A HPLC technika sokoldalúan alkalmazható szerves

talajszennyezők (pl. peszticidek, policiklusos aromás szénhidrogének, felületaktív anyagok stb.) meghatározására. Rendkívül érzékeny analitikai eljárásról van szó, néhány mikroliternyi mintából nanogrammmnyi mennyiségek is kimutathatók.

A *fotometria* és a *spektrofotometria* a koncentráció optikai úton való meghatározásának egyik módja, mely színes vagy ilyen vegyületté alakítható anyagok koncentrációjának meghatározására alkalmas. A mérés során az ismeretlen koncentrációjú oldat fényelnyelését (abszorbanciáját) fénylektromos detektorokkal mérjük, majd összehasonlítjuk egy vagy több, a vizsgálandó anyagot ismert koncentrációban tartalmazó oldat színének abszorbanciájával. A spektrofotometria gyakran alkalmazott módszer a szennyezett talaj széntetrakloriddal kivonható apoláris szennyezőinek (benzin, finomított olajok, nyersolaj) meghatározására.

Irodalom (4.2. és 4.3. fejezet)

1. BARÓTFI I. (szerk.), 1991. Környezettechnika kézikönyv. Környezettechnikai Szolgáltató Kft, Radó Nyomda, Eger.
2. BOHN, H.L., MCNEAL, B.L., O'CONNOR, G.A., 1985. Talajkémia. Mezőgazdasági Kiadó-Gondolat Kiadó, Budapest.
3. BUZÁS, I. 1988. Talaj- és agrokémiai módszerkönyv 2., Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
4. GASZTONYI K., 1983. Műszeres analízis I. Kertészeti Egyetem, Budapest (egyetemi jegyzet).
5. KÁDÁR I., 1998a. Talaj és környezet szennyeződése. GATE Mezőgazdasági Főiskolai Kar, Gyöngyös (főiskolai jegyzet).
6. KÁDÁR I., 1998b. A szennyezett talajok vizsgálatáról. Kármentesítési kézikönyv 2. Környezetvédelmi Minisztérium, Budapest.
7. KÖRNYEZETVÉDELMI TALAJVIZSGÁLATOK, Magyar Szabvány sorozat (ld. melléklet).
8. LÁNG I., 1993. Környezetvédelmi Lexikon. Akadémiai Kiadó és Nyomda, Budapest.
9. MSZ-21470-1:1998. Környezetvédelmi talajvizsgálat. Mintavétel.
10. NEUMÜLLER, O.-A. (szerk.), 1981. Römpp Vegyészeti Lexikon, 1. kötet, Műszaki Könyvkiadó, Budapest.
11. NEUMÜLLER, O.-A. (szerk.), 1982. Römpp Vegyészeti Lexikon, 2. kötet, Műszaki Könyvkiadó, Budapest.
12. NEUMÜLLER, O.-A. (szerk.), 1983. Römpp Vegyészeti Lexikon, 3. kötet, Műszaki Könyvkiadó, Budapest.
13. NEUMÜLLER, O.-A. (szerk.), 1984. Römpp Vegyészeti Lexikon, 4. kötet, Műszaki Könyvkiadó, Budapest.
14. PAPP, S. és S. KÜMMEL, R., 1992. Környezeti kémia. Tankönyvkiadó, Budapest.

15. PUNGOR, E. (szerk.), 1987. Analitikai kézikönyv. Műszaki Kiadó, Budapest.
16. WEISSRMEL, K.H. és J. ARPE, 1993. Ipari szerves kémia. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest

4.4. Talajhigiénés normák és talaj-határértékek (Horváth Amanda)

Az emberi élet- és termelőtevékenység hatására a talajba különböző szennyezőanyagok jutnak, amelyek annak természetes összetételét megváltoztatják. A talajszennyező anyagok így egyrészt előidézhetik a mikroelemek koncentrációjának káros mértékű megemelkedését, másrészt a talajba kerülhetnek természetidegen és káros hatású szerves anyagok, vegyületek. Az így létrejött talaj-összetétel az élőszervezetek közvetlen vagy közvetett ártalmához vezethet és több esetben vezetett is. Jogos ezért az a törekvés, hogy a vízhez és a levegőhöz hasonlóan, a talajra vonatkozóan is megállapításra kerüljenek az egyes komponensek és vegyületek azon koncentrációi, amelyek mai tudásunk szerint nem idézik elő az élő szervezetek károsodását.

4.4.1. Talajhigiénés normák

A talajban egy adott anyag maximálisan megengedhető koncentrációjának meghatározását jelenleg két irányból közelítik meg. Az egyik meghatározási mód kísérleti, jól megválasztott rendszereken elvégzett vizsgálatok eredményein alapul. Ilyen megközelítéssel kerülnek kidolgozásra a *talajhigiénés normák*. A másik módszer a gyakorlatban előforduló esetekből, szennyezésekből indul ki, keresve azt a koncentráció vagy mennyiségi értéket, amely mellett káros - legtöbbször növénykárosító - hatás már nem jelentkezik, és ezt a koncentrációt fogadják el eltűrhető határértékként.

A fentiekből következik, hogy *különbséget kell tenni a talajhigiénés norma és a határérték között*. Az *egyedi talajhigiénés norma* valamely komponensnek azon koncentrációja, amelynek előfordulása esetén az élőszervezetek károsodása nem várható. A norma megállapítására irányuló kísérleteket és vizsgálatokat olyan talajon kell végezni, amelynél a talajvíz, a növényzet, a levegő szennyeződése és a talaj biológiai életének károsodása leginkább várható, vagyis az ún. „legrosszabb” körülmények között. Ez esetben feltételezhető, hogy a kapott eredmény talajfajtától függetlenül biztonságot nyújt az élő szervezetek, elsősorban az ember számára. Ennek a követelménynek a szerves és szervetlen kolloidokat csak igen kis mennyiségben tartalmazó, gyengén savanyú homoktalaj felel meg.

A talaj komponensei akkor jutnak legkönnyebben a transzfer* közegekbe, ha vízben oldható állapotban vannak. A kísérleti rendszerekbe ezért a vizsgálandó komponenst különböző koncentrációjú vizes oldatokban, és ha vízben nem oldódik más oldószerben

oldva kell bevinni. A talajhigiénés normák kidolgozásánál a következő szempontokat kell figyelembe venni:

A talajban lévő káros anyagok az esetek döntő többségében a talajjal közvetlen kapcsolatban lévő közvetítő közegek útján jutnak az emberi szervezetbe, bár az utóbbi időben bizonyították, hogy minden ember, minden nap „megeszik” talajt kis mennyiségben, ezért az ellenőrző számításoknak erre a tényre is ki kell terjedniük. A talajnormák kidolgozásának elméleti alapjai ezért eltérnek a vízre, a környezeti levegőre és az élelmiszerekre vonatkozó határértékek meghatározásának kritériumaitól. Az ártalmak kialakulásában a következő kapcsolatok a legfontosabbak:

talaj – növény – ember,

talaj – növény – állat – ember,

talaj – víz – ember,

talaj – levegő – ember.

A normák megállapítása során, a fentiekből következően, a növényben, a vízben és a levegőben létrejövő szennyezettséget szükséges figyelembe venni. Közegészségügyi szempontból is alapvető jelentőséget tulajdonítunk a talajban végbemenő biológiai folyamatoknak. Ezért a talajnormák megállapítása során, az említetteken kívül, vizsgálni szükséges, hogy milyen hatással van az adott komponens az anyagszere-körforgásban résztvevő talaj-mikroorganizmusok tevékenységére, mennyiségére.

A talaj károsanyag-tartalmára visszavezethető levegő-, víz- és növény-szennyezés értékelésénél mindig az érvényben lévő határértékeket vesszük alapul. Határérték hiányában a vizsgálandó anyag, illetve komponens toxikológiai minősítése is szükséges. A fentieket összefoglalva, a talajnormák kidolgozását az alábbi kritériumokra alapozzuk:

- toxikusság (mérgező képesség),
- perzisztencia (az anyag lebomlásának ideje a talajban),
- vízszennyezés (migráció),
- levegőszennyezés (levegőmigráció),
- növényi felvétel (transzlokáció),
- talaj mikroorganizmusokra gyakorolt hatás.

A talajhigiénés normák kidolgozása két lépésben történik, az első munkafázisban laboratóriumi oszlopkísérletekkel, tenyészedény kísérletekkel, levegőmigrációs vizsgálatokkal és mikrobiológiai analízissel megállapítjuk a normát meghatározó kritériumot, vagyis azt a közeget, amelynél a legkisebb megengedhető koncentrációt kapjuk, ez a limitáló tényező.

A vizsgálat második munkafázisában természetes körülmények között kell dolgozni. A laboratóriumi körülmények között csak a tájékoztató norma-értéket lehet megállapítani, ezért az itt kapott koncentrációt természetes körülmények között, a „legrosszabb” feltételek mellett ellenőrizve, állapíthatjuk meg a tényleges talajhigiénés normát. Az 5. táblázatban a fenti metodikával kidolgozott szervetlen és szerves szennyezőanyagokra vonatkozó hazai talajhigiénés normákat ismertetünk.

5. táblázat. Szervetlen és szerves szennyezőanyagokra vonatkozó hazai talajhigiénés normák

Szennyezőanyag	Talajhigiénés norma (mg/kg)
As	7
Cd	3
Cr (összes)	50
Cr (VI)	0,05
Cu	50
Hg	2
Pb	20 + háttér
Benz(α)pirén	1
Fenol	50
Formaldehid	7
Izopropil-benzol	0,5
Metanol	20
Kőolaj (fp > 90 °C)	100

A felsoroltakon kívül még 48 különböző peszticidre rendelkezünk talajhigiénés normával, melyek közül néhányat a 6. táblázatban mutatunk be.

6. táblázat. Néhány peszticidre vonatkozó hazai talajhigiénés norma

Peszticid	Talajhigiénés norma (mg/kg)	Peszticid	Talajhigiénés norma (mg/kg)
Atrazin	0,5	Metil-parathion	0,1
DDT	0,1	Simazin	0,2
Diklórfosz	0,1	Tetraklórvinfosz	1,4
Dimetoát	0,3	Trifluralin	0,2
χHCH	0,1	Triklórfon	0,5
Lenacil	1,0	Zineb	1,8
Malathion	2,0		

4.4.2. Kombinált talajhigiénés normák

Az eddigiek során csak az egyedi normákkal foglalkoztunk. A gyakorlatban azonban sokszor nem egy szennyező komponens fordul elő a talajban, hanem egyszerre több (példaként említhető az ólomkohók környezetében bekövetkező szennyezés). *A kombinált normák* kidolgozására irányuló vizsgálatok eredményei azt mutatták, hogy As-Pb-Cd együttes előfordulása esetén számítani kell az As és a Cd intenzívebb növényi felvételére. Jelenleg nincsenek kombinált talajnormák, de a fentiek tükrében, a kombinált szennyezések esetében az egyedi talajnormákat fokozott óvatossággal kell alkalmazni. Célszerű a talaj szennyezettségének elbírálásánál a fémtartalmat a határértékek %-ában is figyelembe venni, és a százaléktételek 100-at meghaladó összegét kifogásolni.

4.4.3. Talaj-határértékek

A szennyezési esetek és károk elemzésén alapuló *talaj-határérték* mindig egy adott talajra és meghatározott környezeti viszonyokra vonatkozik. Legtöbbször alapvető kritérium a növényi károsodás mértéke, a terméseredmények csökkenése. Általában a növényi vizsgálatokkal nem párosulnak vízmigrációs és levegőmigrációs megfigyelések, ezeket más-más esetek kapcsán vizsgálják. Az így kapott koncentráció értékek gyakran nagyobbak a talajhigiénés normáknál, és teljes biztonsággal *nem tekinthetők általános érvényűeknek*. A határérték egy eltűrhető szennyezési szint, amely az érzékeny élő szervezetek kis hányadának károsodását megengedi, és gyakran csak egy vagy kétféle kritérium vizsgálatán alapul. A technikai és gazdasági viszonyok esetenként kikényszeríthetik, hogy a higiénés normáknál nagyobb koncentrációk kerüljenek elfogadásra, ezek az értékek azonban csak eltűrt határértékek és nem higiénés normák.

A határértékek megállapításának szempontjából az anyagokat, illetve komponenseket legalább két nagy csoportra lehet osztani. Az egyik csoportba sorolhatók a szervesetlen komponensek, a másik csoportban említhetők a talajban rövidebb vagy hosszú idő alatt mineralizálódó* szerves vegyületek/anyagok.

A *szervesetlen szennyezők* fontos csoportját alkotják a mikroelemek. Ezek a talajban eredendően is előforduló alkotórészek, és a határérték megállapításánál a háttérszintet mindig figyelembe kell venni. Földünk mikroelem háttér koncentrációja viszonylag tág

határok között változik, amint ez a 7. táblázat adataiból is látható (ld. még 2. táblázat). A közölt értékek az adott elem talajban lévő összes mennyiségére vonatkoznak.

7. táblázat. A talajban természetesen előforduló elemek szórásstartománya különböző szerzők szerint

Komponens (mg/kg)	Szórásstartomány			Világ átlag
	Tietjen (15)	Bohn (3)	Bear (1)	Bohn (3)
As	1 - 50	1 - 50	2 - 20	5
B	2 - 100	3 - 40	5 - 30	-
Be	0,1 - 10	0,2 - 10	1 - 5	1
Cd	0,01 - 1	0,01 - 7	0,1 - 1	0,06
Co	1 - 50	1 - 40	1 - 10	8
Cr	1 - 100	5 - 1000	10 - 50	20
Cu	2 - 100	2 - 100	5 - 20	20
F	10 - 500	10 - 1000	50 - 200	-
Ga	-	10 - 80	-	-
Hg	0,01 - 1	0,02 - 0,2	0,02 - 0,1	0,05
Mn	100 - 4000	200 - 2000	-	850
Mo	0,2 - 10	0,2 - 5	1 - 5	2
Ni	1 - 100	10 - 1000	10 - 50	40
Pb	0,1 - 10	2 - 200	0,1 - 5	10
Se	0,1 - 10	0,1 - 2	0,1 - 2	0,5
Sn	-	< 5	-	-
Ti	-	1000 - 10000	-	-
V	-	20 - 500	-	150
Zn	10 - 300	10 - 300	10 - 50	50

Megfigyelhető, hogy a szórásstartomány általában két nagyságrendet fog át, míg a leggyakrabban előforduló koncentrációk (Bear adatai) már egy nagyságrenden belül mozognak.

Hazánkban talaj-határtértékek nincsenek érvényben. A talaj szennyezettségének megítéléséhez a Mezőgazdasági és Élelmezésügyi Ágazati Műszaki Irányelv MI-08-1735-1990. „Szennyvizek és szennyvíziszapok termőföldön történő elhelyezése“ 17. táblázata rögzít határértékeket, és az egyes értékeket a kation-cserélő kapacitáshoz is hozzárendeli. (8. táblázat). Bár a megadott értékek elsősorban a mezőgazdasági talajok terhelhetőségére vonatkoznak, a gyakorlatban a talajok mikroelem szennyezettségének megítélésénél is általában ezeket alkalmazzuk.

A *szerves anyagokra/vegyületekre* sokkal kevesebb határértékünk van, az említett Műszaki Irányelv az adszorpciós kapacitástól függetlenül, a maximálisan megengedhető ásványolaj tartalmat 100 mg/kg-ban, a policiklusos aromás szénhidrogének (PAH) koncentrációt 1 mg/kg-ban határozza meg. Mezőgazdasági hasznosítás és elhelyezés esetén a szennyvíziszapokban a benz(α)pirén, a krizén, az indenopirén, a benz(β)-fluorantén és a

fluorantren tartalmat komponensenként is meg kell határozni, azonban ha 16 PAH vegyület kerül meghatározásra, az összes PAH tartalom akkor sem lépheti túl a 2 mg/kg-ot.

8. táblázat. Különböző elemek megengedhető maximális mennyisége a talajban szennyvíziszap hasznosítás és elhelyezés esetén (MI-08-1735:1990 ágazati műszaki irányelv alapján)

Elem (mg/kg)	Adszorpciós kapacitás (mgeé/100 g talaj)			Megjegyzés
	5-15	15-25	25-35	
As	7	10	15	
B	100	100	100	
Be	10	10	10	+
Cd	1	2	3	+ 0
Co	50	50	50	
Cr	75	100	100	x 0
Cu	75	100	100	x 0
F	500	500	500	
Hg	1	1	1	+ 0
Mo	10	10	10	
Ni	50	50	50	x 0
Pb	100	100	100	x 0
Se	10	10	10	
Zn	200	250	300	x 0

Megjegyzés: Az adatok száraz talajra vonatkoznak. + különös elővigyázat szükséges.

^x komló- és szőlőültetvényekben, valamint 5%-nál több CaCO₃-ot tartalmazó talajokban 25 %-kal több is megengedhető. ⁰ gyepkultúrák esetében 6,5 pH érték alatt a közölt értékek fele érvényes.

Számos olyan komponens van, amelyekre nem rendelkezünk hazai határértékkel, ilyen esetekben a külföldön alkalmazott értékeket szoktuk használni. A 9. táblázatban összefoglaltuk a különböző országokban a tiszta talajokra jelenleg alkalmazott határértékeket.

A táblázatból kitűnik, hogy az egyes országok határértékeiben jelentős eltérések mutatkoznak, különösen az Egyesült Királyságban használnak számunkra elfogadhatatlanul magas határértékeket egyes komponensek esetében. A határértékekben nagyon jól tükröződik valamely ország talajának általános minősége. Magyarországon a talajok háttérszintje igen kedvező, esetenként a világátlagnál is jóval alacsonyabb, ezért mindent meg kell tenni, nehogy talajainkat, átvéve valamely nyugati határértéket, elszennyezzük. Lehetőleg meg kellene őrizni a háttér értékeket és ezt a határértékeinkben is kifejezésre kellene juttatni.

9. táblázat. A tiszta talajra vonatkozó határértékek különböző országokban

Komponens (mg/kg)	Kanada (5)	Németország (6)	Hollandia (11)	Berlin (2)	Svájc (13)	Egyesült Királyság (4)
Antimon	20	-	-	-	-	-
Arzén	5	20	29	5	-	10
Bárium	200	-	200	-	-	-
Berillium	4	-	-	-	-	-
Bór	1	-	-	-	-	3
Cink	50	120	140	250	200	300
Ezüst	2	-	-	-	-	-
Fluor	200	-	-	250	400	-
Higany	0,1	0,3	0,3	0,25	0,8	1
Kadmium	0,5	0,6	0,8	1	0,8	3
Kobalt	10	-	20	50	25	-
Króm (összes)	20	100	100	75	75	600
Króm (VI)	2,5	-	-	2,5	-	25
Molibdén	2	-	10	-	5	-
Nikkel	20	-	35	100	50	70
Ólom	25	50	85	50	50	500
Ón	10	20	50	-	-	-
Réz	30	40	36	100	50	130
Szelén	1	-	-	-	-	3
Tallium	0,5	0,5	-	-	1	-
Vanádium	25	-	-	-	-	-
B(a)P	0,1	0,2	0,025	-	-	-
PAH összes		1,0	1	5	-	-
PCB	0,1	-	0,02	0,5	-	-
PCDD/F	0,00001	-	-	0,00004	-	-

B(a)P = benz(α)pirén, PCB = poliklórozott bifenilek, PCDD/F = poliklórozott dibenzo-dioxinok és -furánok

Újabban, a külföldi példák hatására, kezdeményezések vannak az ún. *funkciókhoz rendelt határértékek* bevezetésére. Jelenleg világszerte igen sok helyen, főleg az ipari üzemek területén, szennyezett a talaj. A súlyosabb következmények elkerülésére ezen talajok tisztítása elkerülhetetlen. A kérdés az, hogy milyen mértékig szükséges a talajt megtisztítani. Optimális eset az lenne, ha a tiszta talajokra vonatkozó határértékek eléréséig tisztítanák a talajokat, azonban ez rendkívül költséges. Így vetődött fel, hogy meg kell határozni az adott terület további használatát és a különböző használati módokhoz (funkciókhoz) különböző határértékeket kell rendelni. Megkülönböztetnek multifunkcionális határértékeket, ezek általában megfelelnek a tiszta talajokra vonatkozó értékeknek, mezőgazdasági, ipari/kereskedelmi és lakó/park területekre vonatkozó határértékeket. Példaként a 10. és 11. táblázatban a Kanadában használt értékeket mutatjuk be. Jól látható, hogy a legtöbb anyag esetében a mezőgazdasági használatú talajokra a legszigorúbbak az értékek, míg az ipari és kereskedelmi területeken sokszor igen magasak a határértékek.

10. táblázat. Különböző használatú talajok megtisztítási határértékei Kanadában szerves komponensekre vonatkozóan (CCME, 1991 alapján)

Komponens (mg/kg)	Mezőgazdasági terület	Lakó/park terület	Kereskedelmi/ ipari terület
MONOCIKLUSOS AROMÁS SZÉN-HIDROGÉNEK			
Benzol	0,05	0,5	5
Monoklór-benzol	0,1	1	10
1,2-diklórbenzol	0,1	1	10
1,3-diklórbenzol	0,1	1	10
1,4-diklórbenzol	0,1	1	10
Etil-benzol	0,1	5	50
Sztirol	0,1	5	50
Toluol	0,1	3	30
Xilol	0,1	5	50
FENOL VEGYÜLETEK			
Nem klórozottak (egyenként)	0,1	1	10
Klórfenolok (egyenként)	0,05	0,5	5
POLICIKLUSOS AROMÁS SZÉN-HIDROGÉNEK (PAH)			
Benz(α)antracén	0,1	1	10
Benz(α)pirén	0,1	1	10
Benz(β)fluorantén	0,1	1	10
Benz(k)fluorantén	0,1	1	10
Dibenz(a,h)antracén	0,1	1	10
Indeno(1,2,3-c,d)pirén	0,1	1	10
Naftalin	0,1	5	50
Fenantrén	0,1	5	50
Pirén	0,1	10	100
KLÓROZOTT SZÉN-HIDROGÉNEK			
Klórozott alifásak (egyenként)	0,1	5	50
Klórbenzolok (egyenként)	0,05	2	10
Hexaklórbenzol	0,05	2	10
Hexaklór-ciklohexán	0,01	-	-
PCB-k	0,5	5	50
PCDD-k és PCDF-ek	0,00001	0,0001	-
EGYÉB SZERVES VEGYÜLETEK			
Nem klórozott alifásak (egyenként)	0,3	-	-
Ftálsav észterek (egyenként)	30	-	-
Kinolin	0,1	-	-
Tiofén	0,1	-	-

„Klórbenzolok“ = minden tri- és tetraklórbenzol izomer és a pentaklórbenzol

PCB-k = poliklórozott bifenilek és -terfenilek

PCDD-k és PCDF-ek = poliklórozott dibenzo-dioxinok és -furánok 2,3,7,8-TCDD toxikus egységben kifejezve

Elvileg hazánkban is lenne esetleg lehetőség a funkciókhoz rendelt határértékek alkalmazására, nehezíti a helyzetet azonban az, hogy egy adott terület használata jelenleg nem tekinthető véglegesnek. Amennyiben megengedünk egy nagy ipari határértéket, semmi biztosítékunk nincs arra, hogy a későbbiekben ezen a területen nem lesznek családi házak. Megoldást jelenhet, ha a telekkönyvbe bevezetik a talaj szennyezettségét és a használati kötelezettséget.

11. táblázat. Különböző használatú talajok megtisztítási határértékei Kanadában szervesen komponensekre vonatkozóan (CCME, 1991 alapján)

Komponens (mg/kg)	Mezőgazdasági terület	Lakó/park terület	Kereskedelmi/ ipari terület
Antimon	20	20	40
Arzén	20	30	50
Bárium	750	500	2000
Bór (vízoldható)	2	-	-
Berillium	4	4	8
Cianid (szabad)	0,5	10	100
Cianid (összes)	5	50	500
Cink	600	500	1500
Ezüst	20	20	40
Fluorid (összes)	200	400	2000
Higany	0.8	2	10
Kén (elemi)	500	-	-
Kadmium	3	5	20
Kobalt	40	50	300
Króm (összes)	750	250	800
Króm (VI)	8	8	-
Molibdén	5	10	40
Nikkel	150	100	500
Ólom	375	500	1000
Réz	150	100	500
Szelén	2	3	10
Tallium	1	-	-
Vanádium	200	200	1500
pH	6 - 8	6 - 8	6 - 8
Elektromos vezetés (mS/cm)	2	2	4

Hollandiában szintén alkalmaznak különböző határértékeket, azonban ez nem a használati funkcióhoz, hanem a talaj megtisztításához kapcsolódik. Megkülönböztetik a tiszta talajt, ehhez az „A” értéket rendelték, továbbá azt a koncentrációt, amelynek elérése esetén a talaj tisztítása szükséges, ez a „C” érték (intervenciós érték). Lehetséges a talajban olyan koncentráció, amely meghaladja az „A” értéket, de nem éri el a „C” szintet. Még eltűrhető szennyezésnek tekinthető az (A+C)/2 koncentráció. A 12. táblázatban adjuk meg a holland határértékeket.

A külföldi határértékek közül leggyakrabban a holland értékekre történik hivatkozás. Meg kell azonban jegyezni, hogy a holland határértékek az ottani talajviszonyok között alkalmazhatók, hazai bevezetésükhöz elengedhetetlen a hazai talajok háttérértékének és más jellemzőinek ismerete.

Az utóbbi időben kezdeményezték a holland határértékek felülvizsgálatát, általában az értékek csökkentését. Az elvégzett ökotoxikológiai vizsgálatok és a humán kockázat becslése azt mutatta, hogy a „C” értékek általában már nem megengedhetők.

12. táblázat. Holland határértékek a talaj szennyezettségének megítéléséhez (Eikman és Kloke nyomán, 1993)

Szennyezőanyagok* (mg/kg)	„A” érték	„C” érték
FÉMEK		
As	29	55
Ba	200	625
Cd	0,8	12
Co	20	240
Cr	100	380
Cu	36	190
Hg	0,3	10
Mo	10	200
Ni	35	210
Pb	85	530
Zn	140	720
SZERVETLEN SZENNYEZŐK		
Cianid (szabad)	1	20
Cianid (kötött, pH < 5)	5	650
Cianid (kötött pH ≥ 5)	5	50
Tiocianát (összes)	-	20
AROMÁS VEGYÜLETEK		
Benzol	0,05	1
Etil-benzol	0,05	50
Fenol	0,05	40
Hidrokinon	-	10
Krezol (összesen)	-	5
Rezorcín	-	10
Toluol	0,05	130
Xilol	0,05	25
POLICIKLUSOS AROMÁS SZÉNHIIDROGÉNEK		
PAH (összesen a felsorolt 10 vegyületre**)	1	40
KLÓROZOTT SZÉNHIIDROGÉNEK		
Klór-benzol (összes)	-	30
Klór-fenol (összes)	-	10
Pentaklór-fenol	0,002	5
PCB (7 vegyület összesen***)	0,02	1
NÖVÉNYVÉDŐ SZEREK		
DDT/DDD/DDE	0,0025	4
Drin (aldrin+dieldrin+endrin)	-	4
HCH vegyületek (összes)	-	2
Karbaril	-	5
Karbofurán	-	2
Maneb	-	35
Atrazin	0,00005	6
EGYÉB SZENNYEZŐK		
Ciklohexanon	0,1	270
Ftalátok (összesen)	0,1	60
Piridin	0,1	1
Sztirol	0,1	100
Tetrahidro-furán	0,1	0,4
Tetrahidro-tiofén	0,1	90

* A talajszennyeződés száraz tömegre vonatkozik. ** Naftalin, antracén, fenantrén, fluorantén, benzo(a)antracén, krizén, benzo(a)pirén, benzo(ghi)perilén, benzo(k)fluorantén, indeno(1,2,3-cd)pirén,

*** PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180

Általánosan tapasztalható, hogy az egyes országokban a talaj-határértékek folyamatosan szigorodnak. Példa erre a Németországban a szennyvíziszapok termőtalajon történő elhelyezéséhez meghatározott, iszapra vonatkozó határértékek csökkentése.

Az *Országos Környezeti Kármentesítési Programhoz* szennyezettségi határérték rendszer kidolgozására került sor, amelynek célja a talajvíz védelme (13. táblázat).

13. táblázat. A hazai kármentesítéshez kapcsolódó egyes javasolt határértékek (Ötvös, 1998 nyomán)

	A	B	C ₁	C ₂	C ₃
Szervetlen szennyezőanyagok (mg/kg)					
Arzén	10	15	30	40	60
Bárium	150	250	300	500	700
Cink	100	250	500	1000	2000
Higany	0,15	0,5	1	3	10
Kadmium	0,5	1	2	5	10
Kobalt	15	30	100	200	300
Króm (összes)	30	100	150	400	800
Króm (VI)	k	1	2,5	5	10
Molibdén	3	10	20	50	100
Nikkel	25	40	150	200	250
Ólom	25	100	150	500	600
Ón	5	30	50	100	300
Réz	30	100	200	300	400
Szerves szennyezőanyagok (mg/kg)					
Összes alifás szénhidrogén (TPH)	50	100	300	3000	5000
Összes PAH	0,5	1	5	25	40
Benzol	0,1	0,2	0,5	3	5
Egyéb alkilbenzolok összesen	0,05	0,5	5	30	50
PCB (összesen*)	0,02	0,1	0,2	1	5
Hexaklór-benzol	0,01	-	-	-	-
Összes halogénezett aromás szénhidrogén	0,01	1	5	10	30
PCDD/F	0,5**	5**	10**	100**	1000**
Pentaklór-fenol	0,002	-	-	-	-
Összes klór-fenol	0,003	0,01	1	3	10
Összes halogénezett alifás szénhidrogén	0,01	0,1	2	10	25
DDT/DDD/DDE összesen	0,1	0,2	0,3	0,5	4
Összes drin	0,01	0,1	0,3	0,5	4
Összes HCH	0,001	0,01	0,02	0,2	2
Foszforsav-észterek	0,05	1	2	5	10
Fenoxi karbonsav-származékok	0,1	1	1	3	10
Karbamátok	0,05	2	2	5	20
1,3,5-Triazin	0,05	0,1	0,5	1	6

A: háttér koncentráció; B: szennyezettségi határérték; C: intézkedési irányérték; k: kimutathatósági határ

PAH: policiklusos aromás szénhidrogének; PCB: poliklórozott bifenilek;

PCDD/F: poliklórozott dibenzo-dioxinok és dibenzo-furánok; * PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180

** Mértékegység: ng/kg TE (toxicitási egyenérték)

Ebben a rendszerben szerepel „A” érték, amely az átlagos magyarországi viszonyoknak megfelelő tiszta talaj anyagtartalmát jelzi. A „B” értéke tényleges határérték, amely koncentrációig a talaj terhelése általában nem jár nagy kockázattal. A „C₁” értékek az intézkedési értékek, amelynél nagyobb koncentráció esetén beavatkozásra, a szennyezés megszüntetésére van szükség. A „C₁” értékek a terület érzékenységtől függenek. A „C₁” értéksor a fokozottan érzékeny területekre vonatkozik, ilyenek pl. a karsztos területek, üzemelő vagy távlati ivóvízbázisok védőövezetei, ökológiai zöldfolyosók, nemzeti parkok. A „C₂” értéksor az érzékeny területek irányértékeit adja meg, ilyenek pl. a hidrogeológiai védőövezetek, országos tájvédelmi körzetek. A „C₃” koncentrációk az egyéb területekre vonatkoznak. A kármentesítés során az adott szennyezett területre kockázatelemzés segítségével a „D” kármentesítési határérték meghatározása szükséges. A határérték rendszer viszonylag terjedelmes ezért csak néhány szennyezőanyag példáján mutatjuk be felépítését a 13. táblázatban.

Az utóbbi időben gyakran előfordul, hogy határértéket kell megállapítani olyan anyagokra, amelyre sem hazai, sem külföldi határértékkel nem rendelkezünk. Nyilvánvaló, hogy ilyen esetben nincs lehetőség az igen hosszadalmas laboratóriumi és terepi vizsgálatok elvégzésére. Az adott anyag határértékét ún. reverz kockázat számítással becsülhetjük alkalmazva erre a talaj szennyezésekre kidolgozott számítógépes kockázatbecslési programot. Rögzítve a megengedhető napi felvétel értékét kiszámítható a talajban megengedhető koncentráció. Az így kapott érték nagymértékben függ a bevitt adatok pontosságától és nem is mindig rendelkezünk az adott területre mért értékekkel, ezért a kapott határértéket irányszámként fogadjuk el, amelyet természetes körülmények között ellenőrizni szükséges.

4.4.4. Biológiai talaj-határértékek

A talajszennyezettség *higiénés mikrobiológiai értékelése* a higiénés indikátor baktériumok, kórokozó baktériumok és humán parazita bélféregpeték vizsgálati eredményeinek alapján történik.

A talajok fekáliás eredetű szennyezettségének rutinvizsgálatai során a higiénés indikátor baktériumok közül a friss szennyezést jelző fekál* coliform és fekál *Streptococcus* baktériumok 1 g talajra jutó mennyiségét határozzuk meg. Alacsony fekál coliform- és fekál *Streptococcus* szám mellett, a kiegészítő *Clostridium* vizsgálatnál kapott magasabb ($n > 30/g$) értékek a talaj régebbi szennyeződésére utalhatnak.

A kórokozó *Salmonella* sp. baktériumok kimutatását 2 x 10 g, míg a humán parazita bélféregpeték (*Ascaris*, *Trichuris*, *Taenia*, *Giardia*) jelenlétét 100 g talajmintában vizsgáljuk. A higiénés mikrobiológiai vizsgálatok eredményeinek alapján 4 talajszennyezettségi kategóriát állapítottunk meg a 14. táblázat szerint.

14. táblázat. A talaj fertőzőképességi határértékei

Talajszennye- zettségi kategóriák	Fekál coliform szám/g	Fekál Streptococcus szám/g	Salmonella sp/2x10 g	Humán parazita Bélféreg-pete/100 g
Tiszta	<10	<10	negatív	negatív
Kissé szennyezett	10-100	10-50	negatív	negatív
Szennyezett	100-200	50-100	pozitív	pozitív
Erősen szennyezett	>200	>100	pozitív	pozitív

A kategóriába való besorolás mindig a legnagyobb szennyezettségi fokozatnak megfelelő mutató alapján történik.

A tiszta talaj kategória határértékeit kell kielégíteniük a kiskereskedelemben forgalmazott virágföldeknek és terméshővelő anyagoknak (trágya, komposzt, gilisztahumusz stb.), a gyermekintézmények, játszótérek, parkok és strandok talajának, a homokozók homokjának, és az MI-08-1735/1990. Műszaki Irányelv egészségügyi korlátozásai nélkül mezőgazdasági talajokra elhelyezhető szennyvíziszapoknak, illetve a belőlük készített komposztnak.

Irodalom (4.4. fejezet)

1. BEAR, F.E., 1964. Chemistry of the Soil (A talaj kémiaja). Reinhold Publishing Corporation, London.
2. BEWERTUNGSKRITERIEN FÜR DIE BEURTEILUNG STOFFLICHER BELASTUNGEN VON BÖDEN UND GRUNDWASSER IN BERLIN (Értékelési kritériumok a berlini talajok és talajvizek szennyezőanyag terhelésének megítéléséhez). (Berliner Liste 1996.) Amtsblatt für Berlin, 1996. 46: 957-984, 20. 3. 96. Berlin.
3. BOHN, H.L., MCNEAL, B.L., O'CONNOR, G.A., 1985. Talajkémia. Mezőgazdasági Kiadó - Gondolat Kiadó, Budapest.
4. BRITISCHE BODENLEITWERTE, 1987. Vorläufige "Auslöse-Konzentrationen" für Schadstoffe im Umfeld von ehemaligen Gaswerken und Kokereien (Brit talaj-határértékek. Egykori gázművek és koksizók környezetének károsanyag koncentrációi). In: Rosenkranz - Einsele-Harress: Bodenschutz Kz. 8940.

5. CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment), Interim Canadian Environmental Quality Criteria for Contaminated Sites (Szennyezett talajokra vonatkozó ideiglenes kanadai kritériumok), 1991. Report No CCME EPC-CS34.
6. EIKMAN, T., A. KLOKE., 1993. Nutzung und Schutzbezogene Orientierungswerte für (Schad-) Stoffe in Böden (A talajokban előforduló károsanyagok elleni védekezésre vonatkozó tájékoztató értékek). In: Rosenkranz, D., G. Einsele, H-M. Harress (eds.): Handbuch Bodenschutz, 3590. Erich Schmidt Verlag, Berlin.
7. FARKAS H., HORVÁTH A., DURA GY, 1998. Study on soil and ground water limit values based on human risk assessment (Humán kockázatbecslésen alapuló talaj és talajvíz határértékek) . In: Filep Gy.: Soil Pollution. Agricultural University of Debrecen, 209-224.
8. HORVÁTH A., MÖLLER F., 1986. A talaj kémiai komponenseire vonatkozó határértékek értelmezése. Egészségtudomány 30: 330-337.
9. HORVÁTH A., SZABÓ Z., SZABADOS M., 1983. A higiénés talajnormák megállapításának elvi és módszertani kérdései. Agrokémia és Talajtan. 32: 498-506.
10. HORVÁTH A., 1997. Talajhigiéné. In: Mudri K. (szerk.), Település- és környezet-egészségtan I. HIETE Egészségügyi Főiskolai Kar, Budapest, 125-186.
11. KEUZENKAMP, K. W., J. M. ROELS, C. HOPPENER, 1994. Assessment of soil contamination: General criteria and site specific modifications (Talajszennyeződés becslése: általános kritériumok és helyspecifikus módosítások). In: Arendt - Annokkée - Bosman - Van den Brink (eds.). Contaminated Soil '93. Fourth Int. TNO/KfK Conference on Contaminated Soil. Kluwer Academic Publishers.
12. ÖTVÖS K., 1998. Határértékek, határértékrendszerek az Országos Környezeti Kármentesítési Programban. Kármentesítési Füzetek 4. Környezetvédelmi Minisztérium, Budapest.
13. SCHWEITZER BUNDESGESETZ ÜBER DEN UMWELTSCHUTZ (Svájci szövetségi környezetvédelmi törvény), 1986. In: Rosenkranz - Eisele -Harress (eds.): Bodenschutz, Kz. 8960.
14. SZENNYVIZEK ÉS SZENNYVÍZISZAPOK TERMŐFÖLDÖN TÖRTÉNŐ ELHELYEZÉSE, 1991. Mezőgazdasági és Élelmezésügyi Ágazati Műszaki Irányelv, MI-08-1735-1990.
15. SZENNYVÍZELHELYEZÉSI SZABÁLYZAT, 1983. 9003/1983. MÉM-EüM-OVH rendelet, 15. táblázat.

5. SZENNYEZETT TALAJÚ TERÜLETEK LEHATÁROLÁSÁNAK MÓDSZEREI

(Nagy Géza)

A felszínen vagy a felszín alatt lévő szilárd vagy folyékony halmazállapotú szennyezőforrások (lerakók, olajtárolók, szikkasztók, stb.) földtani szempontból *környezetidegen testek*, amelyekből a szennyezés, elsősorban a beszívargó csapadék hatására a talajba, majd az alatta lévő földtani képződményekbe kerül.

Mivel a szennyezés mobilis része vagy eleve vízdoldható vagy a vízzel együtt elmozdulni képes, többnyire folyékony halmazállapotú anyag (pl. kőolajszármazék), ezért a szétterjedés fő veszélyét a felszíni vagy felszín alatti vizekbe történő bemosódás jelenti (ld. 1. ábra).

A legtöbb szennyező anyag fizikai, fizikokémiai és kémiai tulajdonságainál fogva – mint inhomogenitás* – alkalmas arra, hogy felszín alatti elterjedésüket és lehatárolásukat, nagyszámú fúrás lemélyítése helyett, a földtani és geofizikai kutatásban széles körben alkalmazott *műszeres mérések* segítségével valósítsuk meg.

Ezek a kutatási módszerek a szennyezés anyagi összetételéről és koncentrációjáról nem adnak közvetlen információt, a laboratóriumi vizsgálatokhoz a mintavétel ez esetben is szelvénygödrökből vagy fúrásokból történik. A mintavételi pontok, figyelő kutak helyének kijelölésénél viszont ezek a mérések egzakt alapot biztosítanak az általánosan elterjedt, szubjektív módon, szemrevételezéssel történő kijelöléssel szemben.

Az alábbiakban – a teljességre törekvés igénye nélkül – ismertetjük azokat a fontosabb módszereket, amelyeket a szennyezett területek vizsgálata és lehatárolása során alkalmaznak.

5. 1. Fúrás- és kútvizsgálatok

Alapkövetelmény a szennyezett terület földtani viszonyainak a felszíntől számított 5-20 m mélységig terjedő, alapszintű ismerete (regionális szakirodalom, földtani térképek alapján).

Minden környezettechnikai célból mélyített fúrás, vízmegfigyelő kút dokumentációjának tartalmaznia kell a részletes rétegleírást, a fakadó víz megjelenésének szintjét („megütött vízszint”), valamint a nyugalmi vízszintet.

A tágabb földtani – hidrogeológiai* környezetbe történő beilleszthetőség érdekében a fúrásokat be kell színtezni. Az abszolút magasságot a fúróluk mellett, az eredeti terepszintre, béléscsővezett fúrások, talajvíz-figyelő kutak esetében a terepszintre és a

csőperemre vonatkozóan is meg kell adni. Minden magassági meghatározást a „Balti alapszint”-re kell vonatkoztatni (az építész gyakorlatból átvett megoldást, az önkényesen 100 m-nek felvett fiktív, helyi alapszint használatát mindenképp kerülni kell !). A dokumentációban meg kell adni a szintezésnél felhasznált alappont helyét, számát és tengerszint feletti magasságát.

Minden talajvizet elért fúrásban, a pontosabb hidrogeológiai jellemzés érdekében, kívánatos az alábbi paraméterek mérése:

- fajlagos ellenállás (Ω/cm)
- vízhőmérséklet a kút talpon ($^{\circ}\text{C}$)
- hidrogénion koncentráció (pH)

A víz fajlagos ellenállása az ionos alakban oldott össz-sótartalomtól függ; jellemző a víz eredetére, a tározó réteg anyagi minőségére, a tartózkodási időre, és nem utolsósorban, az ionos alakban a talajvízbe került szennyezésre. Igen érzékeny fizikokémiai paraméter, amely véges intervallumon belül alkalmas a beszivárgási és a felszín alatti áramlási viszonyok jellemzésére, a különböző, diszkrét tározó terekből származó vizek gyors, terepi műszeres méréssel történő elkülönítésére, illetve az azonos vízáradó rétegből származó vizek azonosítására.

Az elektrolitoknak, így a víznek a *fajlagos ellenállásán* az 1 cm^2 keresztmetszetű, 1 cm hosszúságú folyadékoszlopnak váltakozó áramú körben mért ellenállását értjük. Dimenziója: $\rho = \Omega/\text{cm}$. A forgalomban lévő vezetőképesség-mérő műszerek (konduktométerek) S-ben (Siemens) vannak kalibrálva; az összefüggés: $\rho = 1/\text{S}$. A műszerekhez tartozó mérőcellák (legtöbbször harangelektrodák) aktív felülete lényegesen kisebb, mint 1 cm^2 ! Ezért minden egyes elektródát használatba vétel előtt $0,01\text{ mol-os KCl}$ mérőoldattal ellenőrizni és kalibrálni kell. Ennek hiányában a mérési eredmények értelmezhetetlenek.

5. 2. Mérnökgeofizikai vizsgálati módszerek

A felszíntől számított 5-20 m mélységig terjedő rétegösszlet részletes vizsgálatára szolgáló *geofizikai mérési módszerek*, s az e célra fejlesztett műszerek eredetileg a mérnökgeológia, hidrogeológia, az építőmérnöki munka igényeit szolgálták (innen az elnevezés).

A környezetvédelmi technikában a mérnökgeofizikai mérések elsősorban a felszín alatti szennyezések helyének, mélységének a felderítésében és lehatárolásában játszanak fontos

szerepet. A mérnökgeofizikai vizsgálatok jelentős előnye, hogy a fúrásos kutatással szemben lényegesen kisebb idő- és költségfordítást igényelnek.

5.2.1. Szeizmikus mérési módszerek

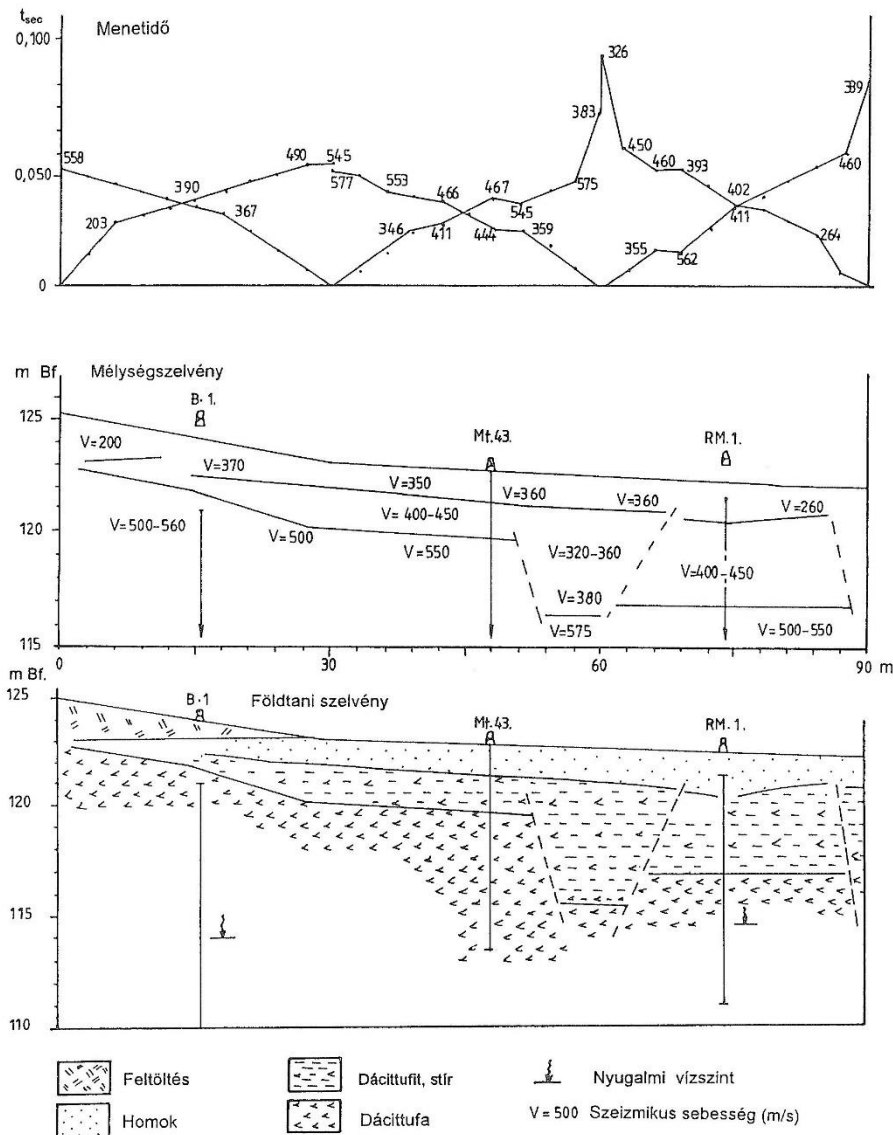
Ez a kutató eljárás *mesterségesen keltett földrengések* hullámainak terjedését vizsgálja a felszín alatti rétegződés megismerése céljából.

A rengéshullámok kiindulási helyét forrás- vagy robbantópontnak nevezik. A rengés kipattanásának pillanatában a forráspontból egyidejűleg egy transzverzális* és egy longitudinális* hullám indul. A transzverzális hullámok a réteghatárokról a geometriai fénytán szabályainak megfelelően visszaverődnek a felszín irányába. Ezeknek a mérésén alapul a *szeizmikus reflexió** módszer.

A longitudinális hullámok a réteghatáron átlépve, a mélyebben fekvő réteg sűrűségének függvényében irányt változtatnak, s ez utóbbiban terjednek tovább. Az ily módon irányt változtatott (refraktált) hullámok hatására az alsó rétegből újabb irányváltoztatás után másodlagos, a felszín felé irányuló hullámok indulnak ki. Mivel a kőzetekben a longitudinális hullámok sokkal nagyobb sebességgel terjednek, ezért a refrakciós hullámok fognak előbb visszatérni a felszínre. Ezeknek az első hullámbeérkezéseknek a mérésén és vizsgálatán alapul a *szeizmikus refrakciós módszer*. A refrakciós hullámterjedés alapján az egyes rétegekre jellemző sebességértékek mérhetők. Ezekből a közetrétegek anyagi minősége (kavics, homok, agyag, stb.) vastagsága, települési mélysége meghatározható.

A szeizmikus mérések mindkét válfajánál elektronikus úton mérik azt a menetidőt, ami a rengés kipattanásának pillanatától a talaj felszínén rögzített speciális érzékelőhöz, geofonhoz* történt beérkezéséig eltelt. A rengéshullám a geofonban elektromos jelet indukál, amelyet erősítés után a műszer általában msec (millszekundum) egységben regisztrál. A mérnökgeofizikai gyakorlatban használatos berendezések egyszerűbb, kis teljesítményű műszerek esetében 1-6, nagyobb teljesítményű műszereknél 12-24-48 mérőcsatornával rendelkeznek.

A szeizmikus refrakciós módszer eredményesen alkalmazható a földtani rétegződés, törésvonalak, felszín alatti inhomogenitások (eltemetett tartályok, hulladéklerakók, üregek) kimutatására és lehatárolására (8. ábra).



8. ábra. Olajszennyezett terület földtani képződményeinek, szerkezetének és hidrogeológiai viszonyainak vizsgálata szeizmikus refrakciós szelvénymérés alapján (RRa - I. szelvény) (GEO-METRA - Nagy G., 1997.)

A fenti ábrán példát mutatunk be a földtani rétegződésnek és tektonikai (szerkezeti) vonalaknak szeizmikus refrakciós mérések segítségével történő kimutatására. Mivel a földtani felépítés a B-1. – Mt-43. – RM-1. sz. fúrások rétegsorai alapján zavartalannak látszott, ezért érthetetlen volt, hogy a B-1. sz. fúrásban kimutatott olajszennyezés miért nem terjedt tovább az RM-1. sz. fúrás irányába; ugyanis ebben a fúrásban a talajvíz teljesen tiszta, szennyezésmentes volt! A szeizmikus mérés alapján kitűnt, hogy az Mt-43. és az RM-1. sz. fúrások között egy törési zóna, ún. szerkezeti árok húzódik. Az árok két oldalát alkotó, kolmatálódott (eltömődött, vízrekesztővé vált) törési felületek természetes, felszín alatti gátként akadályozták meg az olajszennyeződés továbbterjedését. Ezt a szerkezetet –

kedvezőtlen esetben – még további 6-8 db fúrás lemélyítése árán sem biztos, hogy ilyen egyértelműen ki lehetett volna mutatni.

5.2.2. Geoelektromos vizsgálati módszerek

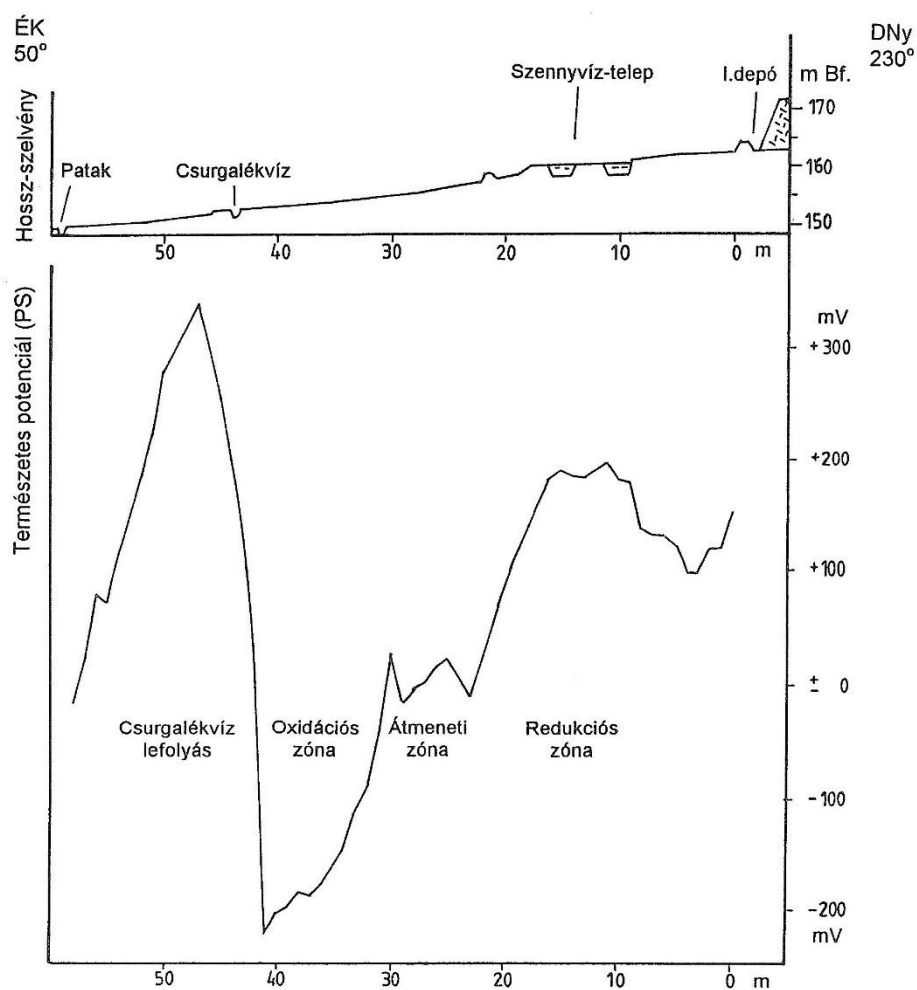
Ezek a módszerek a talaj, a kőzetek és a bennük tározódó víz elektromos paramétereinek (feszültség, áramerősség, ellenállás) meghatározásán alapulnak. Ezeken belül különbséget teszünk a természetes és a mesterségesen gerjesztett elektromos térben történő mérések között.

Természetes potenciál módszer (PS mérés)

A talajban és a kőzetekben tározódó, illetve tapadó víz mindig tartalmaz ionos alakban oldott sókat. A beszivárgó és viszonylag sok oldott O_2 -t tartalmazó csapadékvíz, a kőzetalkotó- és ércásványok mállási, oxidációs folyamatai, a különféle szervetlen és szerves redoxi folyamatok, az eltérő ionkoncentrációjú szivárgó vizek hatására kialakuló koncentrációs elemek egyaránt szerepet játszanak a talajban és a kőzetekben a *természetes galvánfeszültség* (PS) keletkezésében.

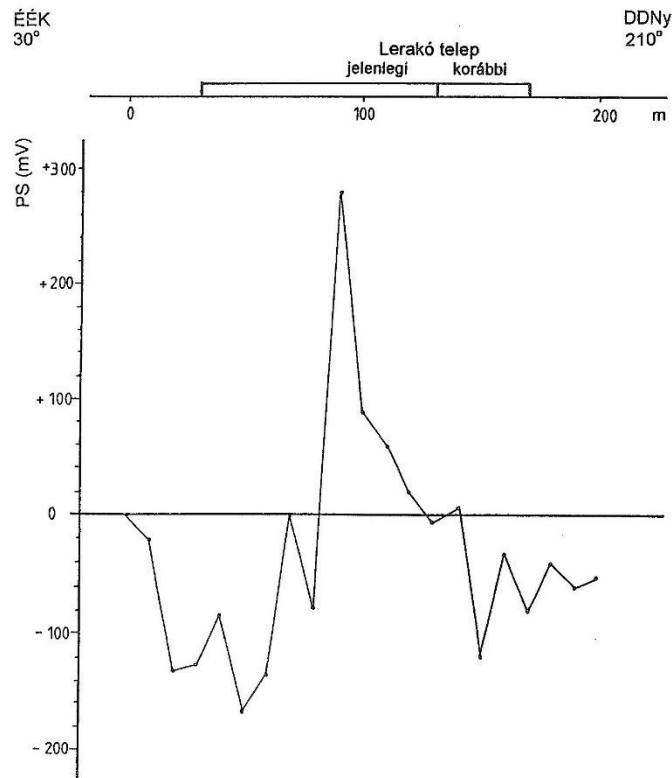
Valamennyi felszín alatt oxidálódó test környezetében az oxidációs folyamatok következtében „elektronfölség” alakul ki. Ennek hatására a felszínen, egy semleges ponton lévő elektródához viszonyítva jelentős, akár néhányszor 100 mV-os negatív potenciál anomáliát* lehet mérni. Redukciós folyamatok esetén a polaritás értelemszerűen pozitív lesz.

A természetes potenciál mérés alkalmas nehézfémek, szénhidrogén származékok felszín alatti elterjedésének kimutatására, felszíni és elfedett szennyezőforrásokból származó talajvíz-szennyezés kinyomozására és lehatárolására (9., 10. és 11. ábra). Sikeresen használható tartályok, vezetékek korróziós hibahelyeinek kimutatására is. A 9. ábrán bemutatott szennyezőanyag terjedés (csurgalék- és szennyvíz) fizikokémiai paramétereinek változásai (redukciós – átmeneti – oxidációs) szinte méteres pontossággal indikálják a szennyezésnek a talajban és talajvízben történő mozgását.



9. ábra. Városi szemétkerakó és szennyvízszikkasztó által okozott tartós talajvíz szennyezés terjedésének vizsgálata PS szelvénytérképezéssel (GEO-METRA - Nagy G., 1995.).

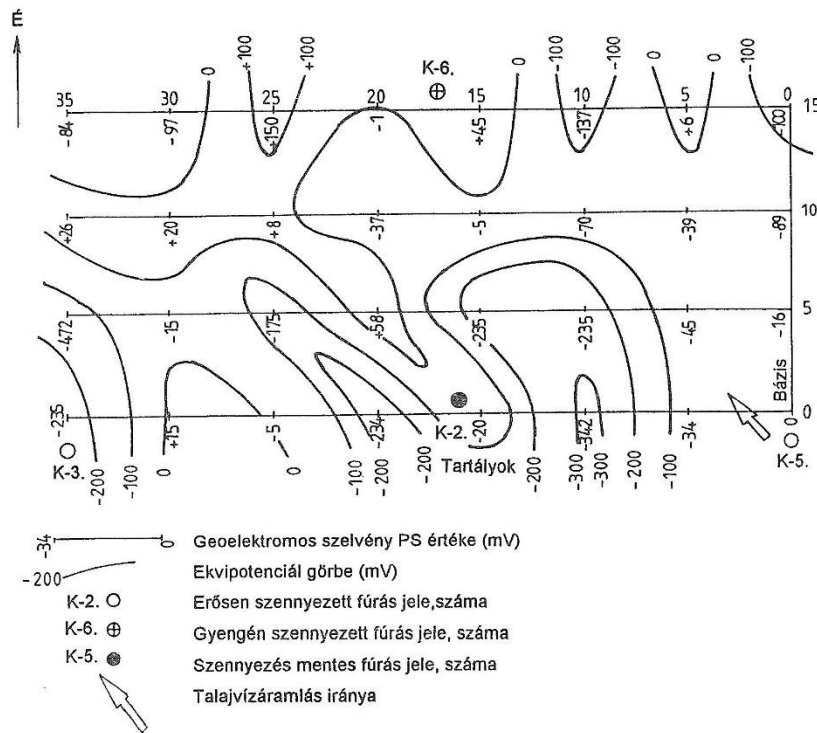
A redukzív csurgalékvíz a külső övárók után, a beszivárgó csapadékvíz és a kevésbé szennyezett talajvízzel történő keveredés következtében viszonylag kis távolságon belül oxidálódik. A felszíni csurgalékvíz levezető árok (45 m) hatására a szennyezés intenzitása még a depónia környékén mérhető pozitív (+) anomália szintet is meghaladja. Mindezt a $\pm$ PS anomáliák pontosan jelzik.



10. ábra. Erősen szennyezett területről a talajvízbe került nehézfémek megközelítően koncentrikus terjedése síkvidéki hidrogeológiai viszonyok között (GEO-METRA - Nagy G., 1996)

A gondatlan kezelés és tárolás következtében folyamatosan a talajba és talajvízbe kerülő különféle nehézfémek igen nagy pozitív (+) PS anomáliát eredményeznek a depónia közvetlen környezetében (10. ábra). A csapadék beszivárgásának és a talajvíz áramlásának a következtében egy hígulással is együttjáró oxidációs folyamat zajlik le. Ezt jelzik a szelvényvonalon a 30° és 210° irányban lévő negatív (-) PS anomáliák. A 210° irányában elnyúló negatív anomália a talajvíz áramlás irányára is utal.

Míg az előző két ábrán a PS változások alakulását szelvények mentén mutattuk be, a 11. ábrán a szennyezés okozta természetes potenciál változások térképi ábrázolását láthatjuk. A csőkorrozó következtében a vízáradó homokrétegbe szivárgó benzin a talajvíz felett egy 6-10 cm vastagságú folyadéktest formájában akkumulálódott. A benzin igen nagy elektromos ellenállásánál fogva – mint inhomogenitás – megosztja a vízáradó- és fedőrétegeket, ezáltal az egyébként meglehetősen kiegyenlített természetes potenciál-térben jól lehatárolható anomáliát okoz.



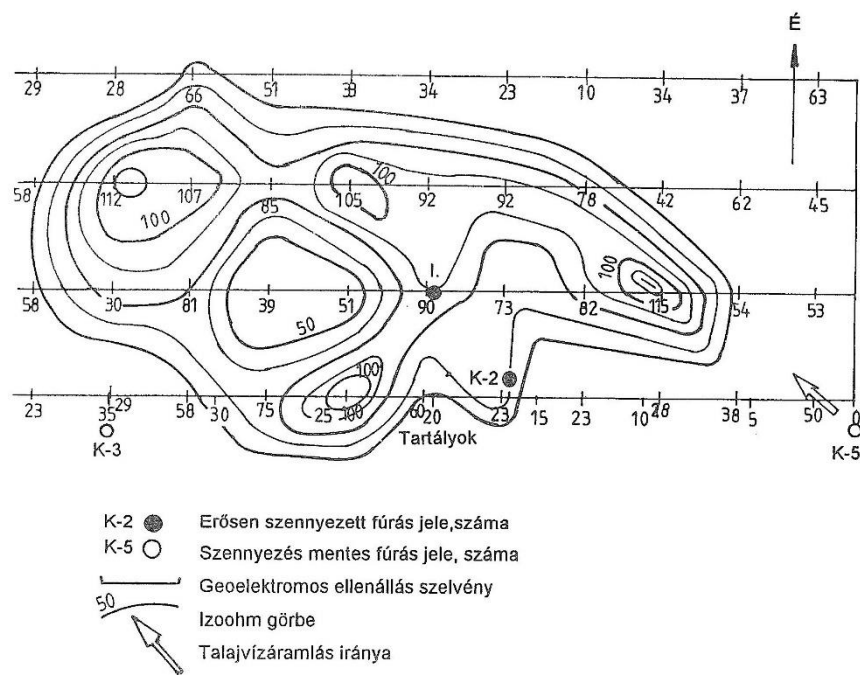
11. ábra. Talajvíz felszínén akumulálódott benzinszennyezés felett mért PS anomália-térkép (GEO-METRA - Nagy G., 1998.)

Az elmondottak érvényesek a „Horizontális elektromos szelvényezés (HESz)” c. fejezetben leírtakra, valamint a 12. ábrán ugyanerről a szennyeződésről bemutatott „látszólagos fajlagos ellenállás-térkép” -re is. A HESz mérések alapján készült térkép a nagy elektromos ellenállású benzinréteg által okozott, jóval nagyobb értékű eredő ellenállás alapján jelzi a benzinlencse felszín alatti elterjedését.

Mesterséges elektromos tér módszerei

Látszólagos fajlagos ellenállás mérés: Ha a talajba AMNB geometriai elrendezésben 4 elektródát helyezünk, és külső áramforrásból az AB elektródákra feszültséget kapcsolunk, az AB körben I erősségű áram folyik a talaj és közetrégeken át. A gerjesztő áram az AB pontok között a felszínen, illetve a felszín alatt $AB/2$ sugarú körön, illetve félgömbön belül hoz létre elektromos teret, ekkor a közbülső helyzetben lévő MN elektródák között ΔU feszültség mérhető. Ezekből az Ohm-törvény alapján kiszámítható a félgömbön belüli rétegösszlet átlagolt, ún. *látszólagos fajlagos ellenállása* (jele: ρ_L , dimenziója: Ω/m).

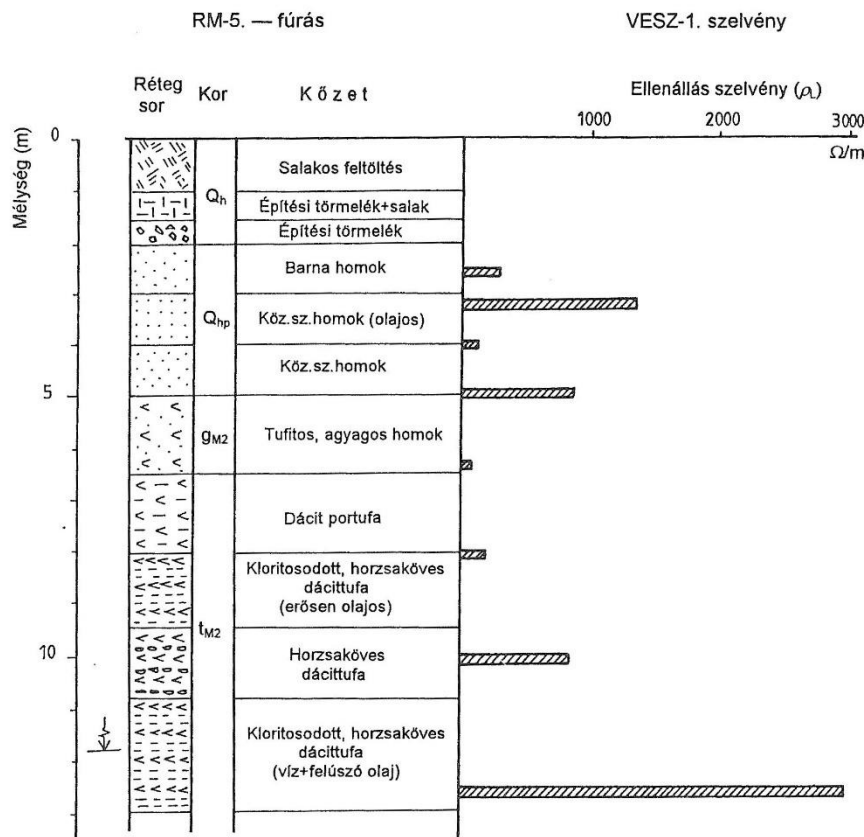
Horizontális elektromos szelvényezés (HESz): Ha az AMNB elektródák egymástól azonos „a” távolságra vannak, és a méréseket szelvényvonal mentén úgy végezzük, hogy az elektródák mindig „a” távolsággal lépnek tovább, ennek eredményeként megkapjuk a szelvény mentén a terület vízszintes ρ_L szelvényét. Ha ezen belül valahol akár közetváltozás, akár szénhidrogén-szennyezés van, az ellenállás-változás eléggé kontrasztosan jelentkezik a szelvényben. Ennél fogva a módszer eredményesen használható felszín alatti kőolajszennyezések kimutatására és lehatárolására (12. ábra).



12. ábra. Talajvíz felszínén akkumulálódott benzinszennyezés felett mért látszólagos fajlagos ellenállás (ρ_L) térkép (GEO-METRA - Nagy G., 1998.)

Vertikális elektromos szondázás (VESz): VESz méréseknél az MN elektródák helyzete többnyire változatlan, viszont az AB elektródák távolságát – ezzel a behatolási mélységet – fokozatosan növelik. Ennek eredményeképpen függőleges orientációjú, a rétegzésnek megfelelő ellenállás szelvényt kapunk. A közettani korrelációt és a földtani értelmezést jelentősen megkönnyíti, ha ismert rétegsorú helyen ún. referencia szelvényt lehet mérni.

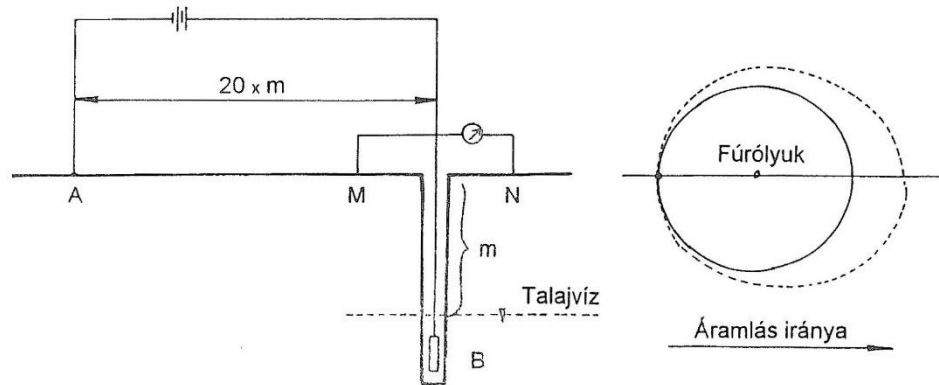
A VESz a talaj- és közetrétegzés vizsgálatán túl alkalmas nagyobb mélységben lévő olajszennyezés függőleges szelvényben történő kimutatására (13. ábra).



13. ábra. Olajszennyezést feltáró fúrás rétegsora, és egy az olajszennyezés felett mért VESz ellenállás-szelvény (GEO-METRA - Nagy G., 1997.)

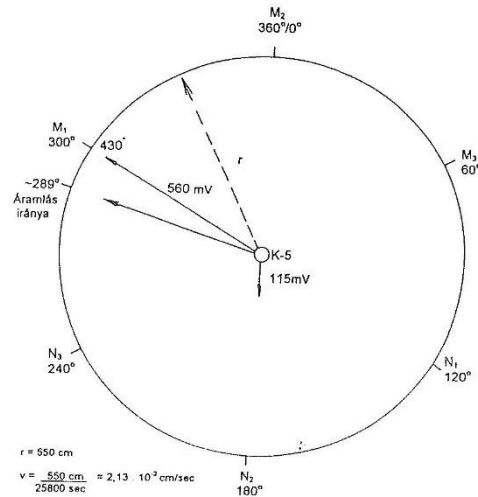
Szembetűnő, hogy a két olajjal szennyezett réteg a rétegsor szennyezésmentes tagjaihoz viszonyítva kiugróan nagy ellenállással jelentkeznek. Az alsó, 10-11 m mélységben lévő nagy ellenállás a víz felett összegyűlt 1 m körüli vastagságú olaj jelenlétét indikálja. A felső 3-4 m mélységben lévő, olajjal átitatott homokrég esetében a szemcsékre tapadó olaj víztaszító hatása növeli meg a ρ_L értékét.

A felszín alatti vízáramlás irányának és sebességének meghatározása: A probléma megoldására többféle módszert dolgoztak ki (Thiem, Slichter). A következőkben az ún. „töltött test” módszert ismertetjük. A mérés elve azon alapszik, hogy a vizsgálandó kútba jól vezető elektrolitot (pl. tömény NaCl oldat) töltünk, majd az áramlás hatására elmozduló, jól vezető folyadéktest mozgásirányát és sebességét elektromos méréssel meghatározzuk. A mérés elvét a 14. ábrán mutatjuk be.



14. ábra. A talajvízáramlás irányának és sebességének mérésére szolgáló „töltött test” módszer elvi elrendezése (Laczkovics, 1969 nyomán)

A kút körül az eredetileg homogén potenciál tér a talajvízáramlással elmozduló sóoldat hatására ellipszissé torzul. A feszültségvektorokból az áramlás iránya megszerkeszthető. Az áramlási sebesség a jelzőoldat beadásától a feszültségváltozás lecsengéséig eltelt időből számítható (15. ábra).

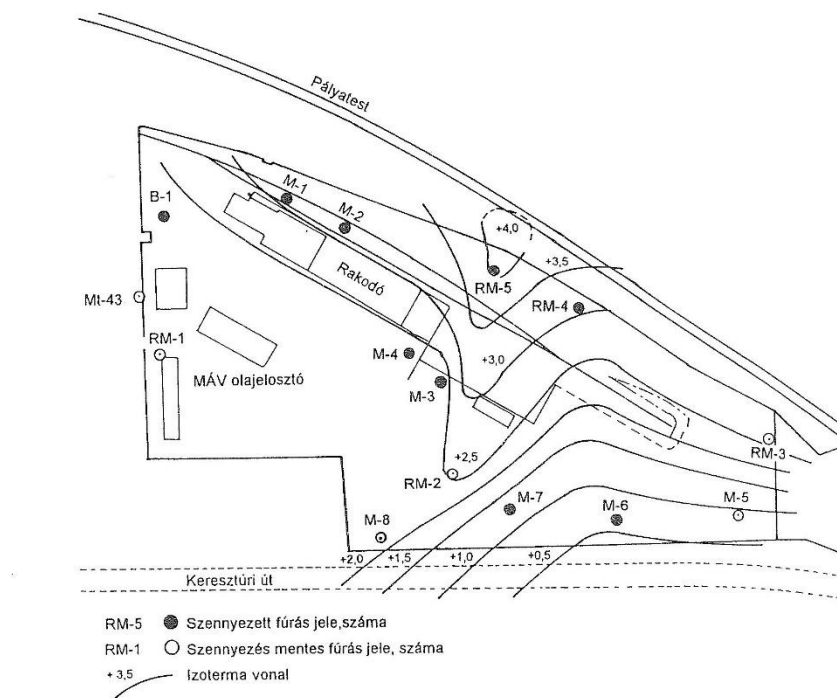


15. ábra. Talajvízáramlás irány- és sebesség meghatározása a feszültségvektorok alapján (GEO-METRA - Nagy G., 1998)

5.2.3. Geotermikus vizsgálatok

A geotermikus kutató módszer a földi hőtér helyi zavarainak meghatározásán alapul. Ezeket a zavarokat a különböző hővezető képességű kőzetek térbeli elrendezése, a lokális hőtermelő (oxidációs) és hőelnyelő folyamatok hozzák létre. A terepi mérések a fúrólukban, kalibrált elektromos (ellenállás vagy termisztoros) távhőmérővel történnek. Az egyes pontokon mért hőmérsékletek (T_h) az adott földrajzi hely sokévi középhőmérsékletéhez (T_k) viszonyítva $\pm\Delta T$ eltérések (anomáliák) adódnak ($T_h - T_k = \pm\Delta T$).

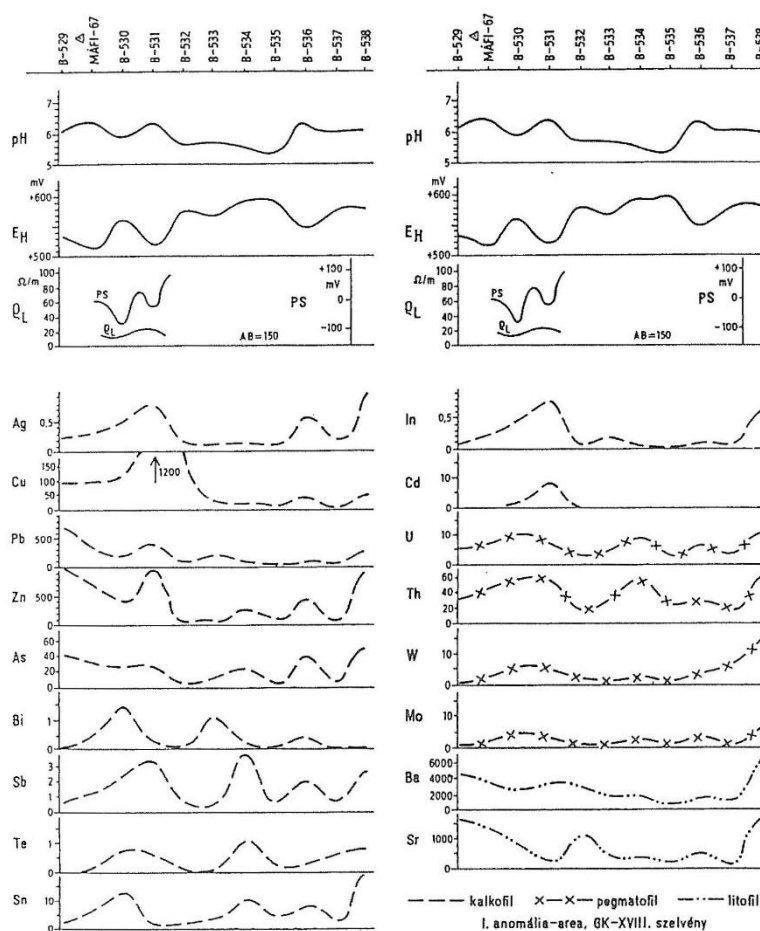
A 16. ábrán egy olajszennyezés felett mért $+\Delta T$ geotermikus anomália térképet mutatunk be. Mivel a víz és a szénhidrogén-származékok fajhője és hővezető képessége eléggé eltérő, ezért a szennyezés által érintett területen a geotermikus energia magasabb hőmérsékletre fűti fel a rétegeket, valamint az ott tározódó vizet. Ez okozza a fúrásokban mérhető, akár több $^{\circ}\text{C}$ -t is elérő $+\Delta t$ anomáliát.



16. ábra. Olajszennyezés felett mért geotermikus ($+\Delta T$) anomália-térkép (GEO-METRA - Nagy G., 1997.)

5.3. Geokémiai módszerek - talajmetallometria

A nehézfém-szennyezés többnyire vízdoldható sók alakjában kerül a talajba, de hosszú idő elteltével, a mállási folyamatok következtében a szabadban lévő depóniák (salak- és bányahányók) egyébként oldhatatlan fémtartalma is mobilizálódhat. Az 5.2.2. fejezetben tárgyaltuk, hogy a talajban milyen bonyolult geokémiai - elektrokémiai folyamatok játszódnak le. Ezekben a különböző elemek (ionok) karakterüktől függően, eltérő módon viselkednek; egyes elemek (pl. az ólom) igen gyorsan, vízdoldhatatlan só formájában kiválnak, míg mások az adott pH, E_H és PS viszonyok függvényében koncentrálnak, vagy a kedvezőtlen elektrokémiai környezetből távolabbra migrálnak*. A 17. ábrán ezeket az összefüggéseket mutatjuk be egy komplex geokémiai - metallometriai szelvény példáján.



17. ábra. Azonos helyről (B-531) a talajba került elemek migrációja a pH- E_H - Q_L - PS függvényében (MÁFI - Nagy G., 1975.)

A nehézfém eloszlást függőleges talajszelvényben vizsgálva azt tapasztaljuk, hogy az A-B szint határán van az első dúsulás, a B zónában a fémkoncentráció csökken, majd a C szint felé ismét növekszik. Általában kedvez a fémdúsulásnak az anoxikus*, reduktív* környezet (lápi, mocsári üledékek). Az elmondottak értelmében a talajmetallometriai mintákat célszerű az A-B zóna határáról gyűjteni.

A talajban kimutatott fémkoncentrációk veszélyességének megítélésénél nem mindig elegendő az ún. „holland-lista” (12. táblázat) határértékeihez történő viszonyítás. Az elemzési adatokat célszerű összehasonlítani a földtani-geokémiai alapon meghatározott ún. „clark” értékekkel is. A „clark” az egyes kémiai elemek koncentrációinak a keletkezési körülmények (magmás, üledékes, átalakult) és a közetminőség (talaj, agyag, homok, stb.) függvényében számított földi átlaga. A „holland-lista” (12. táblázat) adatai sok elem esetén egyeznek a „clark”-kal, de számos eltérés is van. A földtani-geokémiai környezetből adódó háttér-koncentrációkat nem lehet figyelmen kívül hagyni, mert pl. vulkáni területeken és azok tágabb környezetében a málladék talajokban, a kisvízfolyások alluviális* hordalékában és öntéstalajaiban egyes nehézfémek koncentrációi és háttér szintje eleve magasabb, elérheti, sőt meghaladja a kritikus határértéket!

Szennyezett területeken a kritikus fémkoncentrációk és a helyi háttér-szintek meghatározását (a szóródási udvarok lehatárolását) - már csak az adatok számára való tekintettel is - matematikai statisztikai módszerekkel (szórásanalízisek, regresszió-analízis) célszerű elvégezni.

Irodalom (5. fejezet)

1. FÖSTNER, U., 1993. Környezetvédelmi technika. Springer Hungarica Kiadó Kft., Budapest.
2. GÁLFI J., MÁRTON P., MESKÓ A., STEGENA L., 1967. Geofizikai kutatási módszerek. Tankönyvkiadó, Budapest.
3. JAKUCS L. (szerk.), 1995. Általános természeti földrajzi gyakorlatok. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.
4. LACZKOVICS J., 1969. Geoelektromos módszer mérnökgeofizikai irányelvei. FTV - Építésügyi Tájékoztatási Központ, Budapest.
5. NAGY G., 1975. A Börzsöny hegység áttekintő szerkezetföldtani, geokémiai és érc-teleptani vizsgálata. M. Áll. Földtani Intézet évi jelentése az 1974. évről, 25-45. oldal.
6. NAGY G., 1988. A Középső- és Nyugat-Mátra ércelőkutatása (1980-85). M. Áll. Földtani Intézet évi jelentése az 1986. évről, 129-136. oldal.

-
7. ROSS, W.A., HAWKES, H.E., WEBB, J.S., 1979. Geochemistry in mineral exploration. Academic Press Inc., London.
 8. SCHÖNVISZKY L., 1993. Talajok és talajvizek szennyezettségének felkutatása és lehatárolása geofizikai módszerekkel. Környezetvédelmi Füzetek 1993/7, OMIKK, Budapest.
 9. SZÁDECZKY K.E., 1955. Geokémia. Akadémiai Kiadó, Budapest.

6. VEGYI ANYAGOK KÖRNYEZETI KOCKÁZATÁNAK FELMÉRÉSE (Gruiz Katalin)

A környezeti kockázat becslésével vagy felmérésével egy viszonylag új, fejlődő tudományág foglalkozik, mely a környezetünkbe jutó vegyi anyagok ökoszisztémára (és benne az emberre) gyakorolt kockázatának nagyságát *mérőszámmal* igyekszik jellemezni. A kockázatfelmérés tudományos alapot szolgáltat a gyakorlati környezetvédelemhez, a környezetvédelmi politikához, a politikai és gazdasági döntésekhez, és az alkalmazandó remediálási* (remediálás: a talaj „meggyógyítása”, vagyis olyan állapotba hozása, mely a talaj jellemző használata során már nem jelent elfogadhatatlan kockázatot) technológia kiválasztásához. A felmért szennyezett területeket a számított *kockázati tényező* alapján sürgősségi *sorrendbe* (prioritási* lista) lehet állítani, hogy a legveszélyesebbnek ítélt helyszíneken induljon el legelőször a terület megtisztítása.

6.1. Vegyi anyagok környezeti kockázata és a kockázat nagysága

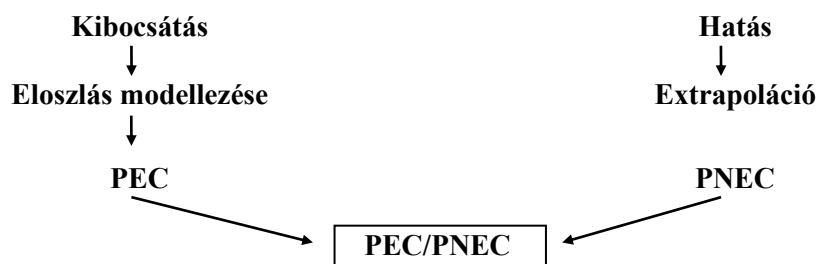
A *kockázat* egy károsnak ítélt jövőbeli esemény, melynek mértéke a bekövetkezés valószínűségétől és a kár nagyságától függ. A környezeti kockázat abból adódik, hogy az ökoszisztéma és az ember a természetbe kikerült veszélyes, kockázatot jelentő anyagnak *ki van téve* és az *hat rá*. A kockázat mérőszámmal való jellemzéséhez alapvetően két adat szükséges, a *környezeti koncentráció* (kitettség) és a *környezeti hatás*, melyek csak közelítő számítással, becsléssel határozhatók meg (Gruiz, 1997; Gruiz, 1998a és Gruiz, 1998b).

A vegyi anyagok környezeti kockázata abból adódik, hogy a vegyi anyagok és káros hatásaik léteznek, gyártjuk és használjuk őket és közben egy bizonyos részük kikerül a környezetbe, ahol módjuk van találkozni az ökoszisztéma tagjaival és az emberrel és kifejteni a természetükből adódó káros hatásukat.

A vegyi anyagok gyártásuk, feldolgozásuk, használatuk, majd a hulladékká válásuk során részben, vagy teljes egészében kikerülnek a környezetbe, ott szétterjednek a vegyi anyag és a környezet tulajdonságai által megszabott módon. A környezetben szétterjedve elérhetik az ökoszisztéma élőlényeit, köztük az embert. Attól függően, hogy az illető vegyi anyag milyen és mekkora hatással van az ökoszisztéma tagjaira és az emberre, a környezetben kialakult szennyezőanyag koncentráció kisebb vagy nagyobb kockázatot jelent a hatásnak kitett ökoszisztéma-tagokra és az emberre.

A vegyi anyagok környezeti kockázata tehát objektív dolog, egy jövőbeni káros esemény bekövetkezésének valószínűsége. Ezt az objektíve létező dolgot valahogy jellemezni, megítélni és mérni kell, hogy a környezetpolitika és menedzsment döntéseit számszerű értékekre alapozhassa.

A vegyi anyagok kockázatának megítélése mindig a *kitettség* és a *hatás* összevetésén alapul. A kockázat számszerűsítéséhez a környezetben valószínűsíthető vegyi anyag koncentrációt és a hatást, helyesebben az előreláthatóan hatást még nem mutató koncentrációt kell egymással összevetnünk, vagyis az $RQ = PEC/PNEC$ hányadost meghatározni (18. ábra). A kockázati hányados angol rövidítése $RQ = \text{Risk Quotient}$; a vegyi anyag előrejelezhető környezeti koncentrációjának angol rövidítése $PEC = \text{Predicted Environmental Concentration}$; és az ökoszisztémát károsan még nem befolyásoló előrejelezhető koncentráció angol rövidítése $PNEC$: Predicted No Effect Concentration.



18. ábra. A kockázatsértékelés folyamatábrája (Gruiz, 1997)

Itt jegyezzük meg, hogy a köztudatban elterjedt és általunk is használt kifejezések közül a *kockázat mérése*, a *kockázat felmérése* és a *kockázat becslése* ugyanazon tevékenységet jelölik, vagyis a 18. ábrán látható séma szerinti két koncentráció meghatározását és hányadosuk képzését. A „becslés” kifejezés használatát az indokolja, hogy mind a PEC , mind a $PNEC$ meghatározásánál közelítő számításokat, modellezést, extrapolációt* alkalmazunk, tehát becsléssel előre jelezzük az értékeket. Mindig pesszimista becslést alkalmazunk.

A kockázat jellemzésénél és kiszámításánál a vegyi anyag potenciális forrásától a környezetbe kikerülés után lehetséges terjedési útvonalakon végigmenve kell egy gondolat-kísérlet során eljutni a kockázat tárgyáig, vagyis az ökoszisztéma egyes tagjaiig és az emberig. A vegyi anyag káros hatásainak ismeretében a gondolat-kísérlet eredményeképpen valószínűsíthetjük a veszély létezését akkor is, ha nem számszerűsítjük. A hatások ismeretében mondjuk ki bizonyos vegyi anyagokról, hogy azok általában kockázatosak.

Ezeknél a kockázatos vegyi anyagoknál minőségi kritériumokat igyekszünk megadni irányelvekben, útmutatókban vagy rendeletekben.

A vegyi anyagok *általános* kockázata átlagértékek (átlagos kibocsátás, átlagos környezet, hőmérséklet, átlagos fogyasztás, stb.) alapján számítható. Ugyanezen vegyi anyagok kockázatát *ismert helyszínre* is meg lehet határozni, ilyenkor a szóban forgó helyszín, az *ökoszisztéma* és a *területhasználat jellegzetességeinek* figyelembevételével számítjuk a terjedést, a hígulást, a megoszlást, a helyi expozíciókat.

A „tisztá” vegyi anyagok általános és helyspecifikus kockázatának felmérésétől és az ehhez kapcsolódó gondolkodástól valamelyest *eltér a szennyezett területek kockázatának megítélése és mennyiségi jellemzése*, ennek okai az alábbiak:

Szennyezett területek esetén általában nem újonnan előállított vegyi anyagokról, hanem régi, kevésbé szigorú feltételekkel gyártott és használt, hosszabb ideje a környezetben lévő, a környezeti hatásoknak kitett anyagról, leggyakrabban vegyi anyagok keverékéről van szó. A szennyezett területek kockázatának megítélése azzal is bonyolódik, egy manapság gyártott és felhasznált vegyi anyag gyártásából és felhasználásából adódó általános kockázatához képest, hogy a szennyezett terület egyszersmind tárgya és forrása is a szennyeződésnek. Tehát itt összeadódik a már bekövetkezett kár (mint konkrét kockázat) és a jövőben lehetséges kár (látens vagy potenciális kockázat).

Európában standardizált és irányelveként kiadott nemzeti és nemzetközileg elfogadott metodikák léteznek a kezdeti veszély és a kockázat felmérésére, valamint a döntési kritériumokra (EU-TGD, 1996). A *humán egészségkockázat* (ld. 7. fejezet) mérésének módszerei *korábban fejlődtek ki*, mint a környezeti kockázat mérésének módszerei. Egészen a mai időkig a humán egészségkockázat és a környezeti, vagy ökológiai kockázat felmérésének módszertana egymás mellett, párhuzamosan fejlődött. A legújabb irányzatok igyekeznek a két, külön úton, de végül is egyező elveken alapuló módszer együttest harmonizálni és integrálni, hiszen az ember is az ökoszisztéma részeként, azzal kölcsönhatásban válik veszélyeztetetté így csak azzal harmonikus egységben értékelhető az ember veszélyeztetettsége, a területhasználatoktól és a táplálékláncból függő expozíciók miatt. Az emberre vonatkozó kockázat csökkentése is csak a környezeti kockázattal együtt csökkenthető. Az ember nem tudja izolálni magát az ökoszisztémától. Közvetlenül is kapcsolódik ahhoz, az elfogyasztott vízzel és a táplálékkal (biokoncentráció, biomagnifikáció útján, ld. 6.2.2. fejezet), de közvetetten is hat az ember életminőségére a szennyezett környezet, a károsodott ökoszisztéma és a kényszerűen megváltozott területhasználat.

A környezeti kockázat *általános* és *helyi szinten* egyaránt jellemezhető mennyiségileg, vagyis *mérőszámmal*. A kockázat mérőszámához egy *becslési algoritmus** segítségével juthatunk, mely kiindulhat a gyártás és felhasználás részleteinek ismeretéből, vagy mérési, monitoring adatokból, felhasználva a környezetben történő terjedés ismert jellemzőit és törvényszerűségeit, valamint az ökoszisztémára és az emberre gyakorolt káros hatást. Részletesen vizsgálhatja és figyelembe veheti a vegyi anyagok, a környezeti elem és az ökoszisztéma egyes tagjaival való kölcsönhatásokat, a biodegradációt és a bioakkumulációt, valamint a hozzáférhetőséget, és végül de nem utolsósorban az emberre gyakorolt közvetlen és közvetett hatásokat.

Tiszta vegyi anyagok környezeti kockázatának és humán egészségkockázatának felmérésére formalizált és harmonizált módszert dolgoztak ki Európában és az Egyesült Államokban. A fenti módszert kézikönyv és számítógépes szoftver formájában adták ki.

Nem ilyen egyszerű a helyzet a *régebben gyártott*, statisztikákban és adatbázisokban nem szereplő, esetleg ismeretlen hatású vegyi anyagoknál és a *vegyes szennyeződések*, gyakran ismeretlen eredetű és összetételű vegyes szennyeződések kockázatának felmérése esetén. Elvileg lehetséges lenne minden egyes szennyezőanyag egyedi kockázatának felmérése, majd a kockázatok összegzése, de a kölcsönhatások figyelembevétele így sem oldható meg. A gyakorlatban viszont nem lehet minden komponenst kémiai analízissel meghatározni, hiszen a mérési tervben nem szerepeltethetünk több száz vegyi anyagot, és nincs is mindenre megfelelő, szabványosított kémiai analitikai módszer. Analizálni csak a prioritást* élvező (toxicitásukról, veszélyességükről jól ismert) vegyi anyagokat szokták. Ezek, a fekete listákon általában szereplő veszélyes vegyi anyagok – irodalmi adatok szerint vegyes szennyeződést tartalmazó hulladékok és környezeti elemek, például szennyvizek, szennyvíziszapok, szennyezett talajok esetén – mindössze kb. 20 százalékát teszi ki az összes lehetséges szennyezőanyagnak. Tehát a szennyező anyagok átlagosan 80%-át nem vesszük figyelembe a felmérési tervek készítésénél és a kockázatfelmérsnél.

A bizonytalanság másik oka az, hogy még a legjobb analitikai módszer sem képes egyes, kis koncentrációjú, ámde igen toxikus anyagok kimutatására, gyakori, hogy a kimutathatósági határ jóval felette van a toxikus szintnek. A problémát tovább bonyolíthatja, hogy sok kémiai analízissel kimutatható vegyületnek nem ismert az ökotoxikológiai hatása, tehát nem találunk róluk ökotoxikológiai adatot a szakirodalomban vagy az adatbázisokban. Az összetett szennyezések esetére használt kockázat-felmérési eljárás elve megegyezik az egyes vegyi anyagokra alkalmazott eljárásával, de ebben az esetben nem a kitettséget vetjük össze a hatással, hanem célszerűen az eredő hatást mérjük. Ilyenkor a károsan még nem ható

szennyező koncentráció (PNEC) becsléséhez a szennyezett területről származó, vegyes szennyeződést tartalmazó minták (szennyvíz, talaj, talajvíz, üledék, stb.) *ökotoxikológiai tesztelése* (ld. 6.2.2. fejezet) szolgáltatja a kiindulási adatot, mely az összetett szennyező eredő hatását méri és a minta hígításával lehet eljutni az LC 50 (50%-os gátlást okozó) vagy NOEC (krónikusan nem ható) koncentrációkig. A környezeti minták közvetlen ökotoxikológiai tesztelésénél tapasztalati alapon meghatározott, a tiszta vegyi anyagoknál ajánlott biztonsági faktoroktól eltérő (kisebb) faktorokat is lehet alkalmazni.

6.2. Kockázati tényező

A veszély mértékét a kockázati hányadossal (angol rövidítése $RQ = Risk\ Quotient$) jellemezzük. A kockázati hányados az előrejelezhető környezeti koncentráció (angol rövidítése $PEC = Predicted\ Environmental\ Concentration$) és az ökoszisztémára még nem ható előrejelezhető koncentráció (angol rövidítése $PNEC = Predicted\ No\ Effect\ Concentration$) hányadosa. Minél nagyobb ez a hányados, annál nagyobb az a veszély, amit a környezetbe került vegyi anyag jelent. Ha ez az érték kisebb mint 1, nincs szükség beavatkozásra, ha nagyobb mint 1, akkor további vizsgálatok szükségesek. Ha a részletesebb vizsgálatok eredményeinek figyelembevételével is nagyobb mint 1, akkor el kell kezdeni a kockázat-csökkentés lehetőségein gondolkozni (15. táblázat).

15. táblázat. A kockázati tényező értékeihez rendelhető veszélyeztetési szintek (EU-TGD, 1996)

$RQ = PEC/PNEC$	Veszély
< 0,001	elhanyagolható
0,001 - 0,1	kicsi
0,1 - 1	enyhe
1 - 10	nagy
≥ 10	igen nagy

A kockázatot tehát számszerűsíteni kell ahhoz, hogy értékelésre és összehasonlításra tudjuk használni. A környezeti kockázat jellemzésére a *kitettség* (expozíciót) és a *hatást* vetik össze, és viszonyukból, arányukból a kockázat nagyságának jellemzésére mérőszámot alkotnak. A kockázat mennyiségi felmérése minden esetben egy *iterációs* folyamat*. Minden egyes többletinformáció beszerzése után újra el lehet végezni a kockázatbecslést, vagyis a $PEC/PNEC$ arány kiszámítását mindaddig, amíg a kockázati tényező már nem csökkenthető a részletesebb információk felhasználásával. A legtöbb gyakorlatban

alkalmazott kockázat-felmérési eljárás lépései, melyeket előzetes, részleges vagy részletes jelzővel szoktak illetni, tulajdonképpen az iteráció egyes „befagyasztott” lépései, melyeket meghatározott adathalmaz beszerzése után végeznek el.

A számszerű érték képzése *kockázatfelmérés* során történik, melynek lépései az alábbiak:

- a szennyezett terület jellemzése,
- a veszély, illetve a veszély forrásának azonosítása,
- a kitettség, vagy más szóval a környezeti koncentráció felmérése,
- a hatás ismerete és mennyiségi meghatározása,
- a kockázat becslése,
- a kockázat jellemzése.

A kockázatfelmérés céljaul az ember és/vagy az ökoszisztéma veszélyeztetettségének megállapítását jelölhetjük meg. A környezeti kockázatfelmérés általános célja annak megállapítása, hogy a megfigyelt, vagy mért szennyezőanyag koncentráció elfogadhatatlan kockázatot jelent-e a környezetre, és abban az emberre.

6.2.1. A környezeti koncentráció (PEC), azaz a kitettség meghatározásának lépései talajszennyeződés esetén

A környezeti koncentráció (PEC), azaz a *kitettség* meghatározásának lépései környezet- , illetve talajszennyeződés esetén a következők:

- az eloszlási modellhez szükséges minimális adathalmaz beszerzése,
- a standard környezet definiálása, lokális és/vagy regionális szinten,
- másodlagos adatok (megoszlási hányadosok, degradáció mértéke) beszerzése,
- a kibocsátás felmérése vagy becslése,
- a környezetben való eloszlás és viselkedés tanulmányozása,
- PEC számítása.

Minimális adathalmaz beszerzése: Ismernünk kell a szennyezőanyag fizikai-kémiai tulajdonságait, a móltömegét, az oktanol–víz megoszlási hányadost¹, a vízdoldhatóságot, a gőznyomást, az illékonyságot, és a forráspontot. Ismernünk kell továbbá a felhasznált mennyiséget és a felhasználás módját, a gyártott mennyiséget, az ipari és magáncélú felhasználást.

Standard környezet: A standard környezet definiálását, a standard környezetet a környezeti elem átlagos értékei jelentik egy meghatározott nagyságú területre vonatkozóan. A 16. táblázat példaként az európai standard talaj jellemzőit mutatja be.

16. táblázat. Európai standard talajra jellemző paraméterek (EU-TGD, 1996)

Paraméter	Jele	Egysége	Értéke
Talaj szilárd frakció aránya	$F_{\text{szilárd talaj}}$	m^3/m^3	0,4
Talaj víz frakció aránya	$F_{\text{víz talaj}}$	m^3/m^3	0,4
Talaj levegő frakció aránya	$F_{\text{levegő talaj}}$	m^3/m^3	0,2
Talaj szerves szén frakció aránya	$F_{\text{oc talaj}}$	kg/kg	0,02
Talaj szervesanyag frakció aránya	$F_{\text{om talaj}}$	kg/kg	0,034
Talaj sűrűsége	RHO	kg/m ³	1400

A környezet legösszetettebb elemeit, a talajt, a felszíni vizek üledékeit és a lebegőanyagot, mint három fázisból álló rendszert írhatjuk le. A háromfázisú talaj sűrűségének számítása például az alábbi képlet segítségével történhet:

$$\text{RHO}_t (\text{kg/m}^3) = F_{\text{SZ}} \cdot \text{RHO}_{\text{SZ}} + F_{\text{V}} \cdot \text{RHO}_{\text{V}} + F_{\text{L}} \cdot \text{RHO}_{\text{L}}, \text{ ahol}$$

RHO: sűrűség (kg/m³),

t: talaj, **sz:** szilárd, **v:** víz, **l:** levegő,

F: a frakció aránya (m³/m³).

Másodlagos adatok, megoszlási hányadosok kiszámítása: A szennyező terjedését a környezetben és az élőlényekben annak mozgása, vándorlása, transzportja határozza meg. Egy vegyi anyag, elem vagy vegyület az alábbi transzporton mehet keresztül:

- gőz- és gázállapotú szennyező adszorpciója aeroszol részecskéihez,

¹ *oktanol-víz megoszlási hányados:* ha egy szerves vegyületet hozzáadunk n-oktanol és víz keverékéhez, akkor a szennyezőanyag tulajdonságaitól függően egy meghatározott arányban fog megoszlani a két oldószer között. Mivel az oktanol és a víz nem elegyednek, a két fázis elválasztható egymástól és a bennük oldott anyagmennyiség meghatározható.

- megoszlás a vizes fázis és a levegő között (párolgás, elillanás, oldódás),
- adszorpció–deszorpció, vagyis megoszlás a szilárd és a vizes fázis között (ez főleg a talaj, az üledékek és a lebegőanyag esetében kerül előtérbe), ezt fejezi ki a talaj szilárd és oldott fázisa közötti megoszlási hányados, melynek jele szerves talajszennyezők esetében K_p .

Szerves vegyületek megoszlási hányadosának meghatározásához az alábbi módszerek használhatóak:

- közvetlen mérés,
- szimulációs vizsgálat,
- K_{oc} érték (szerves szén–víz megoszlási hányados) meghatározása HPLC-vel,
- biodegradációs teszt,
- a K_{oc} az oktanol víz megoszlási hányados értékéből is ki lehet számolni szerves szennyezőanyagok esetén.

Ha a K_{oc} érték nem található meg, vagy nem mérhető ki, akkor azt a K_{ow} (oktanol-víz megoszlási hányados) értékéből lehet kiszámítani abban az esetben, ha a szerves szennyező főleg szerves anyaghoz kötődik. Szerves, nem ionos vegyületek esetében ajánlott összefüggések:

$K_{oc} = a \cdot K_{ow}/1000$, ahol

K_{oc} : a szennyező szerves szén és vizes fázis közötti megoszlási hányadosa

a : empirikus állandó, értéke 0,411

K_{ow} : oktanol-víz megoszlási hányados.

$K_p = K_{oc} \cdot F_{oc_t} = C_{talaj} / C_{pórusvíz}$, ahol

K_p : a szennyező megoszlási hányadosa a talaj szilárd és vizes fázisa között

(dimenziója $kg_{szennyező}/kg_{talaj} : kg_{szennyező}/kg_{pórusvíz}$).

F_{oc_t} : szerves szén frakció aránya a talajban.

Másodlagos adatok, degradáció: Talajban a *biodegradáció* a jellemző degradációs folyamat. A szerves szennyezők degradációjáról általában nincs adat, de helyspecifikus vizsgálatoknál egyébként sem alkalmazhatók az irodalmi értékek az adaptáció eltérő értéke miatt. Ezért standardizált labortesztek alapján extrapolálunk*. Általában a kiindulási szennyezőanyag biodegradációját vizsgáljuk. Ha stabil degradációs közti- vagy végtermék

keletkezik, arra nézve is el kell végezni a kockázatelemzést. A biodegradáció a talajban függ a vegyület degradálhatóságától, a mikroorganizmusok számától, a szerves széntartalomtól és a hőmérséklettől, és nagymértékben befolyásolja a terület ökoszisztémájának, elsősorban a mikroorganizmusok adaptációjának mértéke, mely gyakran a szennyezés korával függ össze. A talajban élő mikroflóra a toxikus vegyi anyagokhoz hozzá tud szokni, és képes a szennyezőanyagok eltűrésére és elbontására. A Európai Unió (EU) által javasolt egyszerűsített modell a biodegradáció kinetikáját elsőrendűnek tételezi fel, csak az oldott részt veszi biodegradálhatónak, és a biodegradáció sebességi állandóját arányosnak tekinti a mikrobapopuláció koncentrációjával. A talajban folyó biodegradáció sebességi állandóját a vízben folyó degradáció ismert sebességi állandójából számítja:

$$k_{\text{degt}} = k_{\text{degv}} \cdot F_{\text{pórusv}} \cdot 100 / K_{\text{t-v}}, \text{ ahol}$$

k_{deg} : a biodegradáció sebességi állandója (1/nap)

$F_{\text{pórusv}}$: pórusvíz aránya a talajban

100: mikrobaszám mérés korrekciós faktora

$K_{\text{t-v}}$: a szennyező talaj-víz megoszlási hányadosa.

Az EU-javaslat táblázatban adja meg a talajra vonatkozó k_{deg} értékeket, amelyekkel számolni lehet (17. táblázat).

17. táblázat. Talajokban folyó biodegradáció sebességi állandói különböző megoszlási hányadosú vegyületek esetében (EU-TGD,1996)

$K_{\text{p talaj}}$	k_{deg} könnyen biodegradálódó	k_{deg} nehezen biodegradálódó
10^{-5}	4,59	0,459
10^{-4}	3,76	0,376
10^{-3}	1,34	0,134
10^{-2}	0,181	0,0181
0,1	0,0187	$1,87 \times 10^{-3}$
1,0	$1,88 \times 10^{-3}$	$1,88 \times 10^{-4}$
10	$1,88 \times 10^{-4}$	$1,88 \times 10^{-5}$

A kibocsátás felmérése vagy becslése, szennyeződés-kibocsátás és -terjedés modellezése: A környezetbe sokféle módon kerülhet szennyezőanyag, és további sorsa függ a tulajdonságaitól, a felhasználásának módjától és a környezet tulajdonságaitól. A környezetben kialakuló szennyezőanyag-koncentrációt *helyi* vagy *regionális* szinten minden környezeti elemre kiszámíthatjuk. A környezetben való eloszlást matematikai modellek

segítségével határozhatjuk meg. Ha a degradáció közti- vagy végterméke toxikus és stabil azt is figyelembe kell venni, mint toxikus szennyezőt. Nagyon fontos információ a háttérérték, melyhez viszonyítva értékelhető a környezeti koncentráció.

A környezetbe kerülésnek és következményeinek becslése vonatkozhat lokális és regionális szintre, eszerint a valószínűsíthető környezeti koncentráció lokális ($PEC_{\text{lokális}}$) és regionális ($PEC_{\text{regionális}}$) megkülönböztetésére van lehetőségünk. A talaj esetében a helyi kibocsátásból számított $PEC_{\text{lokális}}$ értékre a szennyezett területek értékelésekor, vagy a talajt terhelő lerakás kockázatának számításakor lehet szükség. A $PEC_{\text{regionális}}$ érték kalkulálása esetén a regionális szinten kibocsátott szennyezőanyag talajra jutó hányadával kell számolnunk. A regionális modellek vagy standard regionális környezettel számolnak, vagy országonkénti modell-paraméterekkel:

$$E_{\text{regt}} = F_t \cdot 1000 \cdot \text{évi gyártott mennyiség} / 365, \text{ ahol}$$

E_{regt} : regionális kibocsátásból származó terhelés a talajra (kg/nap)

F_t : a kibocsátott mennyiség talajra jutó hányada

$F = 100 \%$, pesszimista becslés esetén.

A legnagyobb mennyiségben gyártott vegyszerek (angol rövidítése HPVC: *High Production Volume Chemical*) felhasználása sokféle és kibocsátásuk, alkalmazásuk a legkülönbözőbb utakon történhet, amit figyelembe kell venni a környezeti koncentrációk becslésénél. Talaj esetében kiszámítható a levegőből kiülepedett és az esővízzel bemosódott szennyezőanyag mennyiség is a talaj különböző halmazállapotú alkotóira vonatkozóan.

6.2.2. A vegyi anyagok hatásának becslése, a PNEC érték meghatározása talajszennyeződés esetén

A környezetünket veszélyeztető anyagok megítélése hatásuk alapján történik. Ez a hatás lehet *toxikus**, *mutagén**, *teratogén** vagy más hatás. A dózis – válasz összefüggés vizsgálata és értékelése megmutatja számunkra a vegyi anyagok toxikológiai, egészségkárosító hatásának mértékét, és azt a koncentrációt, amely még nem okoz észrevehető hatást a vizsgált tesztorganizmuson (hatástalan szint; angol rövidítése $NEC = \text{No Effect Concentration}$). A humán-toxikológusoknak széleskörű adatbázis áll rendelkezésükre, és kialakult annak a módszere is, hogy a tesztorganizmusokkal

meghatározott NEC értékek alapján becsléssel hogyan lehet megállapítani az emberre veszélytelen szintet.

A vegyi anyagok ökotoxikológiai hatása kevésbé ismert, adatbázisokban és az irodalomban alig találunk ökotoxikológiai adatot, még kevesebb megbízhatót. Ha egy toxikus szennyező bekerül a környezetbe, az messzemenő következményekkel jár. Az ott élő ökológiai közösség egyes tagjait, egyes fajait háttérbe szorítja, sőt kipusztulásukat is okozhatja, másokat előnyhöz juttat, tehát felborítja az ökoszisztéma egyensúlyát

Az ökoszisztémák kisebb-nagyobb mértékben képesek alkalmazkodni a környezet változásaihoz, néha extrém környezeti tényezőkhez is képesek idomulni, meg tudnak felelni a klimatikus változásoknak és a legkülönbözőbb stresszeknek. Az ökológiai közösség egyes tagjai érzékenyebben reagálnak a környezeti hatásokra, mások ellenállóbbak. Egyes környezeti hatások csak a közösség tagjainak arányát tolják el, mely bármikor visszaalakulhat, de történhet irreverzibilis károsítás is.

Hogyan lehet ennek a komplex hatásnak az eredményét mérni, mi lenne az, ami felhívhatná a figyelmünket a megnövekedett kockázatra? Az ökotoxikológusok nehezen tudnának extrapolálni a humán toxikológusok által használt tesztorganizmusokkal nyert eredményekből, tehát számukra más, az ökoszisztémát jobban reprezentáló és annak történéseit jellemző tesztorganizmusokra és mérési módszerekre van szükségük. A *bioindikáció* a vizsgált ökológiai rendszer legérzékenyebb tagjának meglétét vagy hiányát, esetleg működését vizsgálja. A *biomonitoring* a monitor-szervezetekben lejátszódó változásokat, pl. akkumulációt tanulmányozza. A *biotesztek* laboratóriumban végzett vizsgálatok, ahol a tesztorganizmus válaszát mérik a toxikus anyag, vagy toxikus anyag tartalmú környezeti minta hatására. A populáció, illetve az ökoszisztéma szintjén megjelenő hatásokat mérik a *mikrokozmosz*, vagy *mezokozmosz* kísérletek.

A PNEC érték meghatározása, illetve kiszámítása az adatbázisokban elérhető adatok értékelésével kezdődik. Az adatbázisok a legtöbb vegyületre vonatkozóan hiányosak. A meglévő eredmények rövid idejű, tehát ún. akut toxicitási tesztekben származnak. Az adatbázisokban található adatok tehát lehetnek akut, vagy krónikus hatáson alapuló teszteredmények, melyek végpontja is különbözik. A leggyakrabban használatos ökotoxikológiai vizsgálati végpontok az alábbiak:

Akut toxicitás vizsgálatából;

- LC 50 (Lethal Concentration 50 – az a koncentráció mely a kísérleti egyedek felének elpusztulását okozza)
- EC 50 (Effect Concentration 50 – az a koncentráció, mely bármilyen végpont esetén a kontrollhoz képest 50%-os csökkenést okoz).

Krónikus toxicitás vizsgálatából;

- NOEC (No Observable Effect Concentration - az a legmagasabb koncentráció, amelynek nincs megfigyelhető hatása),
- LOEC (Lowest Observable Effect Concentration - az a legalacsonyabb koncentráció, amely már hatást mutatott,
- MATC (Maximal Acceptable Concentration - a szennyező maximális, még elfogadható koncentrációja.

NOEC és LOEC egymástól számíthatóak: például $NOEC = LOEC/2$, MATC a LOEC és NOEC érték átlagaként számítható.

Ha az adatbázisban nem találunk egy vegyületre adatot, akkor a szerkezet hasonlósága alapján becsülhetjük a toxicitását, hasonló szerkezetű ismert hatású vegyület adataiból (az eljárás angol nyelvű rövidítése QSAR = *Quantitative Structure - Activity Relationship*).

Az ökotoxikológiai vizsgálatok, azok értékelése és a kapott eredmények felhasználása során sok a hibalehetőség, mivel:

- ahány laboratóriumban méri, annyiféle a módszerek és így az eredmények,
- fajonkénti nagy eltérések miatt nehéz egyik fajra kapott eredményből egy másikra következtetni,
- az akut toxicitás méréséből nem mindig lehet a hosszabb ideig tartó hatásokra következtetni.

A laboratóriumi mérésekből csak nagy hibával lehet a valódi ökoszisztémában lezajló történésekre következtetni, ennek okai:

- egyetlen faj nem reprezentálja az ökoszisztémát,
- tiszta vegyületek adatai nem veszik figyelembe az additív, szinergens vagy antagonist hatásokat, a szennyező és a mátrix kölcsönhatását.

A szennyezőanyagok ökotoxikológiai hatásainak mérése és ismerete igen fontos a valódi veszély, a kockázat megítélése szempontjából, hiszen a kémiai analízis, a koncentráció érték egymagában nem ad felvilágosítást a veszélyes anyagok hatásairól. Sok vegyi anyagot nem

is tudunk analizálni, némelyek már kimutathatatlanul kis koncentrációban is hatnak, mások a talajjal való kölcsönhatásaik miatt nagy koncentrációban sem veszélyesek, mert nincsenek hozzáférhető állapotban.

A talajhoz kötött szennyezők hatásának vizsgálatára mikroorganizmusokat, növényeket és gilisztákat javasolnak az irodalomban. Újabban egyre többen alkalmazzák és szabványosítás alatt áll a *Colembolla* puhatestű talajlakó rákkal (ugróvillással) végzett ökotoxikológiai tesztelés. A talajok esetében a talajhoz való kötődés, a talaj szervesanyag- és agyagtartalma, pH-ja és nedvességtartalma nagyban befolyásolja a toxikus hatás megjelenését és mértékét.

A mért értékeket a biológiai hozzáférhetőség ismeretében normalizálni szükséges, azaz egy standard talajban valószínűsíthető értékben kell kifejezni. Nem ionos szerves szennyezők esetében az alábbi összefüggést alkalmazzák:

$$\text{NOEC}_{\text{st}} = \text{NOEC}_{\text{exp}} \cdot \text{Fom}_{\text{st}} / \text{Fom}_{\text{exp}}, \text{ ahol}$$

Fom : a talaj szervesanyag-hányada (kg/kg),

st: standard, exp: kísérletben szereplő.

A talaj NOEC értéke a pórusvízben mérhető egyensúlyi koncentrációból is számítható, a következő egyenlet szerint:

$$\text{PNEC}_t = K_{t-v} / \text{RHO}_t \cdot \text{PNEC}_v, \text{ ahol}$$

RHO : a nedves talaj sűrűsége,

K_{t-v} : talaj-víz megoszlási hányados

A PNEC érték megállapítására alkalmazott ökotoxikológiai tesztek eredményét az elvégzett tesztek számától és minőségétől függően biztonsági faktorokkal vehetjük figyelembe (faktoriális módszer). Az Európai Unió által elfogadott javaslat megadja a különböző környezeti elemek esetén használatos tesztorganizmusokat és megadja a biztonsági faktorok alkalmazásának rendjét (18. táblázat). Pontosabb becslést tesz lehetővé a fajok eloszlási valószínűsége alapján történő közelítés.

18. táblázat. A PNEC érték becsléséhez alkalmazott biztonsági faktorok és tesztek vízi ökoszisztéma esetén (EU-TGD, 1996)

Alkalmazott teszt	Biztonsági faktor
Három különböző trofikus szint élőlényeivel legalább 1-1 akut toxicitási teszt (LC50: hal, alga, <i>Daphnia</i>)	1000
Legalább egy hosszú távú NOEC mérés akár hal akár <i>Daphnia</i> tesztorganizmussal	100
Két különböző NOEC mérés, két különböző trofikus szint élőlényeivel (hal és/vagy alga és/vagy <i>Daphnia</i>)	50
Három trofikus szint élőlényeivel meghatározott krónikus NOEC értékek	10
Szabadföldi adatok vagy mikrokozmosz kísérletek	egyedi felmérés

A PNEC kalkulálásánál igen fontos a *bioakkumuláció* figyelembevétele. A bioakkumuláció felelős a táplálékláncba kerülésért, a másodlagos mérgezésért. Bioakkumulációval kell számolnunk a szerves ionok egy részénél, pl. toxikus fémek és a nehezen bontható apoláros szerves vegyületek esetében.

A *biokoncentráció* kifejezést eredetileg a vízi környezetből való felvétel nettó eredményére, vagyis valamely vegyületnek egy organizmus által felvett és leadott értékének különbségére alkalmazták, ma már általánosabban használják a bioakkumulációval azonos értelemben. A *bioakkumuláció* minden felvételi lehetőségre alkalmazott kifejezés, a *biomagnifikáció* a bioakkumuláción kívül a szennyezőnek a táplálékláncon keresztül történő transzportját, lépcsőzetes és többszöri bioakkumulációját is jelenti. A *biokoncentrációs faktor* (BCF) az organizmusban mérhető koncentráció és környezeti elemekben mérhető szennyező-koncentráció aránya ($BCF_{\text{növény}} = C_{\text{növény}}/C_{\text{talaj}}$). A szerves vegyületek bioakkumulációs faktora arányos az oktanol-víz megoszlási hányadosukkal (19. táblázat).

19. táblázat. A bioakkumulációs faktor és az oktanol-víz megoszlási hányados értékeinek összefüggése (EU-TGD, 1996)

Bioakkumulációs hajlam	log BCF	log Kow
Nagy	>3	>3
Közepes	1,5-3	1,5-3
Kicsi	>1,5	>1,5

Egy sor biológiai faktor miatt természetesen eltérések lehetnek a K_{ow} és BCF érték között. Ennek okai a következők lehetnek:

- az aktív transzport,
- a vegyület megváltozhat a sejtmembránon átkerülve,
- a vegyület kölcsönhatásba léphet bizonyos sejten belüli anyagokkal,
- a felvétel és kiürítés kinetikája és jellegzetességei.

Emiatt a magas K_{ow} értéken kívül a bioakkumuláció akkor valószínűsíthető, ha a vegyület erősen adszorbeálódik, ha rokon vegyületeiről ismert a bioakkumulálódó hajlam, valamint ha nehezen hidrolizálható és rosszul biodegradálódik.

A bioakkumulációs teszteknel figyelembe kell venni magát a mérési eredményekből számított BCF-t, a kiürülés idejét (CT_{50}), az anyagsere-utakat, a transzformációt a sejten vagy az organizmuson belül, a szerszpecifikus akkumulációt, a kiürítetlen megkötött maradékot és a vegyület hozzáférhetőségét.

6.3. Szennyezett területek kockázatának kvalitatív jellemzése és kvantitatív felmérése

Szennyezett területek esetén nem olyan „egyszerű” a kockázat felmérése, mint a tiszta vegyi anyagoknál, lévén, hogy általában nem egyetlen vegyi anyag szennyezi a területet, hanem szennyezők keveréke, nagyon gyakran nem azonosított és kémiai analitikai módszerekkel nem definiálható összetételű szennyező (Gruiz, 1997).

A szennyezett területekre az is jellemző, hogy létezésükről, történetükről már tudunk, felmérések, *ad hoc** vizsgálatok legtöbb esetben már történtek. Ez azt jelenti, hogy jól feltett kérdésekre viszonylag jó válaszokat kaphatunk, melyek tartalmazzák azokat a kiindulási adatokat, mely a kockázat különböző célú és mélységű jellemzéséhez szükségesek.

A szennyezett területek kockázatának felmérésére a világon mindenütt *többlépcsős eljárásokat* alkalmaznak, mely felmérési lépések részletességben és pontosságban különböznek egymástól. Az előzetes felmérések általában kevés adatból, adathiányos állapotból kiindulva igyekeznek jellemezni a kockázatot. Az előzetes kockázatjellemzés mind kvalitatív, mind kvantitatív kockázatfelmérs esetén megelőzheti a részletes vizsgálatot.

Az *előzetes felmérés* leggyakoribb célja, hogy kizárhassunk területeket a további vizsgálatokból. Ennek feltétele, hogy pesszimista becslést végezzünk és hogy a veszély egy

bizonyos határ alatt legyen. Tehát ilyenkor is kvantitatív kockázatbecslést kell végeznünk, mely önmagában értelmezhető abszolút számot ad eredményül.

Szennyezett területek kockázatának felmérése során *kvalitatív*, azaz *relatív kockázatbecslést* is szoktak alkalmazni, olyan esetekben, ha több, nagyszámú szennyezett terület vizsgálatáról és rangsorolásáról van szó. A gyakorlatban gyakori az ilyen eset, pl. a nemzeti kármentesítési programokban, ahol több ezer szennyezett terület felmérése, valamint kockázat és sürgősség szempontjából való rangsorolásáról van szó, vagy azonos technológiák eredményeképpen - pl. fémfeldolgozó ipar, olajipar, gázgyártás, stb. - elszennyeződött területek összehasonlításáról. Ilyenkor a rangsoroláshoz megfelel a relatív, vagy kvalitatív kockázatbecslés, amikor pontszámokkal, vagy más, konkrét értelemmel és dimenzióval nem rendelkező mutatókkal jellemezzük a szennyezett területet. Természetesen ilyenkor is a - veszélyforrás, transzport, cél - gondolatmenetet kell követnünk, de csak a kitettség és hatás tényét regisztráljuk, a mértékét nem. Az ily módon nyert pontszámok csak az azonos módon felmért területek egymáshoz viszonyítására alkalmasak, abszolút értelemben nem jelentenek semmit.

A kockázat megítélésére többféle módszert alkalmazhatunk, attól függően, hogy mi a célunk a kockázatfelmérés eredményével. A kockázatfelmérés annyival több a veszély azonosításánál és a veszélyfelmérésénél, hogy nem csak a vegyi anyagot, hanem egy bizonyos ismert területet is figyelembe vesz.

Egy szennyezett terület kockázatának jellemzése az alábbi lépéseket foglalja magában:

- a veszély azonosítása, a veszélyforrás(ok) számbavétele, a veszélyes anyag mennyiségének megadása, természetének jellemzése,
- a veszélyt jelentő vegyi anyag fizikai, kémiai, biológiai jellemzése,
- a környezetbe kerülés módjainak kiderítése, a kibocsátott mennyiség felmérése,
- a környezet, az érintett környezeti elemek azonosítása, jellemzése,
- a terjedési útvonal(ak) felderítése, a terjedés modellezése,
- a kitettség, vagyis a környezeti koncentráció felmérése, hely és idő szerinti eloszlás jellemzése,
- a vegyi anyag hatásainak megismerése szakirodalomból, adatbázisokból, saját mérések alapján. Vegyes szennyezők esetén a lehetséges kölcsönhatások megismerése,
- a receptorok* jellemzése. Az érintett környezeti elemek, a területhasználatok definiálása, a receptor szervezetek, ökoszisztémák, az ember expozíciójának jellemzése a vegyi anyag hatásai alapján,

- a kockázat megítélése, jellemzése, kvantitatív kockázatfelmérés esetén számszerűsítése.

Szennyezett területek *környezeti- és egészségkockázatának* megítélésére és jellemzésére alapvetően három féle eljárást alkalmazhatunk, a *diszkurzív*, a *kvalitatív* és a *kvantitatív* leírást. Bármilyen szinten is járunk el azonban, a szennyezett területet előzetesen meg kell ismerni, fel kell vázolni egy olyan sémát, mely feltünteti a forrásokat, a terjedési útvonalakat, a célszervezeteket és az expozíciós útvonalakat. A célszervezetek (receptorok) és az expozíciós útvonalak nagyban függenek a területhasználatától.

A *diszkurzív* kockázatjellemezés* azt jelenti, hogy a fent felsoroltakat szóban fejtjük ki. A veszélyforrás, a környezet és a szóba jövő receptorok ismerete alapján felállítjuk az anamnézist*, melyből következtetni próbálunk a jövőbeli káros eseményekre és hatásokra, példák, tapasztalatok, tudományos ismeretek és összehasonlítás alapján okoskodva igyekszünk felállítani a prognózist.

A kockázat *kvalitatív jellemzésekor* a veszélyforrás, a környezet, és a receptorok jellemzésére osztályozási rendszert alkotunk. Ennek a módszernek csak több veszélyforrás vagy szennyezett terület összehasonlítása esetén van létjogosultsága, mert az osztályzatnak (a veszély, a kockázat nagyságának jellemzésére kitalált önkényes skálának) önmagában nincsen jelentése. Az eredményül kapott osztályzatok, vagy kockázati tényezők nagysága szerint rangsorolhatjuk az összehasonlítandó szennyezett területeket, vagy más veszélyforrásokat.

A kockázat *kvantitatív jellemzésekor* egy értelmes számértéket kreálunk, melynek nagysága abszolút értelemben jellemzi a veszélyforrást, a vegyi anyagot, a szennyvizet, a szennyezett területet, vagy bármilyen más kockázatot jelentő vegyi anyag forrását. A kockázat mennyiségi jellemzésére alkalmas mérőszám a kockázati hányados (RCR, RQ), mely a vegyi anyag valószínűsíthető környezeti koncentrációjának (PEC) és a szóban forgó teljes ökoszisztémára (regionális, lokális, vízi, szárazföldi, stb.), vagy az emberre hatást még nem mutató koncentrációnak (PNEC) a hányadosa.

A *PNEC* (előrejelezhető, károsan nem ható koncentráció) közvetlenül sohasem mérhető, azt mind az ökoszisztéma, mind az ember esetében csak extrapolációval* kaphatjuk meg. Az extrapoláció gyakran önkényes, hiszen, amiből, amiről extrapolálunk, az nagyon messze van a céltől. A teljes ökoszisztémát károsan nem befolyásoló koncentrációt mindössze három, bár különböző trofikus szinten lévő organizmusra gyakorolt hatás alapján, az emberre károsan nem ható vegyi anyag koncentrációt pedig állatokra kapott hatás-eredmények alapján igyekszünk meghatározni, extrapolációval. Az extrapoláció vagy

biztonsági faktorok alkalmazásával, vagy valószínűségi sávok beiktatásával történik. Az ember esetében tovább finomították a módszert egyes csoportok érzékenységeinek (gyerek, felnőtt) figyelembevételével, a jellemző expozíciós utak és/vagy az egyedi fogyasztási jellemzők megkülönböztetésével (ld. még 7. fejezet).

6.4. A környezeti kockázatfelmérés eredményeinek hasznosítása

A vegyi anyagok kockázatának mérése és számszerű jellemzése (angol rövidítése ERA = *Environmental Risk Assessment*) a környezetvédelemmel kapcsolatos döntések tudományos alapjául szolgál, akár környezettechnológiai, akár gazdasági, akár irányítási, akár politikai-jogi területről van szó.

A környezeti kockázatfelmérés, kockázatbecslés eredményeit az alábbi területeken tudjuk hasznosítani (Gruiz, 1997):

- A kockázatfelmérés a *politikai és gazdasági döntések tudományos alapját* képezheti. Az állami felelősségi körbe tartozó szennyezett területek felmérése és remediációja* ma az egyik legnagyobb környezetvédelmi program Magyarországon. A szennyezett területek remediálása természetesen nem történhet meg egyszerre, mert ez durva becslés szerint 500 milliárd forintba kerülne, ezzel szemben évenként csak néhány milliárdot tud országunk erre a célra fordítani. A felmért szennyezett területeket a számított kockázati tényező alapján sorrendbe kell állítani, hogy a legveszélyesebbek kapjanak prioritást. A döntésnél tehát a környezeti kockázat első helyen szerepel, ehhez járulnak gazdasági vagy politikai megfontolások, például a rendelkezésre álló összeg, a sajtó nyomása, vagy a lakosság tiltakozása, melyek módosíthatják a tudományosan felmért, ökológiai- és humán egészségkockázaton alapuló sorrendet.
- A kockázatfelmérés segítséget nyújt az *alkalmazandó remediációs* technológia* kiválasztásához. A remediációs technológia megválasztásában is elsődleges szerepet játszik a kockázat nagysága és jellemzői. Azt például, hogy *in situ**, vagy *ex situ** tisztítási technológiát alkalmazzunk egy szennyezett talaj esetében a kockázat nagysága és minősége szabja meg. Friss olajos szennyeződést laza homokos talajban, magas talajvíz mellett, célszerű azonnali eltávolítás után *ex situ* kezelni, mert nagy a talajvízbe kerülés kockázata. Ezzel szemben régebbi olajos szennyeződéshez kötött talajban, ahol a szennyeződés nem veszélyeztet vízbázisokat, választhatunk *in situ* talajtisztítási technológiát.

- A kockázatfelmérés a *környezetvédelmi jogi szabályozás alapját* képezheti. A jogi szabályozás, rendeletek készítése, kritériumok állítása, büntetések kiszabása esetében a kockázat nagysága a meghatározó. Az eszközül kialakított normák, vagy határértékek megállapításánál is a környezeti kockázatot kell alapul venni. A legújabb tudományos felfogás szerint határértékként az ökoszisztémára még nem ható koncentrációt kell megadni.
- A környezeti kockázat szerepet játszik a *hatáson alapuló határértékek kialakításában*. Egy vegyi anyag törvényben vagy rendeletben lefektetett határértéke (minőségi kritériuma) a hatásától kell függjön, vagyis a PNEC (az ökoszisztémára még nem ható) érték azonos kell legyen a hatáson alapuló határértékkel. A helyspecifikus határértékek képzése esetében különösen érdekes lehet a helyspecifikus PNEC, illetve kockázat, mely természetesen mind felfelé, mind lefelé eltérhet a rendeletekben megadott értéktől (Gruiz et al, 1998).
- A kockázatfelmérés szerepet játszik a *monitoring* rendszerek* kialakításában. A monitoring rendszerek tervezése, a mérendő paraméterek és a vegyi anyagok listája mind a kockázat felmérésén alapul. Egy új, pl. felszíni vizek üledékére vonatkozó monitoring rendszer tervezésénél el kell készíteni a felszíni vizet potenciálisan terhelő összes gyártott, használt és hulladék formájában lerakott vegyi anyag listáját és elvégezni ezen vegyi anyagok általános (Magyarországra vonatkozó) és helyspecifikus kockázatának felmérését. A kockázati tényezők szerint rangsorolt vegyi anyagok közül az elől állókat kell bevonni az új monitoring rendszerben vizsgálandó vegyi anyagok közé. Ezt a listát évről-évre fel kell újítani és a monitoring rendszert az eredmény ismeretében módosítani szükséges.

Irodalom (6. fejezet)

1. BRO-RASMUSSEN, F. et al., 1994. EEC Water Quality Objectives for chemicals dangerous to aquatic environments (List 1.) (Vízi környezetre veszélyes vegyi anyagok vízminőségi célértékei), Reviews of Environmental Contamination and Toxicology 137: 83-110.
2. CALLOW, P. , 1993. Handbook of Ecotoxicology (Ökotoxikológia kézikönyve), Blackwell Science Ltd. Oxford, UK
3. EU-TGD, 1996. Technical Guidance Document in support of commission directive 93/67/EEC on risk assessment for new and existing substances (Irányelvek új és már régebben létező vegyi

- anyagok környezeti kockázatának felméréséhez), Office for Official Publications for the European Communities, Luxembourg
4. GRUIZ, K., 1994. Bioassay to assess contaminated soil (Szennyezett talaj felmérésére alkalmas biotesztek), In: Proceedings of the Second International Symposium and Exhibition on Environmental Contamination in Central and Eastern Europe, Budapest. pp. 231-233.
 5. GRUIZ K., 1997. Vegyi anyagok a környezetünkben, Ph.D. értekezés, Budapesti Műszaki Egyetem
 6. GRUIZ K., 1998a. A környezeti kockázat mérése, In: Kozák K. (szerk.) Veszélyes anyagok és készítmények, Környezetvédelmi Kiskönyvtár 6., Közgazdasági és Jogi Kiadó, Bp., pp.201-258.
 7. GRUIZ, K., 1998b. Principles of environmental risk assessment (Környezeti kockázatfelmérés alapelvei), In: Gy. Filep (ed.) Soil Pollution, International Seminar (TEMPUS JEP 9240), Debrecen, 1997, Agricultural University of Debrecen, Debrecen. pp. 191-199.
 8. GRUIZ K. és HORVÁTH B., 1997. Környezeti kockázat felmérése vagy becslése I.-II. Gazdaság és Gazdálkodás, XXXIV 12:26-34, 1996 és XXXV 1:33-41.
 9. GRUIZ, K., A. MURÁNYI, M. MOLNÁR and M. HORVÁTH, 1998. Risk Assessment of Heavy Metal Contamination in Danube Sediment from Hungary (Nehézfém szennyeződésének kockázatának felmérése Duna üledékében), Journal of Water Science and Technology, 37 (6-7): 273-281.
 10. GRUIZ, K. and M. VODICKSKA, 1993. Assessing Heavy-metal Contamination in Soil Applying a Bacterial Biotest and X-ray Fluorescent Spectroscopy (Talajok nehézfém szennyezettségének felmérése baktériális bioteszttel és röntgenfluoreszcenciás spektroszkópiával), In: Contaminated Soil '93. Eds.: F. Arendt, G. J. Annokkée, R. Bosman and W. J. van den Brink. Kluwer Academic Pub., The Netherlands, pp. 1163-1164.
 11. HOMMEL, G. 1986. Veszélyes anyagok, Műszaki Könyvkiadó, Budapest
 12. HORVÁTH, B. and K. GRUIZ, 1996. Impact of Metalloferrous Ore Mining in GyöngyöSOROSZI, Hungary – A Case Study (Ércbányászat hatása GyöngyöSOROSZIBAN - esettanulmány), Sci. Total Environ. 184: 215-227.
 13. HORVÁTH, B., K. GRUIZ and B. SÁRA, 1996. Ecotoxicological testing of soil by four bacterial biotest (Talaj ökotoxikológiai tesztelése négy különböző baktériális bioteszttel), Toxicol. Environ. Chem. 58: 223-235.
 14. KOZÁK K. (szerk.) 1998. Veszélyes anyagok és készítmények, Környezetvédelmi Kiskönyvtár 6., Közgazdasági és Jogi Kiadó, Budapest
 15. ORGANISATION FOR ECONOMIC COOPERATION AND DEVELOPMENT (OECD), 1984. OECD Guidelines for Testing of chemicals Guideline 208 'Terrestrial Plant Growth. Test' OECD (OECD irányelvek vegyi anyagok tesztelésére; szárazföldi növények növekedése) Paris, France

16. ORGANISATION FOR ECONOMIC COOPERATION AND DEVELOPMENT (OECD), 1984. OECD Guidelines for Testing of chemicals Guideline 207 ' Earthworm acute toxicity tests (OECD irányelvek kemikáliák tesztelésére, földigiliszták akut toxicitási tesztjei).OECD, Paris, France
17. SCHÜRMANN, G. and B. MARKERT, 1998. Ecotoxicology, Ecological Fundamentals, Chemical Exposure and Biological Effects (Ökotoxikológia, ökológiai alapok, kémiai expozíció, és biológiai hatások). John Wiley and Sons, Spektrum Academic Verlag, New York – Heidelberg
18. VAN DE MEENT, D. ,1993. SimpleBox: a generic multimedia fate evaluation model, Bilthoven (Általános modell környezetbe került vegyi anyagok sorsának követésére), RIVM, Report no. 672720 001.
19. VAN STRAALEN N.M. and C. A. J. DENNEMAN, 1989. Ecotoxicological evaluation of soil quality criteria (Ökotoxikológiai minőségi kritériumok talajra), Ecotox. Environ. Saf. 18:241-251.

7. AZ EMBERI EGÉSZSÉGGOKKÁZAT BECSLÉSE (Dura Gyula – Horváth Amanda)

A *kockázatbecslés* a vegyi anyagok, illetve a szennyezőkké vált anyagok helyes kezelésének sokoldalú eszköze. A kockázatbecslésnek meghatározó szerepe van a környezeti problémák kezelésében. A szennyező források és veszélyességük azonosítása, a szennyezés terjedése és mértékének ismerete révén, továbbá a vegyi anyagok környezetre és az egészségre gyakorolt hatásának ismeretével nagyon fontos és nélkülözhetetlen tudás anyaghoz jutunk. Ezek az elemi információk ténylegesen a kockázat jellemzési folyamatban kerülnek összesítésre és válhatnak a döntés-előkészítés részévé. A kockázatbecslés a veszélyes anyagokra vonatkozó azon tudományos ismeretek és adatok összegyűjtése, rendszerezése, elemzése és integrálása, amelyek alapján a vegyi anyagok meghatározott körülmények között az emberre és a környezetre gyakorolt lehetséges káros hatása megítélhető. Ha a kockázatbecslés eredménye, megbízhatósága megfelel az elvárásoknak, akkor a társadalmi-gazdasági következmények figyelembevételével a *kockázatkezelés* szakmai-tudományos alapját képezi. Ha a kockázatbecslés nem végezhető el kellő pontossággal az információk hiányossága miatt, akkor további kutatásokra és vizsgálatokra van szükség.

Az egészségkockázat a környezeti vegyi expozíció és a káros biológiai hatás függvénye. A *kockázat* a vegyi anyag környezetbe jutott mennyisége, a környezeti elemek közötti megoszlása alapján, illetve a vegyi anyag toxicitása és a hatástalan (egészségkárosodás nélkül elviselhető) koncentrációknak ismeretében becsülhető, lényegében a szervezetet ért átlagos napi *szennyezőanyag-terhelés* és a *tolerábilis* szint* arányaként számszerűsíthető. A kockázatbecslés alapvető célja tehát, hogy az emberi tevékenységből a környezetet és az ember egészségét érintő veszélyeztetettségre vonatkozó tudományos igényű ismeretek a közvélemény és a döntéshozók számára értelmezhető módon kerüljenek bemutatásra.

7.1. A kockázat meghatározása

A kockázat definíciójának két fő eleme van: „nem kívánatos következmények lehetősége vagy valószínűsége“ és „a következmények természete és súlyossága“. A *kockázat*, az egészség, környezet és anyagi javak károsodásának - bizonyos esetekben bekövetkező - valószínűsége, a károsodás természetével és nagyságával kombinálva. A tudományos irodalom többféle definíciót ad a kockázatra. Természettudományos szemléletet tükröz az a

megfogalmazás, mely szerint a kockázat egy adott hatás egy bizonyos mértékű következményének valószínűsége. Társadalomtudományi kutatók a hangsúlyt az önkéntességre helyezik (azok, akiket közvetlenül érinthet a terhelés, el tudják-e kerülni a kockázatot), továbbá fontosnak tartják a kockázat természetének szakmai ismeretét, illetve a közgondolkodásban való elterjedtségét (mennyire ismerik a potenciális érintettek a lehetséges hatásokat), a célokat (mi a kockázatot eredményező tevékenység célja), a károsodás helyreállíthatóságát. Az eltérő megfogalmazás azt erősíti, hogy a probléma természetétől függ, hogy mely tényezők a legalkalmasabbak a kockázat jellemzésére.

7.2. A kockázat eredete

A kockázatot végső soron *emberi igények és szükségletek* okozzák, amelyek kielégítése bizonyos tevékenységek formájában történik. Az emberi tevékenységek, pl. növényvédelmi munkák, vegyi gyárban folyó termelés, utazás gépkocsival stb. anyag- és energiafelhasználással járnak, és olyan szituációhoz vezethetnek, amelyekben az ember és környezete vegyi terhelésnek van kitéve (*expozíciós* helyzet*). Az emberi tevékenység célja előnyök létrehozása, de ennek elkerülhetetlen velejárója a kockázati helyzet kialakulása. Ezért nem szabad a kockázatot az előnyöktől elválasztva vizsgálni, továbbá célszerű a tervezett és a nem tervezett tevékenységek között különbséget tenni. Ez utóbbi teszi lehetővé a véletlenszerű baleseti kockázat és a kevésbé váratlan kockázat (engedélyezett kibocsátásból származó kockázat) elkülönített kezelését. A fentiekén kívül figyelmet kell fordítani a helytelen tevékenységi forma megválasztásából eredő károokra, a közvetlen és közvetett gazdasági hatásokra is.

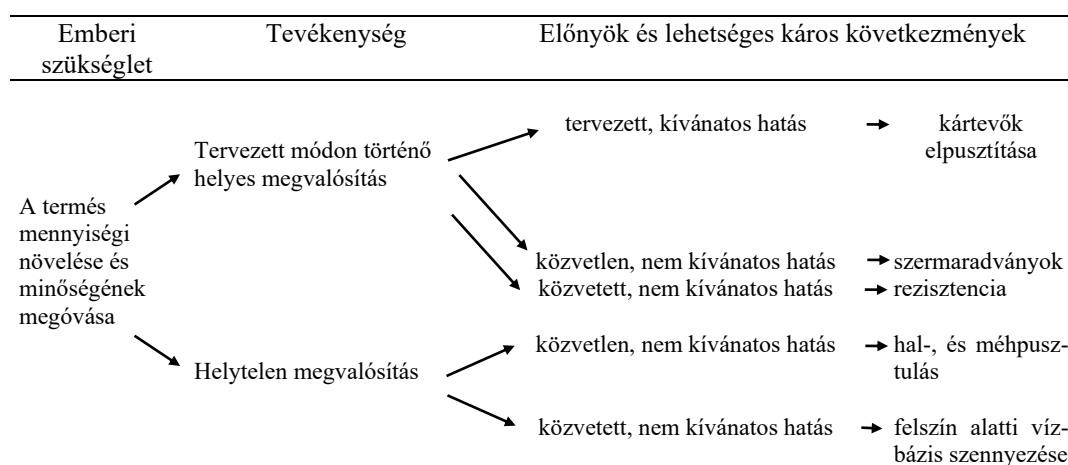
Az ok-okozati következmények láncolata alkalmas modellt képezhet a kockázat keletkezésének leírására és elemzésére. Az emberi tevékenységet (a szükségletek kielégítése, anyag- és energia-felhasználás, a környezet vegyi terhelése) úgy is lehet értelmezni, mint a környezet és az egészség lehetséges veszélyeztetését. Ezért a tevékenységek egyértelmű körülhatárolása a kockázatbecslés lényeges szempontja.

7.3. A környezeti kockázatok jelentőségének megítélése

Mivel a környezeti kockázati problémák nem egyenértékűek, a környezeti vegyi kockázatok súlyozásakor figyelembe vesszük:

- *a kockázati probléma társadalmi jelentőségét.* Ez magába foglalja a tevékenység várható haszna és a kockázat mértéke közötti összefüggést, a más forrásokból származó kockázatok halmozódásának lehetőségét, a kockázat igazságosságának kérdését (azaz kinek származik előnye az adott tevékenységből, a kockázat egyenlőtlenül oszlik-e meg a lakossági csoportok között), a tevékenység következményeinek átháríthatóságát pl. az egyénről a közösségre;
- *a kockázat természetére, mértékére vonatkozó ismereteket.* Ez a lépés a kockázat keletkezésére vonatkozó ok-okozati összefüggések elemzésén alapul, a közvetlen és a közvetett, a tervezett és a nem szándékos hatások összevetését jelenti. A 20. táblázat példája alapján a növényvédő szerek előírás szerinti alkalmazása esetén sem zárhatók ki közvetlen (szermaradványok) és közvetett (rezisztencia kialakulás) nem kívánatos hatások. A növényvédő szerek helytelen felhasználása esetén szintén bekövetkezhetnek közvetlen (hal-, vad-, méhpusztulás) és közvetett (talajvíz-szennyezés) káros hatások;
- *a lehetséges hatások térbeli* (háztartási, helyi, regionális) *és időbeli* (esetleg a következő nemzedéket érő) kiterjedését.

20. táblázat. A peszticid használatból eredő kockázati tényezők ok-okozati összefüggései



Az említett szempontok határozzák meg, hogy az adott környezeti problémát *stratégiai*, *taktikai* vagy *operatív** szintű kérdéseknek tekintsünk. Például egy széntüzelésű hőerőmű lehetséges megépítését messzemenő következményekkel járó stratégiai problémaként, a szállítással kapcsolatos részeket taktikai szintű problémaként és a szomszédos lakónegyedre gyakorolt lehetséges hatását operatív szintű kérdésként célszerű kezelni.

7.4. Az egészséget befolyásoló tényezők és a kockázati tényezők közötti összefüggés

Az *egészség* fizikai, pszichológiai, társadalmi, valamint szubjektív és objektív összetevőkből áll. Az egészségnek szervi (organikus), funkcionális és társadalmi szintjei, illetve összetevői léteznek. Az Egészségügyi Világszervezet szerint az *egészség* a teljes fizikai, szellemi és társadalmi jóllét állapota, nem csupán valamely betegség vagy károsodás, illetve képesség hiánya. Ezzel a meghatározással csak körülményesen adható válasz arra a kérdésre, hogy egy környezeti tényező vagy bizonyos vegyi anyag expozíciós szintje megengedhető-e az egészség szempontjából. Ezért az egészséget célszerű *dinamikus egyensúlynak tekinteni* egyrészt az egyén biológiai és mentális (érzelmi, értelmi) sajátosságai, másrészt a fizikai és társadalmi környezet ingerei és tényezői között.

Az egészség fogalmában kiemelést érdemel az a sajátosság, hogy:

- az egészség optimális hozzáigazodás az adott körülményekhez, illetve a szervezet optimális működése;
- egészség lényegi vonása a szervezet és környezeti tényezők közötti dinamikus kölcsönhatás;

Az egészségre vonatkozó bármely megállapítás tehát tartalmaz egyéni, társadalmi és kulturális, valamint környezeti összetevőket. A levegőben, vízben és talajban, élelmiszerekben előforduló szennyező anyagok, a mikroorganizmusok, számos fizikai tényező, továbbá az életmód, a társadalmi környezet és az egészségpolitika lényegesen befolyásolhatja az egészséget. Mindezt annak érzékeltetése érdekében hangsúlyozzuk, hogy egyetlen vegyi anyag okozta egészségkárosító hatás értékelésekor is számos külső és belső tényező együttes hatására kell figyelemmel lenni.

Magyarországon a népesség egészségi állapota közismerten rossz. A lakosság halálozásának 94 %-áért öt nagy betegségcsoport (szív- és érrendszeri, daganatos, idült légúti és emésztőrendszeri betegségek, valamint az erőszakos halálokok) felelős, és ezek az idült nem fertőző betegségek a jelen kor népbetegségei. Az idült nem fertőző betegségek multifaktoriálisak*, kialakulásukban a környezeti tényezőkhöz kívül a genetikai hajlam, az egészségügyi ellátás színvonala és az életmód játszik meghatározó szerepet [1]. Következésképpen egy károsnak ítélt környezeti tényező egészségre gyakorolt hatását nagyon nehéz kifejezni a kényelemérzés hiánya, az egészségkárosodás, a betegség valószínűségével, vagy a várható élettartam, illetve az egészséges életévek formájában, és előrejelzést csak igen nagyfokú körültekintéssel szabad tenni.

Mivel az életmóddal kapcsolatos kockázati tényezők – az egészségkárosító szokások, egészségtelen életvitel – igen gyakoriak Magyarországon, egy-egy térségben a szennyezett környezet halmozódó kockázata nagyon jelentősen befolyásolhatja a lakosság egészségi állapotának alakulását és ez magyarázhatja részben a halandóságban és a megbetegedésekben mutatkozó jelentős területi különbségeket is.

7.5. A környezeti és az egészségi állapot mutatói közötti összefüggések

Az ország levegőszennyezettségének jellemzőiben a területi különbségek a meghatározók. Magyarország területének mindössze 13 %-a minősül szennyezettnek, illetve mérsékelten szennyezettnek – beleértve az összefüggően szennyezett fővárosi agglomerációt (népességtömörülést) és az észak-dunántúli iparvidéket is – itt él viszont az ország lakosságának közel a fele.

Az Egészségügyi Világszervezet (WHO) felmérése szerint 32 európai ország 293 városából összegyűjtött levegőszennyezettségi adatok azt mutatták, hogy a 420 milliós európai lakosság közel a fele él bizonyos mértékben szennyezett területen. Különösen kedvezőtlen képet mutat a levegő szállópor szennyezettsége. A 61 városból származó adatok, amelyek az európai népesség 17 %-át képviselték, arra utalnak, hogy a megvizsgált lakosságnak 2/3-ad része szennyezett levegőjű területen él [2].

A talaj, a talajvíz szennyezettsége és annak kiterjedtsége csak részben ismert. A vezetékes vízellátás/csatornázás olló, a csatornázás/szennyvíztisztítás olló, illetve a szennyvizek, szennyvíziszapok nem megfelelő kezelése, valamint az ipari és mezőgazdasági termelés, a hulladékok műszaki védelem nélküli elhelyezése jelentős szennyezést eredményezhetnek. A talaj, talajvíz szennyezettséggel kapcsolatos hazai problémák mértékét jelzi az állami felelősségi körbe tartozó tartósan szennyezett területek felmérésének eredménye, mely szerint a szennyezett területek kármentesítése a durva becslések szerint 500 milliárd forintba kerülne (ld. még 11. fejezet). A felmért szennyezett területeket, objektumokat a kockázati tényezők alapján állították sorrendbe, hogy a legveszélyesebbek kapjanak prioritást. A beavatkozás indoklása és mértéke a helyspecifikus környezet- és egészség-kockázatbecslés eredményeinek figyelembevételével történt [3].

7.6. A vegyi szennyezettségből eredő egészségkockázat becslés általános elvei

A vegyi szennyezettségből eredő környezeti és egészségkockázat becslés *általános elvei* a következők:

1. Az egészségkockázat az expozíció és a káros biológiai hatás függvénye.
2. A kockázat mért vagy előrejelzésekkel nyert adatok alapján határozható meg. A kockázat a közvetlen, illetve közvetett kitettség (expozíció) és a vegyi anyag által káros hatást már nem okozó mennyisége arányával fejezhető ki.
3. A kockázatbecslés nemzetközi szervezetek (OECD, EU Chemicals Bureau, US EPA, UNEP/IPCS) által elfogadott/ajánlott egységes eljárasmódja szakmai biztosítékot jelent ahhoz, hogy a kockázatbecsléssel garantálni lehessen az ember és a környezet azonos szintű védelmét különböző helyzetekben.
4. A kockázatbecslés több, de legalább két szakaszból, előzetes felmérésből és részletes kvantitatív értékelésből álló iteratív* folyamat [4].
5. A kockázatbecslés négy alapvető lépésből áll: a veszély azonosítása; a dózis (koncentráció) - válasz (hatás) értékelése; az expozíció becslése és a kockázat mennyiségi, esetenként minőségi jellemzése.
6. Az expozíció becslése során figyelembe kell venni valamennyi környezeti elemet és azokat az emberi populációkat (népességcsoportokat), amelyekről ismert vagy a szennyező anyagról rendelkezésre álló információ alapján feltételezhető, hogy a szennyezőanyag hatásának ki vannak, vagy ki lehetnek téve.
7. Ha egy szennyezett területre, szennyező anyagra vonatkozóan kockázatbecslést már végeztek, és az újra vizsgálatra, prioritási* listára került, az ezt követő kockázatbecslésnek figyelembe kell vennie az előző kockázatbecslés(ek)e)t.
8. A környezet- és egészségvédelmi jogi szabályozással kapcsolatos döntések elvi alapját (pl. immissziós határérték, talajtisztítási határérték, környezeti hatásvizsgálatok, munkavédelem, vegyi balesetmegelőzés) a kockázatbecslés eredményeinek kell képeznie annak érdekében, hogy a vegyi szennyezettségből származó kockázat kezelhető, illetve csökkenthető legyen.

7.7. Az emberi egészségkockázat becslés összetevői

A *veszély azonosítása* során célul tűzzük ki az aggodalomra okot adó tényezők meghatározását és az összes rendelkezésre álló adat ismeretében megvizsgáljuk azt, hogy a kockázatbecslés mely szennyező anyagokra terjedjen ki.

A foglalkozásszerűen exponált és/vagy a környezeti közegek révén közvetlenül vagy közvetve érintett emberekre vonatkozó kockázatbecslés során figyelembe kell vennie az alábbi lehetséges egészségkárosító hatásokat:

- heveny toxicitás (mérgező hatás),
- szem, bőr, nyálkahártyák ingerlése (irritáció),
- maró (korrozív) hatás,
- érzékennyé tétel (szenzitizálás),
- ismételt dózisú toxicitás (idült mérgező hatás),
- mutagén* (a genetikai anyag megváltozását okozó) hatás,
- daganatkeltő hatás,
- reprodukciós (szaporodási- és fejlődés) toxicitás.

A *dózis-válasz értékelése* több szempontot is magába foglal. Heveny toxicitás, maró hatás, irritáció esetén elegendő annyit megállapítani a biztonsági adatlapokból, kézikönyvekből [5, 6], adatbázisokból [7], hogy az anyag okozhat-e ilyen hatásokat.

A bőrön keresztüli és a légúti szenzitizálás (érzékennyé tétel) esetében, ha ismert, meg kell adni azt a dózis/koncentráció értéket, amely alatt nem valószínű, hogy káros hatások jelentkeznek annál a személynél, aki már érzékeny az adott anyagra.

A hosszabb idejű, ismételt dózisú toxicitás és a reprodukciós toxicitás esetében a *dózis-válasz összefüggést* vizsgáljuk és ahol lehet, meghatározzuk azt a szintet, amelynél *káros biológiai hatások már nem figyelhetők meg* (No Observed Adverse Effect Level, NOAEL). Ha a NOAEL értéke nem állapítható meg, a megfigyelhető *káros hatáshoz tartozó legkisebb dózis/koncentráció szintet* (Lowest Observed Adverse Effect Level, LOAEL) határozzuk meg állatkísérletes vizsgálatok alapján, illetve toxikológiai adatforrásokból.

Mutagén és rákkeltő hatás szempontjából megvizsgáljuk, hogy az adott szennyező anyag az Egészségügyi Világszervezet (WHO) Rákkutató Hivatala IARC listáján [8] vagy az Egyesült Államok Környezetvédelmi Hivatala (US EPA) által rendszeresen kiadott NTP [9] listákon szerepel-e. Ha a szóban forgó anyag fel van tüntetve a listán, meg kell adni, hogy

melyik osztályba sorolták be a lehetséges 4 közül. Az 1 osztály az emberen bizonyítottan daganatot okozó anyagokat tartalmazza; a 2A osztály a valószínűleg humán daganatkeltő anyagokat, amelyekre vonatkozóan az embereken végzett megfigyelések korlátozottan állnak rendelkezésre, de az állatkísérletes bizonyítékok elégségesek; a 2B osztály a lehetséges humán daganatkeltőket tartalmazza, amelyekről nincs elégséges bizonyíték, a 3 osztályba azokat az anyagokat sorolják, amelyek a humán daganatképző hatás szempontjából nem osztályozhatók, végül a 4 osztály az emberre valószínűleg nem karcinogén anyagokat tartalmazza. Megjegyezzük, hogy a US EPA hasonló tartalmú osztályozása során A, B1, B2, C és D jelöléseket alkalmaz.

Amennyiben rendelkezésre állnak emberi expozíciós esetek kapcsán megfigyelt, egészségkárosodásra vonatkozó adatok, akkor a kockázatbecslés során ezekre feltétlenül figyelmet kell fordítani.

Minden olyan emberi populációra (munkavégzés során vagy a környezet révén érintett emberekre), amelyre a szennyező anyag hatást gyakorol, vagy – valószínű előrejelzések alapján – hatást fejthet ki, megállapítjuk méréssel vagy becsléssel az expozíció mértékét. Az ilyen becslések során figyelembe vesszük az expozíció térbeli és időbeli változásait is, ha ez lehetséges.

Az expozíció becslése során különös figyelmet fordítunk:

- a környezeti elemek szennyezettségének és/vagy a kibocsátás mértékére;
- az anyag fizikai-kémiai tulajdonságaira, közöttük – ha jelentősek – azokra, amelyek folyamatot hoznak létre (pl. aeroszol-képződés, kimosódás);
- a bomlástermékekre és/vagy az átalakulási termékekre;
- az expozíció valószínű útvaiira és a tápcsatornából való, illetve a bőrön keresztüli felszívódás lehetőségére és mértékére;
- a megfelelően mért expozíciós adatokra;
- az expozíció gyakoriságára és időtartamára;
- a jellegzetesen terhelt (exponált) populáció(k) típusára, érzékenységére és nagyságára, amennyiben ilyen információ rendelkezésre áll.

Amennyiben nem rendelkezünk megfelelően mért, reprezentatív expozíciós adatokkal akkor a kibocsátási adatokból, illetve a környezeti elemek szennyezettségének mértékéből megbecsüljük környezeti eloszlási modellek segítségével az embert érő szennyező anyag terhelést a szennyező anyag terjedésének, mozgásának követésével, szimulálásával.

A modellek lehetőséget adnak a szennyező anyagok vonatkozásában a környezeti elemek (talaj, talajvíz, levegő) közötti egyensúlyi koncentrációk becslésére, előrejelzésére és az adott hely terület-felhasználásának konkrét formájától, továbbá a szennyezett környezeti közegből való fogyasztás mértékétől függően az embert érő expozíció kiszámítására. Ily módon megbecsülhető, hogy egyrészt a szennyezett környezetből különböző szituációkban mennyi szennyezőanyag kerülhet közvetlenül az emberi szervezetbe, másrészt milyen mértékben jutnak át a szennyezők a növényzetbe, a haszonállatokba (húsba, tejbe), így közvetve az emberbe.

A kockázat jellemzése során az expozíció mértékét a dózis–válasz összefüggés elemzésével megállapított vagy megbízható toxikológiai adatbázisból átvett NOAEL vagy LOAEL értékhez viszonyítjuk. Az expozíció és a NOAEL-(LOAEL) számszerű arányának közlésén kívül az adott toxikus hatás természetét és mechanizmusát, valamint a bizonytalansági tényezőket is közöljük.

A kockázat jellemzése során a fentiekén kívül ki kell térni:

- arra a bizonytalanságra, amely többek között a kísérleti- és toxikológia adatok szórásából, valamint az egyedek, nemek és fajok közötti eltérésekből adódik;
- az emberi egészségkárosodás természetére és súlyosságára, megkülönböztetve a szervezetet ért, az egyes szervek szerkezetét és működését befolyásoló, többnyire megfordítható és helyrehozható mérgező hatást a daganatképződés lehetőségétől;
- az emberi populációra és adott szennyező anyag iránti érzékenységre,
- az expozíció méréséből adódó rendszeres és véletlenszerű hibákra,
- az expozíció becslésére használt modellek bizonytalanságára, a modell egyes paramétereinek érzékenységre.

A kockázat jellemzését valamennyi érintett környezeti elemre és szennyező anyagra elvégezzük. A kockázatbecslésben szereplő összes azonosított vegyi/szennyező anyag figyelembevételével összegezzük valamennyi lehetséges hatást. Amennyiben egy vagy több lehetséges káros hatás, emberi populáció vagy környezeti elem esetében további információra és/vagy vizsgálatra van szükség, akkor azt a kockázatbecslési eredményközlés során indokoljuk.

7.8. A talaj vegyi szennyezettségéből eredő egészségkockázat becslés sajátosságai

A kockázatbecslés kezdeti szakaszában áttekintést készítünk a vegyi anyagok fizikai-kémiai és toxikológiai tulajdonságairól, melyek révén az ember egészségét károsíthatják és a szennyezett terület állapotáról (mire használják, vízföldrajzi adottságai, lakott területtől való távolsága, stb.).

A veszélyesség megállapításánál a szennyezőanyag tulajdonságait vesszük figyelembe:

- *fizikai-kémiai jellemzők*: oldékonyság, illékonyság, oktanol/víz megoszlás, robbanásveszély, éghetőség;
- *mérgezőképesség, egészségkárosítás*: méregerősség, heveny toxicitás, bőrön át való felszívódás, maró hatás, irritatív hatás, szenzibilizáló* hatás, rákkeltő hatás, mutagén hatás, teratogén (fejlődési rendellenességet okozó) hatás, krónikus mérgezések okozta funkcionális és szervspecifikus elváltozások;
- *környezetben való viselkedés*: lebomlás vízben, talajban, biotikus* és abiotikus* körülmények között, felhalmozódás szervezetben, a táplálékláncban, a mobilitás mutatói és az ökototoxicitás (vízi- és talajlakó élőlényekre, mikroorganizmusokra, az ökoszisztémára gyakorolt káros hatás) a környezeti kockázatbecslés nélkülözhetetlen elemei;
- *mennyiségi szempontok*: a kibocsátás tér- és időbeli jellemzői, szennyezettségi szintek a különböző környezeti közegekben.

Az expozíció becsléséhez ismerni kell a különböző szennyező anyagok koncentrációit környezeti közegekben, ami általában a levegő – víz – talaj – üledék – növényzet – állati eredetű élelmiszerek közötti megoszlásuk alapján állapítható meg. Ennek érdekében

- *a talajszennyezettség mért értékeiből* kiszámítjuk a felporzással a levegőbe kerülő szennyezők koncentrációit külön a kültéri és beltéri levegőre vonatkozóan, továbbá megbecsüljük a helyben termesztett zöldségbe és gyümölcsbe, valamint a tejbe, a húsba, a tojásba közvetve átjutott mennyiségeket;
- *a talajvíz szennyezettségi adatokból* kiszámítjuk a helyben termesztett zöldségbe és gyümölcsbe, a tejbe, a húsba, a tojásba közvetve átjutott mennyiségeket, az ásott kút vizének ivóvízként való fogyasztásából származó szennyező anyag terhelést.

Az expozíciós forgatókönyv összeállítása során a lehetséges expozíciós szituációkat számba vesszük. Az adott területen érintett emberekre jellemző, átlagos humán-biológiai és

élettani paraméterek közül azokat határozzuk meg, amelyek az expozíció szempontjából fontosak (a levegő, por belélegzés jellemzői, a szennyezett területen előállított élelmiszerek fogyasztása, talajvíz használat formája (öntözés, ivóvíz, mosdás) a szennyező anyagokkal való érintkezés jellemzői, a szennyező anyagokkal való érintkezés nagysága, gyakorisága, időtartamának becslése). A szennyező anyag szervezetbe jutásának, az átlagos napi „bevitelnek“ a mértékét mintavételi pontonként és szennyező anyagonként külön-külön határozzuk meg. A daganatkeltő (karcinogén) anyagokra vonatkozóan az élettartam hosszúságú expozíciós időtartamra külön kiszámítjuk az átlagos napi bevitel mértékét.

A nem daganatkeltő anyagokra vonatkozóan megbízható és hiteles toxikológiai adatbázisból kigyűjtjük az egészségkárosodást nem okozó, megengedhető napi bevitel értékeit (Acceptable Daily Intake, ADI), [10] vagy az azonos értelemben használt tolerábilis napi dózisokat (Tolerable Daily Intake, TDI), [11], illetve a referencia (vonakoztatási) dózisokat, illetve koncentrációkat (Reference Dose, RfD; Reference Concentration, RfC) [12]. A daganatkeltő (genotoxikus) anyagokra vonatkozóan toxikológiai adatbázisból a daganatokozó képességet jelző, ún. meredekségi tényezőt (Oral Slope Factor), illetve az egységnyi kockázat (Unit Risk) értékeit hívjuk elő [12].

A kockázat jellemzése során megállapítjuk a szervezetbe jutó napi átlagos bevitel és a tolerábilis (elviselhető, eltűrhető) szint arányát, és az egészség veszélyeztetését az egészségkockázati hányados alakjában fejezzük ki. A genotoxikus (daganatkeltő) anyagok esetén a szervezetbe jutó napi átlagos szennyező anyag bevitel és a daganatokozó képesség közötti összefüggésként az egyéni daganat-előfordulás kockázati értéket határozzuk meg (ld. 7.9. fejezet).

A valamennyi szennyező anyagra kiszámolt egészségkockázati hányadost és karcinogenitási kockázati értéket a kockázatbecslési folyamat végén egészségkockázati mutató formájában összesítjük, megjelölve külön-külön az expozíciós utakat, a lenyeléssel és a por belélegzésével, a helyben előállított élelmiszerek fogyasztásával járó veszélyeztetettséget.

7.9. A kockázatbecslés dokumentálandó lépései az ellenőrizhetőség és a reprodukálhatóság biztosítása érdekében

Az expozícióbecslés a környezet szennyezettségének méréséből vagy a környezeti elemek közötti szennyezőanyag megoszlás modellezéséből eredően, a kockázat jellemzése pedig a kísérletes toxikológiai vizsgálatokban megállapított hatástalan szinteknek az emberre történő kivetítése (extrapolációja) következtében több feltételezést, bizonytalanságot tartalmaz. Következésképpen a kockázatbecslési folyamat nyomonkövethetőségéről gondoskodni kell.

A kockázat értékeléséhez használt műszaki útmutatókra, nemzetközi szervezetek ajánlásaira, mint bármilyen szakmailag megalapozott tanulmányban, a hivatkozásokat pontosan meg kell adni. Az Európai Községek kockázatbecslési műszaki útmutatója [13], OECD munkacsoportok monográfiában összefoglalt eredményei [14], valamint az US EPA (az Egyesült Államok Környezetvédelmi Hivatala) humán expozíció- és kockázatbecslés módszertani kézikönyve [15], az US EPA ökológiai kockázatbecslési módszertani útmutatója [16], magyar nyelven az Országos Környezeti Kármentesítési Program keretében a KGI - KVI Kockázatfelmérési Útmutatója [17] és a „Veszélyes anyagok és készítmények” c. kötet [18] ajánlható a kockázatbecslés általános áttekintésére (ld. még irodalomjegyzék).

A szennyezőanyagok egészség- és környezetkárosító tulajdonságainak rövid ismertetése elősegítheti a kockázatbecslési tanulmányban leírtak megértését.

A hatástalan (no effect) koncentrációk, tolerábilis szintek eredetét, illetve származtatását (az extrapolációt*) be kell mutatni. Minden esetben pontos hivatkozással megjelöljük a környezeti és toxikológiai adatforrást, ahonnan a megengedhetőnek tartott dózisokat, koncentrációkat vesszük.

Az expozíció becsléséhez használt környezetanalitikai adatokkal kapcsolatban ismertetjük az adatok tömörítésének módját (nyersadatok, átlagok, maximális értékek, kimutathatósági határ) és a mérési határ alatti értékek kezelését.

Az expozíciós szituációk és utak számbavételével részletes forgatókönyvet készítünk. Megvizsgáljuk mindazokat a lehetőségeket, körülményeket, amelyek során a vegyi anyagot felhasználó emberek érintkezhetnek a szóban forgó anyaggal, vagy a szennyezett környezeti közeggel érintkezve a lakosság közvetett expozíciója bekövetkezhet. Az expozíció becsléshez használt humán biológiai és élettani jellemzőket, a belélegzéssel és a szennyező anyag lenyelésével összefüggő értékeket is bemutatjuk. Ismertetjük az étel- és ital-fogyasztás

mennyiségi és minőségi mutatóit és ezen belül a helyben termesztett/előállított élelmiszerek részarányát, a különböző tevékenységi formák (alvás, pihenés, aktív munkavégzés) napi időarányát.

Az expozíció a szervezetbe került vegyi anyag mennyiségét jelöli testtömegre és időegységre vonatkoztatva, mg/kg testtömeg/nap-ban kifejezve. A szervezetbe jutott mennyiséget, más szóval a *bevitelt* vagy az *átlagos napi dózist* (ÁND) az alábbi tényezők figyelembevételével kell kiszámítani:

$$\text{ÁND (mg/kg/nap)} = \text{Ck} \cdot \text{BM} \cdot \text{EG} \cdot \text{EH} / \text{TT}, \text{ ahol}$$

Ck = az anyag koncentrációja a szennyezett közegben (levegő, ivóvíz, talaj, élelmiszerek; mg/kg, mg/l);

BM = szennyezett közeggel lenyelt/belélegzett/bevitt mennyiség (kg/nap; l/nap);

EG = expozíció gyakorisága (nap/év);

EH = expozíció hossza, időtartama (év);

TT = testtömeg (kg).

A lenyelt (per os* a szervezetbe került) szennyező anyag egészségkárosító hatásának megítélése a *teljes expozíciós idő alatti átlagos napi dózis* (ÁND) értékén alapul. A karcinogén (rákkeltő) hatás elemzésekor, amennyiben a *per os* expozíció az élettartamnál rövidebb ideig tart, kiszámítjuk a tényleges expozíciós idő alatt kapott terhelésnek megfelelő, de a *teljes élettartamra elnyújtott napi átlagos dózist* (ÉÁND), mintha az expozíció folyamatos lenne:

$$\text{ÉÁND} = \text{ÁND} \cdot [\text{expozíciós idő (év)} / \text{élettartam (év)}]$$

Az adatok feldolgozására és a szennyező anyagok egyik közegből a másikba jutása elemzésére, továbbá az expozíció átlagos napi mértékének becslésére számítógépes programok használata ma már nélkülözhetetlen.

Az egészségkárosító hatás számszerűsítésére, a nem karcinogén, de a szerveket/szervrendszereket károsító hatás jellemzésére az egészségkockázati hányadost használjuk, amely a becsült expozíció mértékének (ÁND) és a toxicitás szempontjából elviselhető (tolerábilis) dózisnak (TND) az aránya.

A lenyelt szennyező anyagok esetében az

Egészségkockázati hányados = Átlagos Napi Dózis / Tolerálható Napi Dózis
összevetéséből nyerhető.

Inhalációs expozíció esetében a koncentrációkat hasonlítjuk össze:

Egészségkockázati hányados = Belélegzett Koncentráció / Tolerálható Napi Koncentráció

Az egészség általános toxikus hatás okozta veszélyeztetettsége, köznapi szóhasználatlalt kifejezve az egészségkockázat nagynak ítéltető, ha az egészségkockázati hányados egynél nagyobb. Az egészségkockázati hányados értékeket – ha több, hasonló természetű szennyező anyagról van szó – tovább tömörítethetjük összeadással és az összes szennyezőre egyetlen egészségkockázati mutatót adunk meg.

Az eredmények jobb érzékeltetése érdekében a kockázati hányados deskriptív (leíró) jellemzővel is kifejezhető. A kockázat mértékét kategóriákra bontjuk a szervezetet ért vegyi terhelés és a károsodást nem okozó, hatástalannak tartott koncentráció aránya alapján. Eszerint a kockázat mértéke elhanyagolható, ha ez az arány 0,01-nél kisebb, továbbá kicsi 0,01 - 0,1 között, mérsékeltnek minősíthető 0,1 és az 1 közötti érték. Abban az esetben, ha az ÁND/TND aránya 1 -10 közötti, a veszélyeztetettség nagy, a fölött pedig igen nagy [19]. Abban az esetben, ha a szennyező anyagok között az Egészségügyi Világszervezet besorolása szerint daganatkeltő anyagok is vannak, a daganatképződés kockázatát külön kiszámoljuk. A vegyi anyagok daganatképző kockázata a dózis – karcinogén hatás összefüggés meredeksége alapján ítéltető meg. Minél meredekebb a görbe, annál kisebb dózis, illetve alacsonyabb koncentráció szükséges adott daganatkockázati szint eléréséhez.

Általánosn elfogadott, hogy a karcinogén kockázat zéró expozíció mellett nulla és alacsony dózistartományban a dózis-válasz összefüggés megközelítően lineáris. Ha egy vegyi anyag lenyelve karcinogén, akkor a daganatképződés valószínűségének, azaz kockázatának mértéke az alábbi összefüggésből határozható meg:

Daganatkockázat = 1 - e^{-(Orális meredekségi tényező * Átlagos Napi Dózis)}

Ha a vegyi anyag belélegezve okoz daganatot, a kockázat mértéke:

Daganatkockázat = 1 - e^{-(Egységnyi kockázat * Belélegzett Koncentráció)}

Az orális meredekségi tényező és az egységnyi kockázat érték validált adatbázisokból (pl. US EPA – IRIS) [12] vehető. A fenti érték a rák előfordulási gyakoriság a háttér-értéken felüli, elméleti többlet kockázatot jelent. Az $1E-6$ számított kockázat azt fejezi ki, hogy egymillió ember közül egy esetben valószínűsíthető, hogy rákos megbetegedése adott vegyi expozícióra vezethető vissza mindamellett, hogy rákot mástól is kaphat. A példában említett érték alacsony, társadalmilag elfogadható kockázatnak tekinthető.

A kockázatbecslés elengedhetetlen része a *bizonytalansági elemzés*. A „Helyes Modellezési Gyakorlat” előírásai szerint [20] célszerű elvégezni a kockázatértékelő program futtatása során a bizonytalansági elemzést a reálisnak és aktuálisnak tartott paraméterekkel, valamint a legkedvezőtlenebb expozíciós szituációk jellemzőivel. A kockázatértékeléssel nyert eredmények értelmezésekor nem szabad megfeledkezni arról, hogy a kockázatbecslés azon a feltételezésen alapul, hogy a mért szennyezettségi koncentráció a valóságos (állandó) szennyezettséget képviseli, amivel az ott tartózkodó emberek érintkeznek a megjelölt expozíciós idő alatt a feltételezett tevékenységük során és a bizonytalanság nem tartalmazza a mintavételezésből és a környezetanalitikai vizsgálatokból eredő szisztematikus (állandóan ismétlődő) hibákat. Az említett körülményekre az eredmények értelmezésekor egyértelműen utalni kell.

A kockázatbecslésről összességében megállapítható, hogy:

- a *környezetvédelem és az egészségvédelem univerzális eszközének* tekinthető, amely a kockázatkezelés objektív, szakmailag igazolható alapját képezi;
- a *fenntartható fejlődés elvét teszi kifejezhetővé*, mert a kvantitatív jellegű előrejelzésével érzékelhetővé/érthetővé teszi, hogy a környezet fenntartható használata az emberi élet minőségének javításával és a természeti erőforrások teherbíró és megújuló képességének tiszteletben tartásával történhet;
- az *elővigyázatosság elvét* követi oly módon, hogy az új technológiák és termékek alkalmazásával járó nemkívánatos hatásoknak nemcsak a kockázati értékét adja meg, hanem a káros hatások bekövetkezésének bizonytalanságát is, ezzel hangsúlyozza az elővigyázatosság elvének betartását;
- a *megelőzés elvét érvényesíti*, a környezet- és egészségvédelmi stratégia kulcskérdésére ad választ. Ugyanis az élő szervezetek tűrési kapacitásának ismerte nélkül, a károsodás bekövetkezési valószínűségének, azaz a kockázat számszerű ismerete nélkül nem lehet tényleges megelőzésről beszélni;

- a *partneri viszonyt igényli*, a környezet- és egészségvédelmi stratégiák és akciók feltételezik a környezet és egészség széles körében érintettek közötti hatékony és folyamatos együttműködést. A különböző szakterületek, intézményrendszerek, szakemberek és a lakosság közötti kommunikáció egyetemleges közös nyelve a kockázatbecslés;
- az ún. *gazdaszemléletű környezet - és egészségvédelmet támogatja* oly módon, hogy a költség/haszon elemzést közvetlenül összefüggésbe tudja hozni a várható kockázatokkal, elősegítve a helyes gazdálkodási gyakorlatot.

Fogalomtár

„a veszély azonosítása”: azoknak a káros hatásoknak az azonosítása, amelyeket egy vegyi anyag a természetéből adódóan okozhat.

„a dózis (koncentráció) - válasz (hatás) értékelés”: a dózis vagy az anyag expozíciós szintje, valamint egy adott biológiai hatás előfordulása és súlyossága közötti összefüggés becslése.

„az expozíció becslése”: egy vegyi anyag kibocsátásának, vagy a környezetben szennyezőként jelen levő vegyi anyag terjedési útvonalainak, mozgásának, valamint átalakulásának vagy lebomlásának meghatározása annak érdekében, hogy meg lehessen becsülni azokat a koncentrációkat/dózisokat, amelyeknek emberi populációk vagy környezeti elemek (víz, talaj és levegő) ki vannak vagy ki lehetnek téve.

„kockázat jellemzése”: a káros biológiai hatások előfordulására és súlyosságára vonatkozó értékelés, amelyek egy anyag tényleges vagy prognosztizált expozíciója következtében valószínűleg előfordulnak egy emberi populációban vagy környezeti elemekben, és magában foglalhatja a "kockázat számszerű értékelését", illetve annak valószínűségi megállapítását.

„bizonytalansági tényező (UF)”: egy tényező, ami általában tíznek a többszöröse, és a referencia dózis (RfD) kísérleti adatokból történő meghatározásánál használják. Az UF kifejezi:

1. egy populáció tagjainak különböző érzékenységeből,
2. egy rövidebb ideig tartó vizsgálat során nyert adatoknak hosszú idejű (krónikus) expozíció esetén várható hatásra való kivetítéséből,
3. kísérleti állatok adatainak emberre történő extrapolációjából,
4. a NOAEL értékek helyett a LOAEL értékek használatából származó bizonytalanságot.

„egységnyi kockázat”: a hatóanyagnak 1 µg/l vízbéli vagy 1 µg/m³ levegőbeli koncentrációjával való folyamatos érintkezés eredményeként a teljes élettartamra eső kockázat-többség becslésének 95 %-os felső konfidencia határa.

„extrapoláció”: általános értelemben mennyiség becslése a kísérleti adatok tartományán kívül. Speciálisan vonatkozhat a kísérleti eredmények értelmezésének kiterjesztésére más fajra, vagy más kezelési módra (pl. fajok között, szennyező anyag szervezetbe jutásának útjai – lenyelés, belélegzés, bőrön át – között, heveny és idült toxikológiai adatok, magas és alacsony koncentrációk okozta hatások között, stb.).

„fejlődéstoxicológiai vizsgálat”: káros hatás vizsgálata a fejlődő szervezeten, amely származhat a fogamzás előtti (bármely szülő), illetve a vemhesség alatti, illetve az ivaréérés befejeződéséig terjedő időszak alatti expozícióból. A káros fejlődési hatás a szervezet életének bármely szakaszában jelentkezhet. A fejlődési zavarok legfontosabb megjelenési formái lehetnek: a fejlődő szervezet halála, torzképződés (teratogenitás), megváltozott növekedés és funkcióbeli hiányosság.

„káros hatás”: szervezetnek vagy egyes részeinek funkcionális, illetve kórszövettani károsodása vagy sérülése, amely önmagában vagy kombinálódva hátrányosan befolyásolja a szervezet teljesítőképességét, vagy csökkenti annak a környezet hatásaira való reagálásának képességét.

„kockázatbecslés”: a kockázatértékelés elméleti és gyakorlati módszereinek alkalmazása konkrét helyzetek kockázatának meghatározására. A kockázatbecslés kifejezés azt a teljes folyamatot fogja össze, melynek során a veszélyazonosítás, kvantitatív hatáselemzés és expozícióbecslés lépésein keresztül információt gyűjtenek össze és értékelnek a kockázat jellemzése érdekében.

„kockázatkezelés”: a kockázatoknak vagy a káros hatás következményeinek elhárításával, illetve csökkentésével foglalkozó tevékenység.

„LOAEL”: (legalacsonyabb megfigyelt káros szint) a vizsgált anyag legalacsonyabb dózisa a kísérlet során, ahol statisztikusan vagy biológiailag szignifikáns káros hatás figyelhető meg a vizsgált populációban a megfelelő kontrol populációhoz viszonyítva.

„modell”: a természet viselkedésének leírását célzó matematikai rendszer, amely lehetővé teszi valós adatok leírását, és a rendszer nem mért állapotainak előrejelzését.

„mutáció”: a DNS felépítésében létrejövő változás. Többnyire a mérete szerint osztályozzák: génmutáció (a változások egyetlen génben következnek be), kromoszóma mutáció (egy kromoszóma nagyobb részére vannak hatással, vagy egy egész kromoszóma vesz el vagy adódik hozzá). Örökölt mutációnak nevezzük azt a mutációt, amely valamely

szülőltől származik, s így valamely szülő csírasejtjében is jelen volt. Szomatikus sejt mutációk rákot eredményezhetnek.

„NOAEL”: (nincs-megfigyelt-káros-hatás szint). A vizsgált anyag legmagasabb dózisa a kísérlet során, ahol statisztikusan vagy biológiailag szignifikáns káros hatás figyelhető meg a vizsgált populációban a megfelelő kontrol populációhoz viszonyítva. Hatás esetlegesen megfigyelhető, de az nem minősíthető károsnak.

„referencia dózis”: nem-rákkeltő anyagok esetében használt toxikussági jellemző. Jele: RfD. Az RfD az a napi bevitel, amely teljes élettartam alatti expozíció esetén valószínűleg nem okoz egészségkárosodást. Az RfD értékét a következő összefüggés adja:

$$\text{RfD} = \text{NOAEL (LOAEL)}/\text{UF}$$

Az RfD-t az időegység alatt egységnyi testtömegre eső felvett szennyezőanyag tömegével fejezik ki (pl. mg/kg/nap). Ezt a fogalmat az Egyesült Államok Környezetvédelmi Hivatala széleskörben használja. Az Egészségügyi Világszervezet által használt napi megengedhető bevitel (ADI) értékekkel és a szakirodalomban gyakran előforduló napi tolerábilis dózissal azonos értelmű kifejezés.

Irodalom (7. fejezet)

1. PÁPAY D., 1985. A közegészségügy helye és szerepe a környezetvédelemben. Egészségtudomány, 29: 313-318
2. CONCERN FOR EUROPE'S TOMORROW, National contributor: G. Dura (Aggódás Európa holnapjáért, nemzeti közreműködő Dura Gy.), 1995. WHO European Centre for Environment and Health. Wissenschaftliche Verlagsgesellschaft mbH Stuttgart.
3. A. PINTÉR, A. HORVÁTH, Z. SZABÓ, G. DURA, V. HORVÁTH. 1998. Current Practice of Health Risk Assessment of Soil Pollution in Hungary (A szennyezett talajok emberi egészségkockázata becslésének jelenlegi gyakorlata Magyarországon). Centr. Eur. J. Publ. Hlth. 6., 2: 144-147.
4. DURA G., CSORBÁNÉ LÁSZLÓ E., 1995. Cselekvés-orientált kockázatbecslés. In: Környezeti ártalmak és a légzőrendszer. V. kötet. (Szerk.: Schweiger Ottó, Szabó Tibor) Környezetvédelmi és Területfejlesztési Minisztérium kiadványa, 31-40 old.
5. SAX N.I., 1988. Dangerous Properties of Industrial Materials (Ipari anyagok veszélyes tulajdonságai), 7th ed. Van Nostrand Reinhold, New York.
6. HOMMEL G. 1988-1991. Veszélyes anyagok. Anyaglapok 1-6 kötet. Műszaki Könyvkiadó, Budapest.

7. RTECS REGISTRY OF TOXIC EFFECT OF CHEMICAL SUBSTANCES (Vegyí anyagok toxikus hatásának nyilvántartása). 1999. National Institute for Occupational Safety and Health, Canadian Centre Occupational Health and Safety.
8. IARC MONOGRAPHS ON THE EVALUATION OF CARCINOGENIC RISKS TO HUMANS (Az emberi rák kockázatának értékelése, IARC monográfia). 1997. Volume 1-69, World Health Organization International Agency for Research on Cancer.
9. SWIRSKY GOLD, L., N. B. MANLEY, T. H. SLONE, G. BACKMAN GARFINKEL, B. N. AMES, L. ROHRBACH, B. R. STERN, AND K. CHOW. 1995. Sixth Plot of the Carcinogenic Potency Database (potenciálisan karcinogén anyagok adatbázisa): Results of Animal Bioassays Published in the General Literature 1989 to 1990 and by the National Toxicology Program 1990 to 1993. Environmental Health Perspectives. Vol. 103. Supplement 8: 3-122.
10. ENVIRONMENTAL HEALTH CRITERIA. 1979-1999, Geneva, WHO, Vol. 1-209.
11. WEERKAMP W. 1996. Human Exposure to Soil Pollutants. HESP 2.10b Software. Shell Internationale Petroleum Maatschappij B.V.
12. IRIS ADATBÁZIS. 1999. US EPA's Integrated Risk Information System.
13. TECHNICAL GUIDANCE DOCUMENTS IN SUPPORT OF THE COMMISSION DIRECTIVE 93/67/EEC ON RISK ASSESSMENT (Kockázatbecslési műszaki irányelvek). 1995. Brussels.
14. REPORT OF THE OECD WORKSHOP ON ENVIRONMENTAL HAZARD/RISK ASSESSMENT (Környezeti kockázat/kockázatbecslési jelentés). 1995. OECD Environment Monographs No. 105. Paris.
15. RISK ASSESSMENT GUIDANCE FOR SUPERFUND (Kockázatbecslési kézikönyv). 1989. Vol.1. Human Health Evaluation Manual (Part A.) US EPA Washington.
16. GUIDELINES FOR ECOLOGICAL RISK ASSESSMENT (Ökológiai kockázatbecslési irányelvek). 1998. US EPA, Washington DC.
17. BEZEGH A., CSOKONAI J-NÉ, DURA GY., LÁSZLÓ F., MOYZES A., TÓTH GY. I., 1996. Módszertani útmutató a kockázatelemzés alkalmazásához. KGI - KVI.
18. DURA GY., 1998. Kockázatbecslés régi és új anyagokra. Az egészségkockázat becslése. In: Veszélyes anyagok és készítmények. Környezetvédelmi kiskönyvtár 6. Szerk.: Kozák Kristóf. Közgazdasági és Jogi Kiadó, Budapest.
19. LINDERS J.B.H.J., JANSMA J.W., MENSINK, B.J.W.G., OTERMANN K. 1994. Pesticides. Benefaction or Pandora Box ? (Peszticidek, jótett vagy Pandora szelencéje?). A synopsis of the environmental aspects of 243 pesticides. Report No 679101014. National Institute of Public Health and Environmental Protection. Bilthoven. The Netherlands.

20. ECETOC. 1992. Estimating environmental concentrations of chemicals using fate and exposure models (Kémiai anyagok környezeti kockázatának becslése). Technical Report No.50.

8. SZENNYEZETT TALAJOK REMEDIÁLÁSA (Gruiz Katalin)

Ebben a fejezetben a talajszennyeződéssel és kockázatának csökkentésével, a talajszennyező vegyi anyagok jellemzőivel, a talajremediálással foglalkozunk, és áttekintjük a remediációs technológiákat.

8.1. A talajszennyeződés és kockázatának csökkentése

A környezeti elemek közül a talaj különösen nagy figyelmet érdemel, hiszen a terjedési modellek, a kockázatbecslés és a tapasztalat is azt mutatja, hogy mind az elemek, mind a nehezen bontható és apoláros szerves szennyezők végállomása a talaj.

A talaj központi szerepet játszik a földi ökoszisztémákban, a Földön lejátszódó fizikai, kémiai és biológiai folyamatokban, az elemek körforgásában. A talajban élő mikroorganizmusoknak köszönhetően a talajba kerülő szerves anyagok mineralizálódnak, így a növények számára felvehetőek lesznek. A talaj a tápanyagokat megfelelő időben és formában a növények rendelkezésére bocsátja. Ez a tulajdonsága a talaj bonyolult fizikai–kémiai–biológiai együttesének köszönhető, annak a szerves és szervetlen anyagokból álló összetett rendszernek, melyhez a tápanyagok és a víz a legkülönbézetű erősségű fizikai vagy kémiai kötődésekkel kapcsolódhatnak és ahol a talaj mikroorganizmusok különleges biofilmekben élnek a talajszemcsék felületén és a mikropillárisokban.

A talaj nagy adszorpciós képességű szerves és szervetlen kolloid anyagai, az agyagásványok és a szerkezeti humuszanyagok, melyek a növényi növekedés szempontjából hasznos víz és tápanyagok megkötésében játszanak szerepet, képesek a környezetünkbe kerülő szerves és szervetlen szennyezők, környezetre káros, toxikus anyagok megkötésére és tárolására is. Az egyensúlyi viszonyoknak megfelelően a megkötött anyagokat a talaj elengedheti, szennyezve a talajvizet, illetve előidézve a toxikus anyagoknak a növényekbe jutását. Ily módon toxikus anyagoknak az ökoszisztémába való bejutását okozhatja a vízrendszeren, vagy a táplálékláncon keresztül, veszélyeztetve ezzel az érzékenyebb fajokat, s magát az embert.

A szennyezők *immobilizálódhatnak* is a talajban, ami azt jelenti, hogy a szennyező- anyag fizikai vagy kémiai erővel kötődik a talaj szilárd részecskéihez. Ez a kötőerő a laza fizikai adszorpciótól a kovalens kémiai kötésekig sokféle lehet, a szennyező szinte beépülhet a talaj szerkezetét alkotó szerves vagy szervetlen mikroszemcsékbe, tehát pl. a növények számára felvehetetlen állapotba kerül.

A szennyező vegyi anyagok egy része fizikai, kémiai vagy biológiai hatásra *elbomolhat*, ártalmatlan végtermékek pl. széndioxid és víz keletkezése közben. Egyensúly alakulhat ki, ha ez a bomlás azonos sebességű a talajba kerüléssel. De ha a szennyező perzisztens, vagyis ellenáll a bontásnak, vagy a talaj saját bontó aktivitása nem tud megbirkózni a talajba került szennyező mennyiséggel, akkor a szennyezők *felhalmozódnak*, a talaj szennyezett lesz, melynek ártalmatlanításáról, remediálásáról gondoskodnunk kell.

A szennyeződések a talajba a légkörből leülepedve kerülhetnek, vagy a felszíni vizekből annak üledékével juthatnak az öntésterületekre. Az emberi tevékenységek közül a mezőgazdaság, az ipari és a bányászati tevékenység, valamint a közlekedés a fő szennyezők (ld. még 2. és 3. fejezet). A szakszerűtlen vagy illegális hulladéklerakás szintén nagyban hozzájárul a talaj elszennyezéséhez és a vegyi anyagok globális kockázatához.

A talaj befogadója, raktározója a szennyezőanyagoknak, szerencsés esetben a talaj fizikai, kémiai és főleg biológiai aktivitásának köszönhetően a szennyezőanyagok egy része elbomlik és/vagy ártalmatlanná válik, de nagy részük a talajból tovaterjed.

A talajból kiinduló gáz- és poremisszió a légkörbe juttatja a szennyezőanyagokat magukban, vagy korpuszikuláris talajalkotókhoz kötöten. A talajból bemosódhatnak a szennyezőanyagok a felszín alatti vizekbe, gyakran a vízbázisokat veszélyeztetve. A talajból a növények (elsődleges termelők) a táplálékláncon keresztül eljuttatják az ökoszisztéma felsőbb trofikus* szintjeire, a lánc végén veszélyeztetve az embert.

A szennyezők tetemes része immobilizálódik, akkumulálódik a talajban. Ez a kötődés megközelítheti az irreverzibilist, vagyis gyakorlatilag onnan kioldódni, továbbjutni, talajvízbe, vagy táplálékláncba jutni nem tud – legalábbis a talajra pillanatnyilag jellemző egyensúlyi állapotban, fejlődési szakaszban. Ez a látens kockázat a *kémiai időzített bomba*. Ha egészséges a talaj, egyensúlyban van, akkor is bekövetkezhetnek drasztikus változások, földrengés, földcsuszamlás esetén stb., mely alapvetően megváltoztatja a külső körülményeket, tehát a talajnak egy új egyensúlyi állapotot kell kialakítania. Ezeken a ritka folyamatokon kívül reális veszélyként számolnunk kell a talajok globális elsavanyodásával, mely a kémiai időzített bombát lassan, alattomosan hozza egyre közelebb a robbanáshoz.

8.2. Talajremediálás

A *remediálás** kifejezés a terület megjavítását, meggyógyítását, rendbehozatalát jelenti, a

latin *remedium* = gyógyszer, orvosság, orvoslás kifejezés alapján. Ezt a szakkifejezést¹ használjuk arra a tevékenységre, amikor a talajt szennyező vegyi anyagok koncentrációját olyan kis értékre csökkentjük, melynek kockázata már elfogadható.

A legújabb törvényi szabályozás a legtöbb országban a gyakoribb talajszennyezőkre meghatározza azt a küszöbértéket, mely már elviselhetetlen kockázatot jelent a ökoszisztémára és az emberi egészségre. Ezt *beavatkozási szintnek* is nevezik és azt jelenti, hogy ennél nagyobb érték esetén a tulajdonost, vagy a használót intézkedésre, esetleg remediálásra kötelezik. Hasonlóan a többi határértékhez ezt a minőségi kritériumot is a terület egyedi érzékenységet figyelembe véve kell alkalmazni. Ehhez is szükséges a kockázat-felmérés egységes módszereinek kidolgozása és bevezetése. A másik rendkívül fontos tényező a terület használata, mely meghatározza az expozíciós* utakat, melyek mentén a kockázatfelmérs megtörténhet és a célérték (melyet remediálás után el kell érni) megadható. Gyakran a költségek nagysága miatt nincs mód a terület remediálására, de az ökoszisztéma védelmében a kockázatot akkor is csökkentenünk kell.

8.2.1. Mit tehetünk egy szennyezett területtel, hogy csökkentsük a környezeti kockázatát?

Szennyezett talajok esetében nem a remediálás az egyetlen kockázatcsökkentési lehetőség. A beavatkozás sürgősségétől és a szennyezett terület nagyságától és a költségektől függően más megoldások is szóba jöhetnek:

- nem kezeljük, de kivonjuk a használatból, vagy módosítjuk a használatát,
- izoláljuk, vagy kapszulázzuk*, azaz teljesen elzárjuk a környezetétől,
- kiemeljük a szennyezett talajt és megfelelő lerakóhelyre szállítjuk.

Természetesen a teljes és végleges megoldást legtöbbször a remediálás jelenti. A talaj kezelése, kármentesítése, tisztítása, a szennyezőanyag és a terület függvényében *in situ**, vagy *ex situ** módon történhet.

¹ szinonimaként a talajremediáció szakkifejezés is használható (szerk.)

8.2.2. A beavatkozás sürgőssége

A beavatkozás sürgősségét a terület érzékenysége és a szennyezőanyag veszélyessége (toxicitás, mobilitás, vízdoldhatóság, stb.) együttesen szabja meg. A beavatkozás sürgősségét – több remediálandó terület esetén a prioritások meghatározását – az alábbi sorrend határozza meg:

1. Vízbázisok veszélyeztetettsége.
2. Potenciális vízbázisok veszélyeztetettsége.
3. A szennyező gyors terjedése.
4. Felszíni befogadóhoz közeli szennyeződés.

Kevésbé sürgős a beavatkozás, ha a szennyeződés nem veszélyeztet vízbázisokat és távol esik a befogadótól, vagy ha kevésbé mozgékony a szennyezőanyag.

A területhasználatokhoz kapcsolódóan is megadhatjuk a fontossági sorrendet. Prioritást élveznek azok a területek, ahol a szennyeződés veszélyezteti a terület jelenlegi használatát, azután következnek azok, ahol a terület jövőbeni használata veszélyeztetett. Ezután következnek a városi, a tengerparti és az ipari területek.

8.3. A talajszennyező vegyi anyagok jellemzői

A szennyező típusa, fizikai állapota és koncentrációja nagymértékben különbözhet. A szennyező típusán és koncentrációján kívül fontos tényező a *szennyezőanyag fizikai állapota*. Eszerint megkülönböztetünk:

- a talajrészecskékkel azonos, annál kisebb, vagy annál nagyobb szennyező részecskéket,
- a talajszemcsék felületéhez, folyékony filmként kötődő szennyezőket,
- a talajrészecskék felületéhez adszorpcióval kötött szennyezőket,
- a szerves talajalkotókhoz abszorbeálódott szennyezőket,
- a talajszerkezet pórusaiban szilárd, vagy folyadék állapotban jelenlévőket, és
- a talajrészecskékhez, kötött, vagy a mikropillárisokban lévő vizes fázisban oldott szennyezőket (19. ábra).



19. ábra. Szennyezőanyagok fizikai állapota a talajban (Rulkens és mtsai, 1995 nyomán)

Meg kell különböztetnünk a felszíni vízben oldott, vagy annak felszínén úszó szerves szennyezőanyagokat.

A *szennyezett terület történetével* kapcsolatban három tényezőt kell elsősorban figyelembe vennünk, amikor a talajtisztítás módozatait fontolgatjuk, ezek a következők:

- a talajszennyezés módja,
- a terület szennyezés előtti használata és
- a szennyeződés megtörténte és a tisztítás megkezdése között eltelt idő, vagyis a szennyeződés kora.

A remediálás gyakran több módszer együttes alkalmazásával oldható meg. A tisztítási módok a talaj összetevők és a szennyeződések, illetve a szennyeződést hordozó részecskék eltérő tulajdonságain alapulnak. A tisztítási technológia alapját képező szennyező-tulajdonságok az alábbiak lehetnek:

- a szennyező illékonysága,
- a szennyező oldhatósága vízben, vagy szerves oldószerekben,
- a szennyező kémiai-, illetve hőhatásra történő bonthatósága, vagy stabilitása,
- biodegradálhatósága.

Minden talajszennyezés egyedi eset, így a remediációra és az előzetes vizsgálatokra egyedi javaslatot, illetve tervet kell készíteni.

8.4. Milyen feladatokat kell elvégezni a talaj remediálása előtt?

Ebben a fejezetben a talaj remediálása előtt elvégzendő feladatokat soroljuk fel abban a sorrendben, ahogy azokat el kell végezni:

- Tájékoztató vizsgálatok; a szennyezett terület azonosítása, behatárolása.
- A terület technikai dokumentálása: régi dokumentumok, térképek alapján, időben egymást követő légi felvételek és térképek alapján.
- Előzetes kockázatfelmérés a további lépések megalapozására
- Mintavételi terv és vizsgálati stratégia elkészítése.
 - Részleges felmérés: geológiai, hidrogeológiai vizsgálatok; talajvíz, talajtípus, a szennyezők azonosítása, stb.
 - Részletes vizsgálat: több szakaszban, pl. 3 lépcsős felmérés esetén: screenelés, a problémát okozó vegyületek analízise, finomabb vizsgálatok, pl. tápláléklánc vizsgálata stb.
- A részletes állapotfelmérésnek ki kell terjednie a
 - a terület geológiai és hidrogeológiai jellegzetességeire,
 - a talaj geokémiai jellemzőire,
 - kémiai analízisre: szénhidrogének, klórozott vegyületek, poliaromás szénhidrogének, nehézfémek, stb. koncentrációjának meghatározására,
 - biológiai, illetve ökotoxikológiai vizsgálatokra.
- Az eredmények összefoglalása és értékelése alapján történik a kockázatfelmérés, vagyis:
 - a szennyezett terület kiterjedésének meghatározása,
 - a szennyezett terület szennyező-kibocsátásának, vagyis a szennyező terjedésének felmérése,
 - az ökoszisztéma és az ember veszélyeztetettségének megállapítása,
 - a területhasználatok ismeretében az expozíciós utak és a kockázat felmérése.
- A beavatkozás sürgősségének, több terület esetén a fontossági sorrend megállapítása a terület tervezett újrahasznosításának figyelembevételével.
- A terület remediálása:
 - A lehetőségek meghatározása és mérlegelése, megvalósíthatósági terv.
 - Laborkísérletek, félüzemi kísérletek a technológiai paraméterek és tervezési alapadatok kimérésére.
 - A technológia megtervezése.

- A technológia kivitelezése.
- A remediált terület újrahasznosítása, ellenőrzése, monitoringja*.

8. 5. A remediálási módszerek általános bemutatása

A remediálási módszereket több szempont szerint csoportosíthatjuk:

- A remediálás helyszíne szerint *ex situ* vagy *in situ* módszerek ismertek, aszerint, hogy a talaj eltávolításával, vagy eltávolítás nélkül, helyben végezhető-e el?
- Az alkalmazott kezelés típusa szerint a remediáció lehet fizikai, kémiai, termikus, vagy biológiai.
- A kezelendő környezeti elemek szerint szárazföldi ökoszisztémák esetében talaj, felszín alatti víz, vagy a kettő együttes remediálása lehet szükséges, vízi ökoszisztémák esetén a felszíni víze és/vagy az üledéké.
- Két alapvető megoldás vezethet a kockázatos szennyezők hatástalanításához: a szennyező mobilizálása (kivonás, bontás) és az immobilizáció* (hozzáférhetetlenné tétel).
- A szennyező fizikai, kémiai, biológiai tulajdonságai, halmazállapota, stb. szerint.
- Aszerint, hogy egyetlen technológiát alkalmazunk-e, vagy több technológia komplexét.

8.5.1. *Ex situ* talajkezelési technológiák

A talajt a helyszínről eltávolítás után, vagy a szennyeződés helyéhez közel (on site), vagy talajtisztító telepre szállítva (off site) kezelik. Az *ex situ* technológiák kis területekre kiterjedő és a vízbázisokat is veszélyeztető balesetek nyomán keletkező talajszennyeződések esetén prioritást élveznek.

A szennyezés helyéről eltávolított, kiásott talaj mobilizálható szennyezőinek ártalmatlanítása leggyakrabban a következő alaptechnológiákkal, vagy ezek kombinációjával oldható meg:

- extrakcióval összekötött osztályozással, vizes extraháló szer alkalmazásával,
- hőkezeléssel, mely alacsony, vagy magas hőfokú deszorpciót, vagy égetést jelenthet, vagy
- biológiai kezeléssel, mely lehet agrotechnikai (szétterítve, vagy prizmákba rakva), vagy bioreaktoros (levegőztetett betontartály, töltött oszlop, stb.) eljárás.

A vizes extrakcióval kombinált osztályozást gyakran alkalmazzák *ex situ* talaj- és üledékremediáció esetében előkezelésként, mert a frakcionálás során különválasztható a

szennyezők nagy részét tartalmazó kolloid méretű szerves és/vagy szervetlen szemcseméret-frakció. Ezzel a lépéssel dúsítható a szennyező és lecsökkenthető a további kezelést igénylő talaj- vagy üledékmennyiség.

A szennyező immobilizálását* leggyakrabban a toxikus fémek és perzisztens* szerves szennyezők esetében alkalmazzák. Az immobilizálás történhet:

- fizikai-kémiai stabilizálással: beton, gipsz, bentonit segítségével szilárd termékbe ágyazással, oxidáló-, vagy redukálószer alkalmazásával, meszezéssel oldhatatlanná tétellel,
- termikus módszerekkel: kerámiába ágyazással vagy vitrifikációval (üvegesítés).

8.5.2. *In situ* remediálási technológiák

Az *in situ* remediálás azt jelenti, hogy a talajt kiásás és eltávolítás nélkül, helyben kezelik. Nagyobb területeket érintő szennyeződések esetén lehet előnyös, főleg a kevésbé költséges biológiai módszerek. Olyankor is célszerű alkalmazni, ha a talaj, vagy vízi üledék mélyebb rétegeiben kisebb szennyezett zárványok vannak. Az *in situ* technológiák egy további előnye lehet, hogy a terület felszíne a mélyebb rétegek kezelése során zavartalanul használható.

Összehasonlítva az *ex situ* módszerekkel, az *in situ* módszerek egy része kevésbé költséges, hiszen megtakaríthatjuk a talaj kiemelésének és elszállításának költségeit, viszont hosszabb időt vesznek igénybe, s az inhomogenitás és a visszamaradt szennyeződés nagyobb veszélyt jelenthet, mint *ex situ* technológiák esetében.

Szinte minden fizikai, kémiai, termikus vagy biológiai remediálási módszer alkalmazható *in situ* is, az alkalmazhatóságot a szennyezett talaj mennyisége és a technológia költsége limitálja.

Könnyen illó komponensek esetén a *talajszellőztetés*, vízoldható szennyezők esetén a *talaj vizes mosása* lehet az *in situ* megoldás, a talaj belsejének hőmérsékletemelése is elérhető a legkülönbözőbb, általában energiaigényes melegítési módszerekkel, de az *in situ* remediáció leggyakrabban a *biológiai* talajtisztítási módszerre alapoz, mely a mikroorganizmusok mindenre kiterjedő bontóképeségét használja ki. A biológiai tisztítás történhet a talaj saját mikrobiológiai aktivitásának kihasználásával, vagy megfelelő bontóképeségű mikroorganizmusok talajba juttatásával.

Gyakran felvetődő kérdés, hogy *in situ* vagy *ex situ* technológiát válasszunk-e. A döntés segítésére az alábbi információkat kell beszerezni és átgondolnunk:

- a szennyező tovaterjedésével összefüggő kockázat az ökoszisztémára és az emberre,

- a terület hidrogeológiai adottságai,
- a szennyezett talaj mennyisége,
- a talaj inhomogenitása, kötöttsége,
- a jövőbeni terület-használat és az ezzel összefüggő célértékek,
- a remediálásra rendelkezésre álló idő,
- a remediálásra rendelkezésre álló összeg, illetve a jövőbeni használatból adódó haszon.

8.6. A talajremediálási technológiák általános áttekintése

A technológiák rövid leírását, valamint idő- és költségigényét foglaljuk össze ebben a fejezetben. Minősítő jelzések: + jó, +/- közepes, - rossz. Az említett technológiák nagy része nem csak talajra, de vízi üledékekre is alkalmazható. A csoportosításnál külön tárgyaljuk az *in situ* és *ex situ* technológiákat, ezeken belül pedig a fizikai-, kémiai-, termikus és biológiai módszereket. A talajok remediálása során gyakran összetett, több egymást követő lépésből álló technológia együttesét alkalmazzuk, tehát a felsorolásban szereplő technológiák legtöbbje elő- vagy utókezelésként is alkalmazható.

Ex situ fizikai - kémiai eljárások csoportosítása

1. Szemcseméret szerinti frakcionálás

Az eljárás során a szennyezett talajt *frakcionálják* sűrűség és szemcseméret alapján. A módszer elvi alapja, hogy a szennyezők nagy része a finom frakcióban (<63 µm) koncentrálódik, míg a nagyobb szemcseméretű frakciókban a szennyezőanyag koncentrációja nem jelentős. Először a durva kődarabokat és törmelékeket távolítják el a talajból szitálással. Ezt követően sűrű szuszpenzióvá alakítják a talajt, ami ezután egy mosó rendszerbe kerül. A technológia magja általában a többfokozatú mosás, közbelső osztályozással. Az osztályozás történhet ülepitéssel, hidrociklonok segítségével, vagy flotációval. Adalékanyagokkal segíthető a folyamat. A tiszta frakciók eltávolítása után a szennyezett finom frakció (agyag, iszap) különböző technológiákkal kezelhető (termikus deszorpció, deklórozás, oldószeres extrakció, égetés, stabilizáció, biológiai kezelés stb.). A mosóvíz kezelésére alkalmas technológiát is be kell állítani. A frakcionálást leggyakrabban előkezelésként alkalmazzuk. Időszükséglet: + ; költségigény: +/-.

2. Vizes mosás

Vizes talajszuszpenzióból *szétválasztjuk* a tiszta talajrészeket és a szemcsék felületéről lemosott szennyeződést. A víz vagy oldja, vagy diszpergálja* a szennyezőt. Adalékokkal (felületaktív anyagok, bázikus kilúgzó szerek, kelátképzők, stb.) és pH-állítással az eljárás hatékonyabbá tehető. A mosóvíz tisztítását kapcsolódó technológia biztosítja. Időszükséglet: + ; költségigény: +/-.

3. Vizes mosás mechanikai energia alkalmazásával és frakcionálással

Egyes *talajmosási* eljárások *mechanikai energia* alkalmazásával távolítják el a szennyezőket a szemcsék felületéről. A mosást végezhetik erős vízszugárral, ekkor a nagy sebességű sugárral való ütközés ereje magával sodorja a szemcsék felületén kötött szennyezőanyagot. Különböző berendezések (forgódobos osztályozók, nehéz-suszpenziós szeparátorok, ciklon rendszerű szeparátorok, stb.) mechanikai nyírófeszültség létrehozásával távolítják el a szennyezőt az iszap és agyag részecskék felületéről. Egy másik eljárásnál, nagynyomású sugárcsőben a talajt a levegővel és vízzel intenzíven elkeverik és homogenizálják. A kezelés után a mosófolyadékot (víz) elválasztják a talajtól és regenerálják. A talajszuszpenziót szemcseméret szerinti osztályozás után hasznosítják, vagy szükség esetén tovább tisztítják. Időszükséglet: + ; költségigény: +/-.

4. Oldószeres (kémiai) extrakció

Keverős reaktorban (extraktorban) keverik össze a szennyezett talajt és az *oldószert*, vagy oszlopreaktorba töltött talajon engedik át az oldószert, így a szennyező átkerül (oldódik) az oldószeres fázisba. Szeparálás után az oldószerral szennyezett talajt egy következő lépésben remediálják, az oldószert pedig regenerálják. Időszükséglet: - ; költségigény: -.

5. Fémek extrakciója

A fém-extrakciós eljárások során leggyakrabban vagy *savas mosást* alkalmaznak, vagy szerves *felületaktív anyagok* segítségével deszorbeálják a fémeket a talajrészecskékről. A savas extrakció történhet ásványi vagy szerves savakkal. Utóbbi kevésbé károsítja a talajt. A savas oldatban levő fémek kinyerésére a meszezéssel történő kicsapástól, az ioncserén keresztül az elektrokémiai módszerekig több eljárásból választhatunk. Időszükséglet: - ; költségigény: -.

6. Stabilizáció

A szennyezőt vagy fizikai kötés által stabilizáló anyaggal *rögzítik*, vagy kémiai reakció megy végbe szennyező anyag és a kémiai ágens között, így csökken a szennyező *mozgékonyága és hozzáférhetősége*. Leggyakoribb stabilizáló anyagok a mész, a gipsz és a cement, de bitumen vagy polimerek is alkalmazhatóak. A oxidáción vagy redukción és a termikus behatáson alapuló kémiai módszereket külön tárgyaljuk. Biológiai stabilizáció is létezik. Időszükséglet: + ; költségigény: +.

7. Kémiai oxidáció vagy redukció

Toxicitást csökkentő vagy megszüntető, mozgékonyágot csökkentő *reakciókat* alkalmazunk, melyek ózonnal, peroxiddal, klórral, klór-dioxiddal stb. kivitelezhetőek. A kockázatos talajszennyező típusától függően választható a kémiai reakció. Időszükséglet: + ; költségigény: +/-.

8. Dehalogénezés

(a) Halogénezett aromás vegyületek dehalogénezésére *alkáli-polietilén-glikolátot* alkalmaznak szakaszos reaktorban. Leggyakrabban KPEG-t, azaz kálium-polietilén-glikolátot kevernek a szennyezett talajhoz, fűtött reaktorban. PCB-k, peszticidek halogén atomja kicserélődik polietilén-glikolra, így a toxicitás csökken. Időszükséglet: - ; költségigény: -.

(b) Nátrium-bikarbonáttal 330 °C-on forgó reaktorban bontják és részben illóvá alakítják a halogénezett vegyületeket. A gázok kezeléséről külön technológia gondoskodik. Időszükséglet: - ; költségigény: -.

9. Gázelszívás

Illó szennyezők esetén a kitermelt talajt alácsövezik, majd *vákuummal szívják*, megnövelve az eltávolítás sebességét. Az elszívott gázt kezelik, adszorpcióval, vagy égetéssel, esetleg bioszűrőkkel távolítják el a gőzfázisú szennyezőt. Időszükséglet: +/-; költségigény: -.

10. Elektrokémiai eljárások

A nehézfémek és más szennyezők *elektrokinetikus folyamatok* révén (elektroozmózis, elektroforézis, elektrolízis) a talajból és a talajvízből eltávolíthatóak. Az eljárásoknál a talajba vezetett elektródok állandó elektromos erőteret hoznak létre. Időszükséglet: +/-; költségigény: -.

Ex situ termikus eljárások csoportosítása

1. Alacsony hőfokú deszorpció

100-300 °C-on történik a víz és az illékony szerves szennyezők *elpárolgatása*. A vívgáz vagy a vákuum rendszer továbbítja az elszívott gőzöket a kezelő rendszerbe, itt a szerves szennyező leválasztására ciklonokat, aktív szenes, vagy más töltetű adszorbereket, szűrőket alkalmaznak, elégethetik, vagy biológiailag bonthatják a deszorbeálódott szerves szennyezőt. Időszükséglet: + ; költségigény: + .

2. Magas hőfokú deszorpció

300-540 °C-on történik a víz és a magasabb hőfokon illó szerves szennyezők *elpárolgatása*. A vívgáz vagy a vákuum rendszer továbbítja az elszívott gőzöket a kezelő rendszerbe. Időszükséglet: + ; költségigény: +/- .

3. Vitrifikáció

A szennyezett talajt (talajmosás és frakcionálás utáni agyagfrakciót) magas hőmérsékleten *megolvasztják*, hogy belőle üvegszerű amorf, vagy kristályos szilárd anyag keletkezzék. A vitrifikáció akkor eredményes, ha a szerves szennyezők a magas hőfokon deszorbeálódnak, és/vagy elégnak, a toxikus fémek pedig teljesen immobilisakká válnak. Megfelelő előkezeléssel és adalékanyagokkal értékes építőanyag (kerámia, díszkavics, stb.) állítható elő. Az esetleg mobilis fémeket utólagos kioldással kell eltávolítani. Időszükséglet: +/-; költségigény: -.

4. Égetés

870-1200 °C-on történik a szerves alkotók *elpárolgatása és égetése* oxigén jelenlétében. A gőzök és a füstgázok kezeléséről megfelelő technológiával gondoskodni kell. Időszükséglet: +; költségigény: -.

5. Pirolízis

Szerves szennyezők lebontása *magas hőfokon* oxigén jelenléte nélkül történik meg. Időszükséglet: + ; költségigény: -.

Ex situ biológiai eljárások

1. Talajkezelés agrotechnikai módszerekkel

A szennyezett talajt bizonyos arányban talajfelületre hordják, *forгатják, szántják, boronálják*, hogy levegőzzön. Ez csak akkor megengedhető, ha természetes vízzáró réteg biztosítja a szennyezett talaj izolációját. Gyakoribb, hogy vízzáró (agyag, beton, geofólia) rétegre hordják a kezelendő talajt, majd mezőgazdasági gépekkel *lazítják, nedvesítik és adalékanyagokkal látják el*, hogy a bontást végző mikroorganizmusok számára optimális körülményeket biztosítsanak. Időszükséglet: -; költségigény: + .

2. Bioágyas, prizmás kezelés

A kiásott, szennyezett talajt csurgalék elvezető rendszerrel ellátott szilárd felületre hordják. A technológia lehet bioágyas, cellás, prizmás vagy komposztprizmás. A nedvességtartalmat, pH-t, hőmérsékletet, tápanyagellátást és az oxigénellátást kontrollálni kell, hogy az a *mikroorganizmusok* optimális, aerob működését biztosítsa. A homogenitást és az oxigénellátást vagy a prizmák átmozgatása, vagy statikus prizmák esetén az elvezetésre és injektálásra is alkalmas drénrendszer és szellőztető rendszer biztosítja. Időszükséglet: +/-; költségigény: + .

3. Iszapfázisú talajkezelés reaktorokban

A talajt vízzel és adalékokkal keverik, a *mikroorganizmusok* számára a tápanyagot, oxigént, pH-t, stb. a bioreaktor biztosítja. A reaktor lehet egyszerű földmedence vagy kompjúter vezérelt automatizált acélreaktor. A biológiai bontás után a fázisokat szétválasztják, a kezelt talajt víztelenítik és elhelyezik. A vizet újra felhasználhatják a szennyezett talaj szuszpendálására. Időszükséglet: +/-; költségigény: +/- .

***In situ* fizikai-kémiai eljárások**

1. Pneumatikus fellazítás

Nagynyomású *levegőt juttatnak* a talaj rosszul áteresztő alsóbb rétegeibe, cementálódott üledékekbe, üledékes talajokba. *In situ* eljárásoknál előkezelésként alkalmazzák, hogy a főtechnológia hatékonyságát megnöveljék. Időszükséglet: +/-; költségigény: + .

2. Talajlevegő kiszívása és kezelése

Furatokban elhelyezett perforált csöveken keresztül *vákuummal szívják el* az illó szennyezőket tartalmazó talajgázt. Az elszívott talajlevegőt a szennyező gőzeitől, vagy a gáznemű szennyezőtől a felszínen tisztítják meg. Ez történhet vizes gázmosással, adszorpcióval, égetéssel vagy biológiai szűrővel. A talaj átszellőztetésével spontán megindul a talajmikroflóra aktiválása, így ez sohasem tisztán fizikai kezelés. Időszükséglet: +/-; költségigény: -.

3. Talaj vizes mosása

A szennyezőt vízzel, vagy vízben oldott adalékokkal tulajdonképpen *bemossuk* a talajvízbe, melyet kiszivattyúzva a felszínen kezelünk. Csak akkor szabad alkalmazni, ha a talajvíz már eleve szennyezett, tehát a talaj remediálást a talajvíz kiszivattyúzásával és a felszínen történő tisztításával kombináljuk, vagy ha a terület talajvizét részalazással, vagy egyéb módszerrel izoláljuk a környező, nem szennyezett talajrészekről, vagy a talajvíz kinyerésére létesített kútban olyan mérvű depressziót biztosítunk, mely megakadályozza a talajvíz más irányba áramlását. Az *in situ* vizes mosás szikeseledést és tápanyag-kimosódást eredményezhet a talajban. Időszükséglet: + ; költségigény: +/- .

4. Stabilizáció

A szennyezőt vagy fizikai kötés által stabilizáló anyaggal *rögzítik*, vagy kémiai reakció történik a szennyező anyag és a kémiai ágens között, így csökken a szennyező mozgékonyasága és hozzáférhetősége. Fémek kémiai stabilizálására leggyakrabban mész-, vagy mészkőadagolást alkalmaznak. Talaj mélyebb rétegeiben és víz alatt is alkalmazható módszer, ilyenkor a szükséges adalékokat injektálással juttatják a mélyebb rétegekbe. Időszükséglet: +; költségigény: + .

5. Hőkezelés

Az illó szennyezők távozását, a nem illóak deszorpcióját gyorsítja a gőzelszívás. A vizes mosás, vagy a biológiai bontás hatékonyságát növeli a *forró levegő* vagy *gőz befúvatása*, vagy beinjektálása, esetleg a talaj fűtése elektromosan vagy rádióhullámokkal. Szennyezett talajlevegő, vagy a talajvíz megtisztítása a szennyező-anyagtól a felszínen történik. Időszükséglet: +; költségigény: +.

6. Vitrifikáció

Elektródákat helyeznek a talajba, s elektromos áram segítségével *megolvasztják* a talaj szilikátjait. Főleg toxikus fémek esetén alkalmazzák az *in situ* változatot. Az üvegszerű tömbben immobilizálódnak a szennyezőanyagok. Időszükséglet: +/-; költségigény: -.

In situ biológiai eljárások

1. Természetes szennyezőanyag-csökkenés

Biodegradálható szennyezőanyag és a talajban *spontán megindult bontás* esetén ellenőrző mérések és folyamatos megfigyelés mellett megvárjuk, hogy a természet a mikroorganizmusok, a talajlakó állatok és a növények együttes működése révén megoldja a remediálást. A technológus gondoskodik a tovaterjedés megakadályozásáról. Időszükséglet: -; költségigény: +.

2. A természetes biodegradáció intenzifikálása

A természetesen jelenlévő mikroflóra működésének optimalására, aktivitásának növelésére vízben oldott *tápanyagokat* és *oxigént* juttatunk a talajba. Az adalékok lehetnek tápanyag-kiegészítők, melyek a biodegradációt segítik, és lehetnek felületaktív anyagok, tenzidek, kelátképzők, stb., melyek a szennyező biológiai hozzáférhetőségét növelik. Mikrobiális talajoltóanyag alkalmazása is gyakori, ha a talaj saját mikroflórája sérült, mérgezett, vagy nem képes a szennyezőanyag bontására. Az oxigénellátást vízben oldható, vagy rosszul oldódó (retard) peroxo-vegyületek, vízben oldott levegő, vagy oxigén, biztosíthatja. A bejuttatás víz recirkuláltatással, vagy talajvízbe injektálással oldható meg. Időszükséglet: -; költségigény: +/-.

3. Bioventiláció

Ha a biodegradációhoz szükséges oxigénellátást a talajlevegő gyakori cseréjével oldjuk meg, *talajszellőztetésről* beszélünk. A mikroflóra biodegradációjának stimulálása elsősorban a telítetlen talajzóna esetében ajánlatos, vagy a talajvíz megtisztítását követő talajtisztítás esetén. A talaj ventilátoros átszellőztetésének a talaj hézagterefogatában akkora oxigénkoncentrációt kell csak biztosítani, mely a biofilmbe diffúzióval történő oxigénbejutás hajtóerejeként működőképes. A kiszívott talajgázt a felszínen össze kell gyűjteni és kezelni. Ezért is előnyösebb a szívás a nyomással szemben. Időszükséglet: -; költségigény: +/- .

4. Talajvíz *ex situ* tisztításával összekötött bioremediáció

In situ talajbioremediációt a szennyezett felszín alatti víz folyamatos felszínre szivattyúzásával és a felszínen történő kezelésével kombináljuk. A felszínen tisztított vizet (fizikai, kémiai vagy biológiai módszerrel) minőségétől függően felszíni vízbe vagy közcsatornába engedhetjük, vagy felhasználhatjuk a remediációs technológiában. Amennyiben vízzoldható talajszennyezőnk van, akkor a talaj *in situ* mosására, más esetekben a talaj nedvességtartalmának pótlására és az adalékanyagok bejuttatására is használhatjuk. Időszükséglet: -; költségigény: +/- .

5. Fitoremediáció

A fitoremediáció során a talaj vagy üledék mikroszennyezőit a talajból kivonni, akkumulálni, átalakítani vagy más módon hatástalanítani képes növényi kultúrát termesztünk több éven keresztül, majd azt betakarítás után kontrollált módon megsemmisítjük. A talajszennyezők hatástalanítása a legkülönbözőbb mechanizmussal történhet: rögzítés-immobilizálás a növényi szöveten kívül, kioldás-megkötés a növényi szövetben, kioldás–felvétel–akkumuláció a növényi szövetben, stb. Időszükséglet: -; költségigény: +.

A következőekben a talajremediálási technológiákhoz kapcsolódó talajgáz és talajvíz, illetve mosóvíz tisztítási technológiákat foglaljuk össze:

Elszívott gázok kezelése

1. Adszorpció aktív szénen (gáz/gőz fázis)

Az aktív szén (granulált vagy pellet formában) *megköt*i a gáz és gőzfázisú szennyezők molekuláit. A granulált aktív szenet oszlopokba töltjük, majd átáramoltatjuk az elszívott gázokat. A szennyezőanyaggal telítődött aktív szén regenerálható és újra felhasználható, vagy ha a szennyeződés engedi, elégethető. Időszükséglet: +; költségigény: + .

2. Katalitikus oxidáció (nem halogénezett vegyületek esetén)

Az illékony szerves vegyületek (angol rövidítése VOC, volatile organic carbon) kezelése a szennyezett levegőáramban alacsony hőfokon (450°C), majd hagyományos *égetés* a levegő - VOC elegy átáramoltatásával nem halogénezett vegyületekre tervezett katalizátoron. Időszükséglet: + ; költségigény: + .

3. Katalitikus oxidáció (halogénezett vegyületek esetén)

Az illékony szerves vegyületek (VOC) lebontása a szennyezett levegőáramban alacsony hőfokon (450°C), majd hagyományos *égetés* a levegő–VOC elegy átáramoltatásával halogénezett vegyületekre tervezett katalizátoron. Időszükséglet: + ; költségigény: + .

4. Bioszűrők alkalmazása

Gőz (gáz) fázisú szerves szennyezőket olyan tölteten vagy ágyazaton szivattyúzzák át, melyen a szennyező bontására képes *mikroflóra* megtelepedését biztosítják (talajagy, csepegőtest, filccel, gyapjúval, fahánccsal, stb. töltött oszlopok). A nagyfelületű adszorbens felületén *adszorbeálódnak* a szennyezők, ahol a kialakult biofilmben élő mikroorganizmusok lebontják őket. Specifikus baktériumtörzseket is juttathatunk a szűrőre, optimális körülmények mellett biztosítva a specifikus vegyületek lebontását. Adalékok alkalmazása és a levegőztetés meggyorsíthatja a műveletet. Időszükséglet: +/- ; költségigény: + .

5. Termikus oxidáció

A gáz vagy gőzfázisban lévő szerves szennyezők *lebontása magas hőmérsékleten* (1000°C) égetőkamrában, ártalmatlan végtermékek keletkezése közben. Ha a füstgáz ártalmas vegyületeket tartalmaz tisztítani kell (szűrő). Időszükséglet: +; költségigény: +.

Talajvíz és mosófolyadék kezelése

1. Bioreaktor

Rögzített vagy szuszpendált formában jelenlévő *mikroorganizmusokkal* kezelik a szennyezett talajvizet, vagy a mosófolyadékot a csepegtetőtestes, illetve eleveniszapos szennyvíztisztításhoz hasonlóan. A szuszpendált rendszerekben a szennyezett folyadékot levegőztetett tartályban (reaktorban) cirkuláltatják, ahol a mikroorganizmusok aerob úton bontják a szerves szennyezőket. Egyes vízben oldott szennyezők esetében anaerob biodegradáció jelentheti a megoldást. Ilyenkor a reaktor a levegő kizárását biztosítja. A rögzített rendszerekben, mint például a rotációs biológiai kontraktor és a csepegtető szűrők, a mikroorganizmusok egy inert rögzített mátrixhoz kötötten aerob úton bontják a mosófolyadék szerves szennyezőit. Időszükséglet: +/- ; költségigény: + .

2. Sztrippelés

Illékony szerves szennyezők folyadékból történő eltávolítására szolgál. A szennyezett talajvíz, vagy mosófolyadék felületét növelhetik *intenzív levegőztetés* mellett. A eljárás eszközei: töltött tornyok, diffúz levegőztetés, tálcás levegőztetés, porlasztásos levegőztetés. Ez a módszer talajvíz esetében *in situ*, tehát a talaj mélyebb rétegeiben is alkalmazható. Időszükséglet: + ; költségigény: + .

3. Adszorpció aktív szénen

A szennyezett talajvizet, vagy mosófolyadékot aktív szenet tartalmazó szűrőbetéteken áramoltatják át. A szerves szennyezők *adszorbeálódnak* az aktív szénen. A telítődött aktív szenes szűrőbetétet cserélni vagy regenerálni kell. A regenerálás történhet deszorpcióval, vagy extrakcióval. Ha a szennyező engedi a szűrésre használt aktív szén el is égethető. Időszükséglet: + ; költségigény: - .

4. UV oxidáció

A szennyezett talajvízben és a mosófolyadékban található szerves szennyezőket *ultraibolya sugárzás*, ózon, és/vagy hidrogén-peroxid alkalmazásával bontják vékony rétegben szétterítve tartályban, vagy áramoltatva. A reakció-tartályból esetleg kilépő gázokat ózonnal kezelik. Időszükséglet: +/-; költségigény: +/- .

Irodalom (8. fejezet)

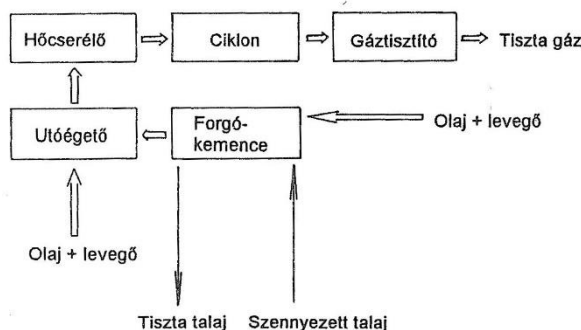
1. GRUIZ, K., 1993. In-situ Bioremediation of Hydrocarbon in Soil: Pilot Tests and Field Experiments (In situ talajremediáció: Pilot kísérletek és szabadföldi alkalmazás). In: Contaminated Soil '93 (eds.) F. Arendt, G.J. Annokkée, R. Bosman and W.J. van den Brink, Kluwer Academic Publ., The Netherlands, pp. 1163-1164.
2. GRUIZ K. és KRISTON É., 1993. Halogénezett szénhidrogéneket tartalmazó hulladékok biokémiai ártalmatlanítása - OMFB 9-9202-T, pp. 151-166.
3. GRUIZ, K., 1995. *In situ* bioremediation of hydrocarbon in soil (Talaj in situ bioremediációja). Journal of Soil Contamination 4 (2):163-173.
4. GRUIZ K., HORVÁTH B. és KRISTON É., 1995. Talajtisztítási biotechnológiák I.-II., Gazdaság és Gazdálkodás, XXXIII. évf. 1:21-26 és XXXIII. évf. 2:15-18.
5. GRUIZ K. és HORVÁTH B., 1995. A talaj szennyezői, talajtisztítási biotechnológiák, Talajvédelem III. (1-2): 4-20.
6. GRUIZ, K., É. FENYVESI, É. KRISTON, M. MOLNÁR and B. HORVÁTH, 1997. Potential use of cyclodextrins in soil bioremediation (Ciklodextrinek potenciális alkalmazása talaj bioremediálásában). Journal Inclus. Ph.M. 25, 233-236.
7. GRUIZ K., 1997. Vegyi anyagok a környezetünkben, Ph. D. értekezés, Budapesti Műszaki Egyetem.
8. GRUIZ, K. 1998. Remediation of Contaminated Soil (Szennyezett talaj remediálása), In.: Filep, Gy. (ed.), Soil Pollution, International Seminar (TEMPUS JEP 9240), Debrecen, 1997. Agricultural University of Debrecen, Debrecen, 1998., pp. 248-273.
9. BROWN, L.R., 1987. Oil-degrading Microorganisms (Olajdegradáló mikroorganizmusok). Chem. Eng. Progress Oct. 35-40.
10. BRUBAKER, G.R. and J.H.EXNER, 1988. Bioremediation of Chemical Spill (Vegyi szennyezések bioremediálása). In: Omenn, G.S (ed), Environmental Biotechnology, Plenum Press, New York and London.
11. CONNOR, J.R., 1988. Case study of soil venting (Talajszellőztetés: esettanulmány), Pollut. Eng. 20:74-78.
12. ECOGRAVEL, 1997. Ecotechniek bv, International Conference on Contaminated Sediments (Szennyezett üledékek, nemzetközi konferencia), Rotterdam, The Netherlands
13. HINCHE, R.E. et al. (eds.), 1994. Applied Biotechnology for Site Remediation (Szennyezett terület remediálására alkalmazott biotechnológia). Lewis Publ., Boca Raton
14. HOEPEL, R.E.; R.E. HINCHEE and M.F. ARTHUR, 1991. Bioventing soils contaminated with petroleum hydrocarbons (Szénhidrogénnel szennyezett talaj bioventilációja), J. Ind. Microbiol. 8: 141.

15. McCARTY, P.L., 1987. Bioengineering issues related to in-situ remediation of contaminated soils and groundwater (Biomérnöki feladatok talaj és talajvíz *in situ* remediálásakor). Proc.Conf. on Reducing Risk from Environmental Chemicals through Biotechnology, Seattle, WA
16. POSW, 1995. Remediation of Contaminated Sediments (Szennyezett üledék remediálása). Fifth International FZK/TNO Conference on Contaminated Soil, Maastricht, The Netherlands.
17. EPA 542-B-93-005, 1993: Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide (Remediálási technológiák jellemzése, referenciák).
18. EPA 540-R-94-526, 1994. Superfund Innovative Technology Evaluation Program (Az USA Superfund projektjében alkalmazott új talajremediálási technológiák értékelése).
19. VISITT EPA 542-R-94-003, 1994. Vendor Information System for Innovative Treatment Technologies (Szofver új remediálási technológiákhoz).

Az alábbiakban – a teljesség igénye nélkül – néhány már bevált, illetve ígéretes talajremediációs, illetve talajkezelési eljárást mutatunk be.

Az előző fejezetben felsorolt *ex situ* hőkezeléses eljárások közül a *talajégetést* és a *talajüvegesítést* ismertetjük részletesen.

A *talajégetés* során a kitermelt szennyezett talajból a 40-50 mm-nél nagyobb átmérőjű részeket szitálással eltávolítják, majd a talajt aprítják. A szennyezett talajok hőkezelése (égetése) két lépésből áll. Az *első szakaszban* olajjal fűtött forgó kemencében (dobszáritóban, fluidizációs vagy infravörös berendezésben) a talajrészecskék szennyezőit 200-700°C közötti hőmérsékleten elpárologtatják, illetve kémiaiilag átalakítják. Megfelelően magas hőmérséklet és elegendően hosszú hőkezelési idő esetén elérhető, hogy a szerves szennyezők teljes mértékben gáz halmazállapotúvá alakuljanak át. A *következő szakaszban* az utóégető berendezésben olaj-levegő (oxigén) keverék elégetésével 900-1100°C közötti hőmérsékleten a gázhalmazállapotú szennyezőanyagokat szén-dioxiddá és vízzé oxidálják. A szennyezett gázokat lehűtik, a szennyezőanyag részecskéket ciklonokban leválasztják, a gázt gáztisztító berendezésben tisztítják és így ártalmatlanítják. A megtisztított talajt ezután levegővel vagy vízzel lehűtik (20. ábra).



20. ábra. A talajégetés folyamatábrája (Rulkens és mtsai, 1995 nyomán)

A talajégetéssel gyakorlatilag valamennyi talajtípusból valamennyi szerves szennyezőanyag eltávolítható. A fenti *termikus** eljárással eredményesen tisztíthatók benzinnel, dízelolajjal, policiklusos aromás vegyületekkel, halogénezett szerves vegyületekkel, cianidokkal szennyezett talajok. Az eljárás magas hőmérséklet alkalmazása esetén elvileg higannyal, arzénnel, kadmiummal, ólommal és vegyületeikkel szennyezett talajok tisztítására is alkalmas, ez esetben azonban a szennyezett gázokat különös gondossággal kell megtisztítani. A fenti módszer hátránya, hogy az égetés során a halogénezett szerves szennyezőanyagokból másodlagos toxikus anyagok (pl. dioxin) keletkezhetnek. A dioxinok emisszióját* elkerülendő ez esetben az utóégetőben 1000-1100 °C-nál magasabb hőmérsékletet kell kialakítani. További hátrány, hogy az eljárás során a talaj szervesanyag-tartalma, illetve humusztartalma elvész, a talaj mezőgazdasági célra már nem hasznosítható. A talajok égetését a gyakorlatban általában nagy mennyiségű, halogénezett szerves vegyületet nem tartalmazó szennyezett talaj *ex situ* tisztítása esetén alkalmazzák, költségei a talajtípustól, a talaj víztartalmától és szennyezőanyag-tartalmától függenek.

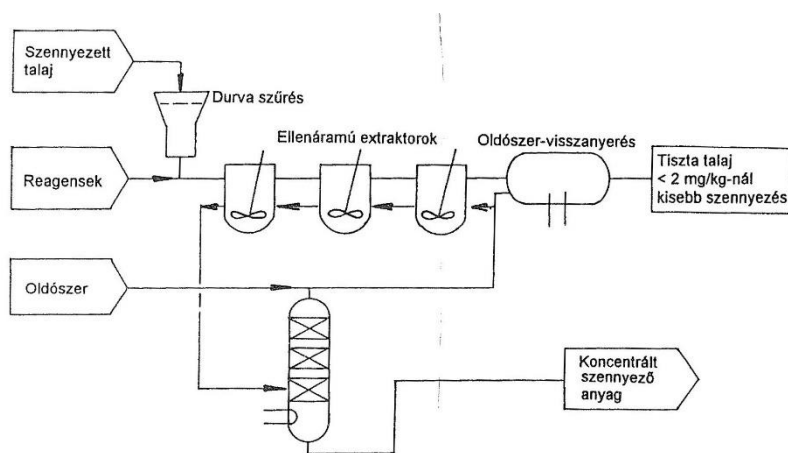
Speciális hőkezeléses (termikus) *ex situ* talajkezelési eljárás a szennyezett talajok *üvegesítése*. A *talajüvegesítés (vitrifikáció)* során a szennyezett talajokban vagy iszapokban lévő kioldódó vagy kioldható nehézfémeket és/vagy radionuklidokat olvadt üvegben oldhatatlan oxidokká alakítják. Ily módon a nehézfémek és radioaktív anyagok mérgező hatása megszűnik, az olvadékot depóniákban lehet elhelyezni. Igen fontos kritérium, hogy a talajüvegesítési eljárás során ne szabaduljanak fel mérgező gázok a szennyezett talajokból. A villamos kemence sokkal alkalmasabb a szilárd tüzelőanyaggal fűtött olvasztónál a szennyezett talajok elüvegesítésére, mivel lényegesen kisebb a káros anyag emissziója. A kis emisszió kibocsátás és a nagyon kis füstgáztermelés következtében a fenti módszer alternatívaként kínálkozik nagy radioaktivitású hulladékok ártalmatlanítására. A szennyezett talajok *in situ* vitrifikációjával a 9.5. fejezetben foglalkozunk.

9.2. Talajmosás és talajextrakció

A *talajmosás* és *talajextrakció* során a szennyezőanyagokat kémiai és fizikai folyamatok eredményeképpen folyékony kivonószer segítségével távolítják el a talajból. A két eljárás abban különbözik egymástól, hogy a *talajmosás* során vizet vagy adalékanyagokat (savakat, felületaktív anyagokat, komplexképzőket, nátrium-hidroxidot) tartalmazó híg vizes oldatokat, míg a *talajextrakció* (ld. még 8.6. fejezet) során tömény szerves oldószereket (pl. trietil-amint, acetont), szervesetlen savakat (sósavat, kénsavat), szerves savakat (ecetsavat,

tejsavat, citromsavat), illetve komplexképző szereket (EDTA*, NTA; nitrilo-triacetát) alkalmaznak a szennyezőanyagok eltávolítására. A szennyezett talaj kezelése során a szennyezőanyagok a kivonószerként alkalmazott vizes oldatban és az iszapszerű talajfrakcióban koncentrálnak (talajmosás), illetve a kivonószerbe kerülnek át (talajextrakció).

Az *ex situ* talajmosás során a szennyezett talajt előkezelik, rostálással eltávolítják belőle a növényi maradványokat, nagyobb tárgyakat (pl. fadarabokat, köveket). Az eljárás 3 szakaszból áll; a kitermelt szennyezett talajt speciális berendezésben alaposan összekeverik a kivonószerrel, majd a kivonószerrel elválasztják a talajrészecskéktől, az utolsó szakaszban pedig a szennyezőanyagokat tartalmazó kivonószerrel kezelik, tisztítják (21. ábra).



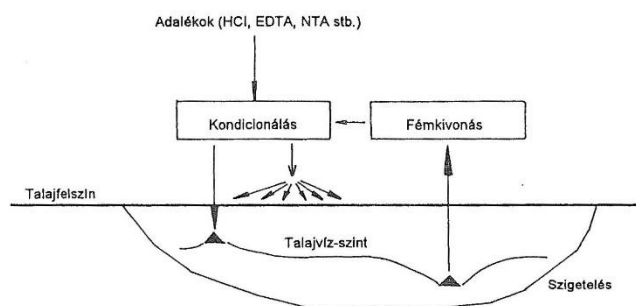
21. ábra. Talajmosó rendszer (Dobolyi, 1991 nyomán)

Az eljárást *szemcseméret szerinti frakcionálással* (szétválasztással) is kombinálhatják (ld. 8.6 fejezet), ilyenkor a viszonylag nagy méretű tiszta talajrészecskéket (durva homokot, köveket) hidrociklonokban, fluidágyas vagy flotációs berendezésekben választják szét a kisméretű szennyezett talajrészecskéktől (iszaptól, agyagtól), illetve a szennyezett szervesanyagtól, humusztól. Az *ex situ* talajmosást/talajfrakcionálást leginkább más remediációs eljárások *előkezeléseként* alkalmazzák, a szennyezett talaj térfogata így lényegesen (az eredeti mennyiség 5-40 %-ára) csökken és a szennyezőket koncentráltan tartalmazza. Ezt a kisebb volumenű szennyezett anyagot már olcsóbban lehet más remediációs technikákkal (pl. termikus eljárással, bioremediációval) tovább kezelni, vagy víztelenítés után veszélyes hulladékként deponálni* (lerakni).

Az *ex situ* talajmosás elsősorban homoktalajok tisztítására alkalmas (a talaj homok és kavicsstartalma érje el az 50 %-ot, agyagtartalma pedig ne haladja meg a 10-20 %-ot), melyek

humusztartalma is alacsony. Az eljárás szénhidrogének (kőolajszármazékok) mellett halogénezett szénhidrogének, policiklusos aromás szénhidrogének, egyes nehézfémek (pl. kadmium, ólom-tetraetil) és cianid eltávolítására is alkalmas. Az eljárás hátránya, hogy nagy mennyiségű szennyvíz keletkezik, és azt meg kell tisztítani. További problémát okoz, hogy a szennyezőanyagok ritkán fordulnak elő a talajban önmagukban, ezért nehéz univerzálisan alkalmazható kivonószert találni.

A helyszínen történő, *in situ* talajmosás sémája látható a 22. ábrán. A vizet (melyhez savakat, felületaktív anyagokat, komplexképzőket, oxidáló és redukáló szereket is adhatnak) felszíni árkok, csatornák, függőleges mély kutak segítségével vagy azok kombinációjával juttatják a talajba. A bejuttatott oldószer átmossa a talajrészecskéket és az oldható szennyezőanyagokat felveszi. A szennyezőanyagokat felvett kivonószert ezután kiszivattyúzzák a talajból, és kezelik, tisztítják. A tisztított vizet a folyamatban újból felhasználhatják. Az eljárás során ügyelni kell arra, hogy a talajvíz ne szennyeződjön el (ld. még 8.6. fejezet)

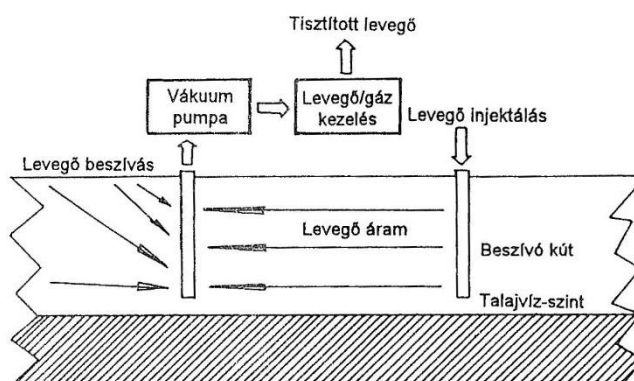


22. ábra. Helyszínen történő talajmosás sémája (Rulkens és mtsai, 1995 nyomán)

Az *in situ* talajmosást nagy területen elsősorban szénhidrogén-szennyeződések eltávolítására alkalmazzák, de eredményesen vontak ki kadmiumot is a talajból sósavat tartalmazó vízzel. Az eljárás időigényes, és leginkább homogén, jó áteresztő képességű homoktalajok esetén alkalmazható.

9.3. Talajszellőztetés

A *talajszellőztetéses* (átlevegőztetéses, vákuum extrakciós) eljárás elsősorban illékony szénhidrogén-szennyeződések eltávolítására a helyszínen alkalmazott (*in situ*) talajtisztítási módszer. Alkalmazásakor az illékony szennyezőket a szennyezett talajrétegen átszívott vagy átnyomott megfelelő hőmérsékletű, nedvességtartalmú és sebességű levegőáram segítségével távolítják el, majd a szennyezett levegőből a szennyezőanyagokat alkalmas módszerrel leválasztják. A megtisztított levegő a folyamatba visszavezethető (23. ábra).



23. ábra. Helyszínen történő talajtisztítás szellőztetéssel
(Rulkens és mtsai, 1995 nyomán)

A szennyezett területen viszonylag kis mélységig (a talajvíz szintjéig) levegőztető kutakat helyeznek el függőlegesen a talajban, melyeken levegőt injektálnak keresztül, vagy azokból a levegőt vákuumpumpákkal elszívják. A talajvíz szintjének csökkentésével a telítetlen zóna mélysége megnövelhető. A szennyezett talaj felszínét levegőzáró réteggel (pl. aszfalttal, fóliával) szigetelik le. A kialakuló levegőáram hatására az illékony szerves szennyezők a talajrészecskékről leválnak, illetve a talaj pórusvizéből a talaj póruslevegőjébe kerülnek át. A szennyezőanyagok gőzeit tartalmazó levegőt aktív szénen, gázmosókban vagy katalitikus elégetéssel meg kell tisztítani, hogy az a környezetet ne szennyezze.

A talajszellőztetéses talajtisztítás speciális változata, amikor a talajba levegő helyett forró gőzt injektálnak, vagy a talaj más módon (pl. forró levegővel, rádióhullámokkal) melegítik. A talajban kialakuló magasabb hőmérséklet következtében a szerves szennyezőanyagok illékonyasága nő, az eljárás hatékonysága tehát javul.

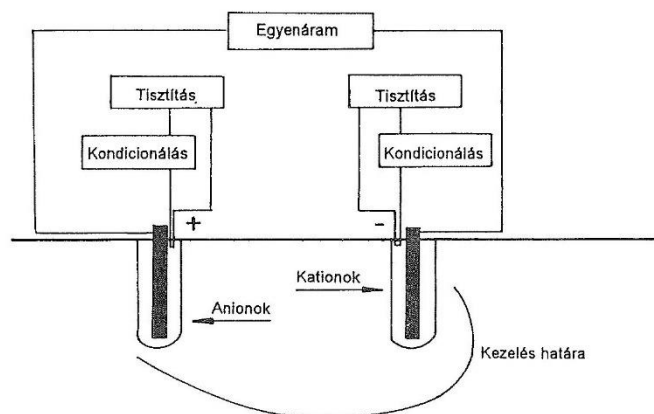
A talajszellőztetéses eljárással eredményesen távolítottak el a talajból triklór-etilént, perklór-etilént, toluolt, benzolt, szerves oldószereket és benzint. Az eljárást elsősorban nagy áteresztő képességű homokos talajok tisztítására lehet alkalmazni, agyagos talajok esetén a

módszer nem hatékony. A szellőztetési talajtisztítást a gyakorlatban nagy kiterjedésű szennyezett területek esetén alkalmazzák, az eljárást egyes esetekben *in situ* vizes extrakcióval és *in situ* bioremediációval (ld. még 8. és 9.6. fejezet) kombinálják. A talajszellőztetés elvileg *ex situ* is kivitelezhető.

A talajszellőztetési talajtisztítás kevesebbe kerül, mint a talaj hőkezelése vagy kiemelés utáni mosása. A talajtisztítás időtartama néhány hónaptól néhány évig terjed.

9.4. Elektrokémiai talajkezelés

Az *elektrokémiai talajkezelés* azon az elven alapul, hogy elektromos áram hatására a talajba helyezett anódhoz* vagy katódhoz* vándorolnak a töltéssel rendelkező részecskék, így a szennyezőanyagok is. Az elektrokinetikai* folyamat során az elektródok* között a talajban elektroosmózis*, elektroforézis* és elektrolízis* játszódik le. Az *elektroosmózis* hatására a talajpórusokban lévő nem ionos jellegű szennyezőanyagokat is tartalmazó vizes fázis a negatív elektród (katód) felé szállítódik. Az *elektroforézis* hatására a pórusvízben jelenlévő töltéssel rendelkező kolloidok és agyagrészecskék, az *elektrolízis* hatására az ionok és ion komplexek vándorolnak az elektródokhoz. A pozitív töltésű kationok a katódhoz, a negatív töltésű anionok az anódhoz vándorolnak (24. ábra).



24. ábra. Elektrokémiai talajkezelés (Rulkens és mtsai, 1995 nyomán)

Az elektrokémiai talajkezelés elvégezhető a helyszínen (*in situ*) vagy a szennyezett talaj kiemelése után külön berendezésben (*ex situ*). A helyszínen történő *in situ* elektrokémiai talajkezelés sémája látható a 24. ábrán. A rendszer több, a talajban függőlegesen vagy vízszintesen elhelyezett elektród párból (anódból vagy katódból) áll, melyekbe egyenáramot vezetnek.

Az elektrokémiai talajkezelésre irányuló kutatások a nyolcvanas évek elején gyorsultak fel, napjainkban ez a módszer a legígéretesebb *in situ* talajtisztítási eljárások közé tartozik. Alkalmazásával eredményesen vonhatók ki a talajból ionos szennyezőanyagok vagy elektromos töltéssel rendelkező kis részecskék; nehézfémek, radionuklidok, szerves anyagok vagy azok keverékei. Jelenlegi ismereteink alapján ez az egyedüli olyan *in situ* talajkezelési eljárás, mellyel agyagos talajokból is eltávolíthatók a nehézfémek. Az eljárással nem csak az ionos, vízoldható formában jelenlévő fémeket lehet kivonni a talajból, a talajpórusokban lévő fémion-koncentráció csökkenésével az oxidokhoz, hidroxidokhoz, karbonátokhoz kötött nehézfémek is oldatba kerülnek és onnan eltávolíthatók. A módszer hátránya, hogy a szennyezett talajban lévő nagyobb fémdarabok megzavarhatják a fenti folyamatot.

9.5. Talajstabilizálás, talajszilárdítás

A *stabilizálás* és a *szilárdítás* során kémiai, fizikai és termikus* folyamatokat alkalmazunk a veszélyes hulladékok ártalmatlanítására. A *stabilizálás* során a szennyezőanyagot (hulladékot) kémiaileg stabilabb, kevésbé oldékony, kevésbé mozgékony (mobilis) és kevésbé mérgező formájúvá alakítjuk át. Az eljárás során a szennyezőanyagok fizikai tulajdonságai nem feltétlenül változnak meg. A *szilárdítás* során a szennyezőanyagot nagy szerkezeti szilárdsággal rendelkező tömbbe (monolitba) ágyazzuk be. A folyamat során nem mindig alakul ki kémiai kölcsönhatás a szennyezőanyag és a szilárdító közeg között, a szennyezőanyag általában fizikai úton kötődik meg a monolitban. A *szilárdítási* vagy *beágyazási eljárásokat* eredetileg a veszélyes hulladékok ártalmatlanítására dolgozták ki. A veszélyes hulladékot vázképző anyagokkal összekeverik, hogy mechanikailag és kémiaileg stabil szilárd anyagot nyerjenek, melyből a toxikus anyagok kioldódása minimális. Leggyakrabban cementalapú, mész–pernye alapú eljárásokat, illetve hőre lágyuló anyagokat (paraffin, polietilén, aszfalt, bitumen), szerves monomereket (karbamid-, formaldehid-, és poliszter gyanta) alkalmaznak erre a célra, illetve a veszélyes hulladékokat üvegbe ágyazzák be.

A nagyszámú stabilizálási, szilárdítási eljárás közül az alábbiakban néhány olyat mutatunk be, melyek *szennyezett talajok kezelésére* is alkalmasak.

Az *adszorbensek** alkalmazása során a szennyezőanyagokat (pl. nehézfémeket) különféle szorbensek (ioncserélő gyanták, agyagásványok, humuszanyagok, pernye, aktív szén) kötik meg, és gátolják meg azok kioldódását. Az agyagásványokon hidrofób* jellegű szerves

szennyezőanyagok is megköthetők, amennyiben azok fémionjait (Li^+ , Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , Ba^{2+}) kvaterner ammónium ionokkal cseréljük ki. Cement segítségével a fenti anyagok megszilárdíthatók, és így a szennyezőanyagok kimosódását megakadályozzuk. A szerves szennyezőanyagok *felületaktív anyagok* közvetítésével is hozzákötethetők a cementek alkotórészeihez, melyek ezután szintén megszilárdíthatók. A fenti eljárást számos veszélyes hulladék mellett olyan szervesanyagokkal szennyezett talajok ártalmatlanítására is alkalmazzák, melyek viszonylag kis koncentrációban tartalmaznak szerves szennyezőanyagokat. *Bitumen* alkalmazása esetén az iszapszerű veszélyes anyagokat (radioaktív hulladékokat, galvániszapokat, nehézfémeket) forró bitumenbe dolgozzák be. A lehűlt bitumenben a veszélyes hulladékok egyenletesen oszlanak el.

A nehézfémekkel szennyezett talajokat a helyszínen (*in situ*) különféle adalékanyagokkal (pl. mésszel, foszfátokkal, apatittal, vas- és mangán-oxidokkal, alumínium-szilikátokkal, beringittel, természetes és mesterséges zeolitokkal, bentonittal, szén pernyével) stabilizálhatjuk. A talajba dolgozott adalékanyagok hatására a szennyezőanyagok (nehézfémek) *immobilizálódnak**, kisebb területet szennyeznek, nem mosódnak le a talajvízbe és kisebb mértékben kerülnek be a növényzetbe. Hazai (mádi) természetes zeolitok nehézfém stabilizáló hatását galvániszappal (kadmiummal, krómmal, rézzel, nikkellel és cinkkel) elszennyezett talajon tanulmányoztuk. Tenyészedényes kísérletünkben azt tapasztaljuk, hogy a vizsgált zeolitok lecsökkentették a saláta cikória jelzőnövény cinkfelvételét, mely ez esetben előnyös jelenségnek tekinthető.

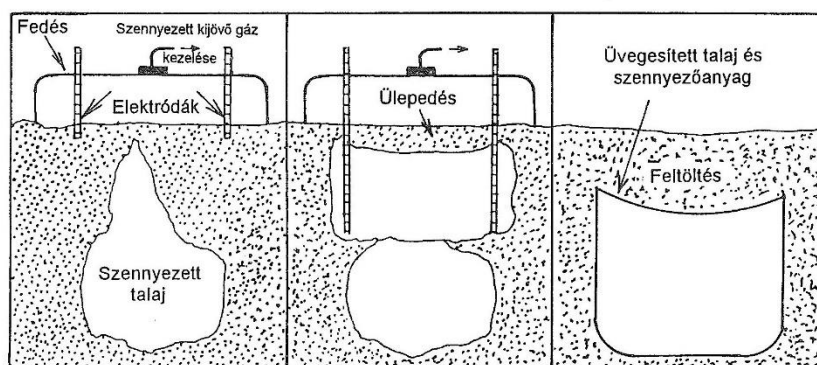
A *kéntartalmú módosított cement* termoplasztikus (hőre lágyuló) anyag, melyet úgy állítanak elő, hogy szénhidrogén polimereket, diciklo-pentadiént és ciklo-pentadiént elemi kénnel és cementtel reagáltatnak. A fenti anyagot ezután 130-150 °C-on megolvasztják és összekeverik az előszárított szennyezett talajjal (szennyezett iszappal, égetőművek hamujával, fémekkel, radioaktív hulladékokkal). A konténerekbe, tartályokba töltött zagy lehülés után gyorsan megszilárdul. A keletkezett anyag a savak és sók (szulfátok) hatásának jobban ellenáll és keményebb, mint a hagyományos cement. A tömböket depóniában* lehet tárolni.

Az *aszfalt emulzió** alkalmazása során nagyon kis aszfalt cseppeket oszlatnak el (diszpergálnak*) vízben, és az emulziót emulgáló szerekkel stabilizálják. Ezután az aszfalt emulziót normál hőmérsékleten hozzákeverik a folyékony vagy félfolyékony halmazállapotú veszélyes hulladékhoz. Miután a szennyezőanyag elveszti víztartalmát, a szilárd szennyezőanyagot az aszfalt mátrix egyenletesen bevonja. A szilárd aszfaltban (melybe a víz nem tud behatolni) a szennyezőanyagok egyenletesen oszlanak el, és az aszfalt

elméletileg akár utak burkolására is alkalmas lehet. A fenti eljárást eredetileg nukleáris hulladékok kapszulázására* fejlesztették ki, napjainkban azonban szennyezett iszapok és folyadékok, illetve kőolajjal szennyezett talajok kezelésére is eredményesen alkalmazzák.

Az *üvegesítés* vagy *vitrifikáció* (lásd. még 9.1. fejezet) a szilárdítási eljárások közé tartozik, mely során a nehézfémek (pl. Pb, Cr) és a radionuklidok üveg és/vagy kristályszerű termékek szerkezetébe épülnek be. Az üvegszerű termékből a szennyezőanyagok nem tudnak kimosódni. Az eljárás során 1200 °C-os vagy annál magasabb hőmérsékletet alkalmaznak, melyek elektromos úton, fosszilis tüzelőanyagok elégetésével vagy plazma ív kialakításával állítanak elő. A magas hőmérséklet hatására az üvegeképző anyagok (szilícium-dioxid, szilikátok, boroszilikátok), az elfolyósító anyagok (nátrium-oxid, szóda, nátrium-szilikát), a stabilizáló anyagok (kalcium-oxid, alumínium-oxid) és a veszélyes hulladékok együtt megolvadnak és üveg térhálót (mátrixot) képeznek. A nagy hőmérséklet egyben a szerves szennyezőanyagokat is átalakítja, a szennyezőanyagokból kevésbé veszélyes gázok (CO_2 , H_2O , HCl) és melléktermékek keletkeznek, melyeket külön kezelnek.

A vitrifikáció szennyezett talajok és iszapok helyszínen történő (*in situ*) ártalmatlanítására is alkalmas. A szennyezett talajba néhány centiméter mélyen grafit elektródákat helyeznek, és őrölt üvegeképző keveréket (ún. fritet) és grafit pelyheket kevernek. Elektromos áram hatására a szennyezett talaj megolvad, és mivel vezeti az áramot, a mélyebb szennyezett talajrétegek is fokozatosan megüvegesednek (25. ábra). Ily módon a szennyezett talaj akár 6-10 méter mélységig is megszilárdítható. A fenti folyamat lejátszódását a talajvíz magas szintje, illetve a magas olvadáspontú talajalkotók (kövek, kőzetek) jelenléte gátolja. Mivel a szennyezett talaj térfogata az eredeti térfogat 70 %-ára csökken, a talaj felszíne tiszta talajjal feltölthető (25. ábra).



25. ábra. *In situ* talajüvegesítés folyamata (Anderson nyomán, 1994b)

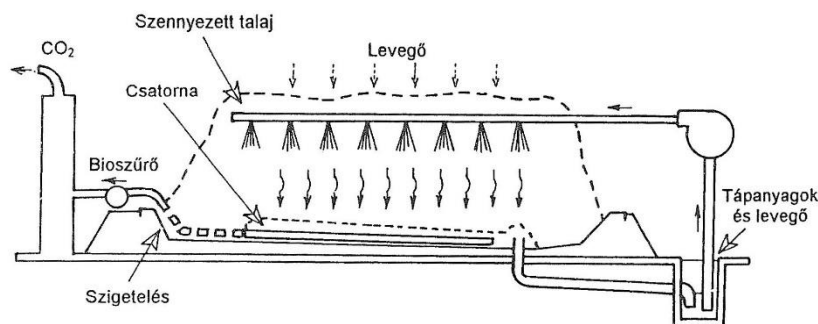
9.6. Bioremediáció

A *bioremediáció** során a talajba jutott szerves szennyezőanyagokat mikroorganizmusok segítségével lebontják, és ártalmatlan anyagokká (pl. széndioxiddá és vízzé) alakítják. A legtöbb talajtípus rendelkezik bizonyos mértékű természetes öntisztuló képességgel, a szennyezőanyagok mikrobák által végzett ún. *biodegradációja** (biológiai lebontása) azonban igen lassú folyamat. A *bioremediáció* során a talajban jelenlévő mikrobák számára olyan optimális körülményeket teremtenek, hogy a fenti biodegradációs folyamat jelentősen felgyorsuljon. Más esetben a szennyezett talajból kisselektált vagy genetikailag módosított mikroorganizmusokat laboratóriumi körülmények között tartályokban felszaporítják és visszajuttatják a szennyezett talajba.

A talajszennyező szénhidrogének lebontására elsősorban azokat a *Pseudomonas*, *Acinetobacter*, *Citrobacter*, *Flavobacterium* vagy *Chromobacter* nemzetségbe tartozó aerob* vagy fakultatív anaerob* szaprofita* baktériumokat lehet hasznosítani, melyek a szennyezőanyagok hatására kiválogatódtak és a legellenállóbbnak bizonyultak. A mikrobák számára nitrogénnel, foszforral, magnéziummal és mikroelemekkel dúsított tápoldatot készítenek, mely elősegíti azok gyors szaporodását a talajban. A szennyezőanyagok lebontása legtöbb esetben aerob körülmények között zajlik le, a szennyezett talajt tehát levegőztetéssel, oxigén vagy hidrogén-peroxid bejuttatással folyamatosan oxigénnel kell ellátni. Oxigén helyett esetenként elektronfogóként nitrátokat, szulfátokat vagy széndioxidot is alkalmaznak. A könnyen mobilizálható szennyező szénhidrogéneket el kell távolítani (ki kell szivattyúzni) a talajból, hogy ne akadályozzák az oxigén eljutását az aerob baktériumokhoz. A biológiai lebontás optimális hőmérséklete általában 20-24°C, a talaj optimális nedvességtartalma 20-80 %, optimális kémhatása pH 6,5-7,5.

Több gyakorlati eljárás alakult ki a 70-es, 80-as évek óta a szerves anyagokkal szennyezett talajok biológiai tisztítására, melyek közül néhányat ismertetünk. Az *ex situ* alkalmazott ún. *agrotechnikai* (angolul land treatment, landfarming) *eljárás* során a szennyezett talajt vékony 0,5-1,5 m-es rétegben egy vízzáró réteg felett terítik szét. A szennyezőanyagok aerob biológiai lebontását a talajréteg rendszeres forgatásával (oxigén bejuttatásával), víz és tápanyagok adagolásával segítik elő. A forgatás elősegíti a könnyebb kőolajszármazékok elillanását, míg a nehezebb származékokat a mikrobák bontják le. Az eljárás során dréncsővekkel, illetve övcsatornával összegyűjtik a keletkezett szennyezett vizet és visszajuttatják a talajréteg tetejére. A szerves szennyezőanyagok lebontása a fenti

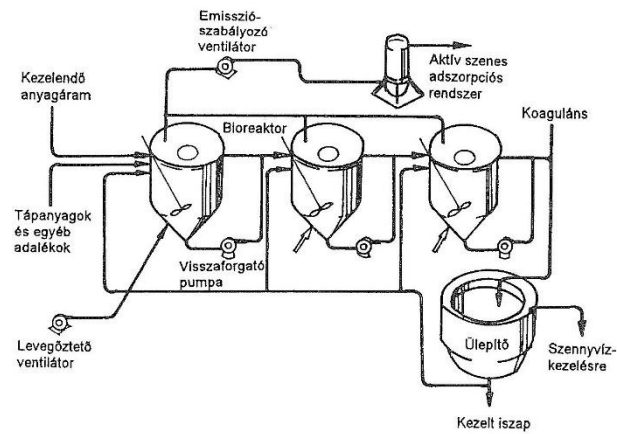
módon 1-3 év alatt játszódik le, a folyamatot mesterséges levegőztetéssel, a talajhőmérséklet emelésével gyorsítani lehet.



26. ábra. Talajtisztítás bioágyakon (Fan és Tafuri, 1994 nyomán)

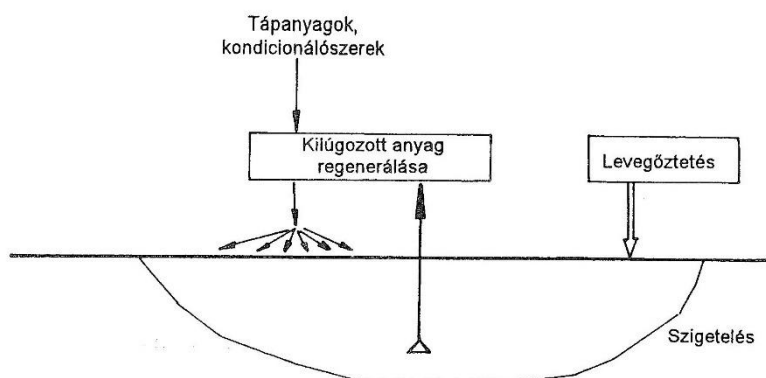
Az agrotechnikai eljáráshoz hasonló *ex situ* módszer az ún. *bioágyas eljárás* (*biooxidáció* vagy *prizmázás*) (26. ábra), mely során a kőolajjal, vagy kőolaj származékokkal szennyezett talajt kiemelik és halmokba (prizmákba) rakják. A halmokat intenzíven levegőztetik, vízzel és tápanyagokkal látják el, mikroba kultúrákkal kezelik. A módszer előnye, hogy kisebb helyet igényel mint az agrotechnikai eljárás és az *in situ* bioremediációs eljárásokkal ellentétben kötöttebb talajok esetén is alkalmazható.

Az ún. *bioreaktor eljárás* során a szennyezett talajt kiemelik, vízzel összekeverik és a híg iszapot egy zárt reaktortartályban oxigénnel és tápanyagokkal intenzíven keverik, hogy a szennyezőanyagok mikrobiális lebontását felgyorsítsák. A biológiai lebontást a talaj természetes mikroba populációjával vagy szelektált olajfaló baktérium kultúrákkal végzik. A szerves szennyezőanyagok lebontása így néhány nap vagy hónap alatt elérhető, ez az eljárás azonban lényegesen bonyolultabb és nagyobb beruházást igényel, mint a korábban bemutatott módszerek. A bioreaktorokban kis mennyiségű talajt lehet megtisztítani, a szerves szennyezőanyagok koncentrációja azonban igen magas is lehet (27. ábra).



27. ábra. Talajtisztítás bioreaktorban (Strébely és Zimányi, 1993 nyomán)

Az ún. *in situ* biológiai lebontás során az előző módszerekhez hasonlóan célunk, hogy a szennyezőanyagokat lebontó mikrobák számára optimális körülményeket biztosítsunk (azokat szelektíven felszaporítsuk), a tisztítást ez esetben azonban a szennyezés helyszínén végezzük. A talajba csatornák, árkok vagy kutak segítségével először tápanyagokat, majd vizet és folyamatosan oxigént, felületaktív anyagokat, és ha szükséges mikroorganizmus kultúrákat juttatunk (28. ábra). A felületaktív anyagok feladata, hogy a szennyezőanyagok hozzáférhetőségét a mikrobák számára elősegítsék. Megfelelő idő eltelte után a talajba beszivárogtatott folyadékot kiszivattyúzzák, a felvett szennyezőanyagokat eltávolítják, majd a folyadékot kezelik és ismét visszajuttatják a talajba. Ez az eljárás az *ex situ* bioremediációs eljárásokhoz képest lényegesen olcsóbb és egyszerűbb, de hosszabb ideig (néhány hétig, hónapig, esetleg évig) tart. A módszer hátránya, hogy jelenleg kizárólag a nagy áteresztő képességű homoktalajok esetén alkalmazható.



28. ábra. Helyszínen történő bioremediáció sémája (Rulkens és mtsai, 1995 nyomán)

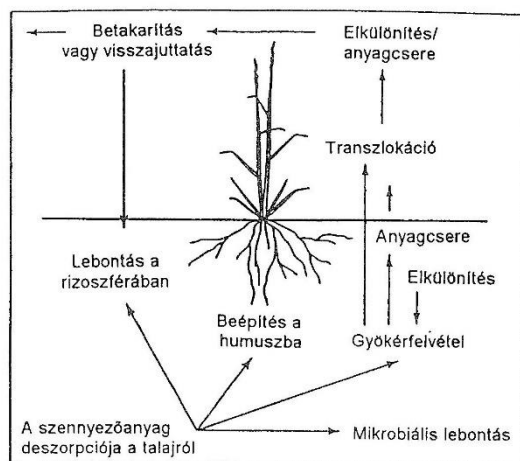
A fent bemutatott bioremediációs eljárásokkal elsősorban könnyen lebontható szerves anyagokat (benzint, gázolajat, kis molekulatömegű aromás szénhidrogéneket) lehet eltávolítani a talajból. Laboratóriumi körülmények között halogénezett szerves vegyületek lebontása is sikeres volt. Egyes mikroorganizmusok segítségével a mérgező nehézfémek kevésbé toxikus formává redukálhatóak ($\text{Cr}^{6+} \rightarrow \text{Cr}^{3+}$) vagy oxidálhatók ($\text{As}^{3+} \rightarrow \text{As}^{5+}$) és metilezhetők, illetve bioakkumulációval* a talajból eltávolíthatók.

A bioremediációs eljárások legnagyobb *előnye*, hogy a szerves szennyezőanyagok *veszélytelen anyagokká bomlanak*, míg más fizikai-kémiai talajtisztítási eljárás során a talajszennyezők csak más közegbe (levegőbe, extraháló-szerbe, abszorbensbe) helyeződnek át. A bioremediáció viszont *rossz hatékonyságú*, ha többféle szerves szennyezőanyag fordul elő együtt a talajban, vagy ha azok nehézfémekkel, cianidokkal kombinálódnak, illetve, ha a szennyezőanyagok nehezen hozzáférhetők a mikrobák számára. A szennyezőanyagok felvehetőségét (hozzáférhetőségét) fizikai-kémiai eljárásokkal növelni lehet, így célszerű a bioremediációt ezekkel a módszerekkel kombinálni. A bioremediáció *hátránya* lehet továbbá, hogy a mikroorganizmusok a talaj humuszanyagait is lebonthatják. A bioremediációs talajtisztítás becslések alapján *30-40 %-kal olcsóbb*, mint pl. a kitermelt talaj hőkezelése vagy extrahálása/osztályozása.

9.7. Fitoremediáció

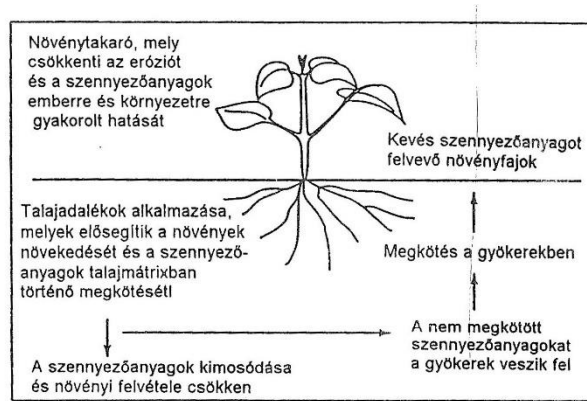
A *fitoremediáció* során a természetben előforduló vagy génszabványi úton előállított növények segítségével tisztítjuk meg a talajt és a környezetünket a szennyezőanyagoktól. A fitoremediáción belül újabb fogalmak, illetve eljárások alakultak ki az elmúlt időszakban, mint például a *fitodegradáció**, a *fitostabilizáció*, a *rizofiltráció**, és a *fitoextrakció**.

A *fitodegradáció* során egyes növényfajok (vagy a növények gyökerének mikroflórája) enzimikus folyamatok során a veszélyes szerves szennyezőanyagokat ártalmatlan molekulákká (pl. vízzé, szén-dioxiddá) bontják le, illetve a szerves szennyezőanyagokat átalakítják (29. ábra). A cukorrépa pl. a nitroglicerint, a nyárfa triklór-etilén bontására képes. A Hg-rezisztens transzgénikus (genetikailag módosított) *Arabidopsis thaliana* növény a higanyt a talajból a légkörbe párologtatja el, csökkentve ezzel a talaj szennyezettségét.



29. ábra. A szennyezett talajok fitodegradációja során lejárászódo folyamatok
(Cunningham et al., 1995 nyomán)

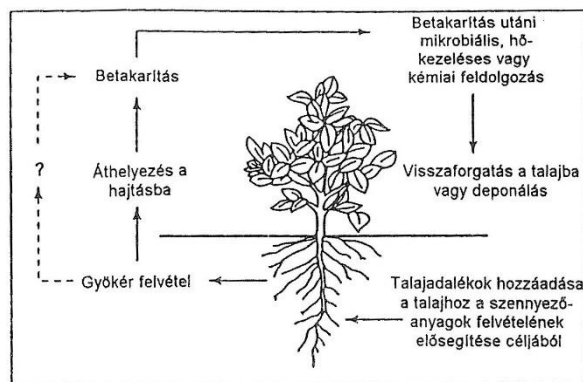
A *fitostabilizáció* során nehézfém-toleráns növények segítségével akadályozzák meg, hogy a szennyezett talajokból a nehézfémek a talajvízbe vagy a levegőbe jussanak. Az eljárás során a nehézfémek talajbéli mozgását, vándorlását növénytakaróval gátolják meg (30. ábra). Egyes nehézfém toleráns növények (pl. fűfélék) segítségével a talajba került nehézfémek mobilitása lecsökkenthető, és ezáltal megakadályozható azok talajvízbe oldódása, illetve légkörbe kerülése.



30. ábra. A szennyezett talajok fitostabilizációja során lejátszódó folyamatok
(Cunningham et al., 1995 nyomán)

A *rizofiltráció* során növényi gyökerek segítségével kötik meg, halmozzák fel, vagy csapják ki a szennyezett vizekből a nehézfémeket. 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. A szarepta mustár (*Brassica juncea*) és a napraforgó (*Helianthus annuus*) gyökerével képes lényeges mértékben lecsökkenti a szennyvizek Cr^{6+} , Mn, Cd, Ni és Cu tartalmát.

A *fitoextrakció* során különleges, a fémek hiperakkumulációjára* képes növényeket alkalmaznak a nehézfémekkel szennyezett talajok megtisztítására. Speciális fém-akkumuláló növényekkel vonják ki a nehézfémeket a talajból, melyek a növények könnyen betakarítható föld feletti szerveibe (hajtásába), illetve gyökerébe helyeződnek át (31. ábra).



31. ábra. A szennyezett talajok fitoextrakciója során lejátszódó folyamatok
(Cunningham et al., 1995 nyomán)

A növényi biomasszát összegyűjtik és ellenőrzött körülmények között feldolgozzák. A fém hiperakkumulációra képes vadon előforduló növényfajok (pl. *Thlaspi*, *Alyssum*, *Sebertia*) hajtásukban $>0,01\%$ Cd; $>0,1\%$ Co, Cu, Pb, Ni, valamint $>1\%$ Mn-t és Zn-et halmoznak fel. Mezőgazdasági haszonnövények (pl. kukorica, bab) hajtásukban 1% Pb akkumulációjára képesek, a szennyezett talaj EDTA-val történő kezelése után.

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

Elsősorban értelelőhelyek közelében, nehézfémekben gazdag ún. metallifer vagy serpentintalajokon találhatóak olyan őshonos növényfajok, melyek 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 $1000\ \text{mg/kg}$ szárazanyag értéket, a növény tehát jóval nagyobb mennyiségben veszi fel az adott elemet, mint az annak talajbéli koncentrációjából következne. A hiperakkumuláció koncentráció kritériuma nehézfémeként változik, a fémakkumuláció pedig fajspecifikus (21. táblázat).

A mérsékelt égövben a hiperakkumulátor növények elsősorban a keresztesvirágúak (*Brassicaceae*), a trópusokon a kutyatejfélék (*Euphorbiaceae*) családjába tartoznak, fűféléként, gyomként, cserjeként, félcserjeként, faként fordulnak elő. A felfedezett hiperakkumulátor növényfajok száma folyamatosan nő (21. táblázat).

21. táblázat. A fém hiperakkumuláció koncentráció kritériumai és a hiperakkumulációra képes növényfajok (Baker és mtsai, 1994 valamint Brooks, 1998 nyomán)

Nehézfém	Koncentráció kritérium (% a levél szárazanyagban)	Növények száma	Család
Kadmium (Cd)	>0,01	1	Brassicaceae
Kobalt (Co)	>0,1	26	Scrophulariaceae
Réz (Cu)	>0,1	24	Cyperaceae, Lamiaceae, Poaceae, Scrophulariaceae
Mangán (Mn)	>1,0	11	Apocynaceae, Cunoniaceae, Proteaceae
Nikkel (Ni)	>0,1	290	Brassicaceae Cunoniaceae, Euphorbiaceae, Flacourtiaceae, Violaceae
Szelén (Se)	>0,1	19	Fabaceae
Tallium	>0,1	1	Brassicaceae
Cink (Zn)	>1,0	16	Brassicaceae, Violaceae

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 nikkelben-krómban gazdag serpentin talajokon Dél-Európában 2 % (20 000 mg/kg) nikkel akkumulációjára képes. A probléma viszont az, hogy ezek a növények nagyon lassan fejlődnek, sekélyen gyökereznek, kis biomasszát képeznek, leveleik a talaj közelében találhatók, így nehezen takaríthatók be. Nehézfémekkel erősen szennyezett talajokon több évtizedig, illetve évszázadig kellene hiperakkumulátor vagy akkumulátor növényfajokat termesztetni ahhoz, hogy a talajt teljesen megtisztítsuk.

A fitoextrakció során is alapkérdés, hogy a termőtalajok milyen mértékben szennyezettek nehézfémekkel, milyen nehézfémeket kell eltávolítani, és a fémek milyen kötési formában találhatók a talajokban. A fitoextrakció elsősorban a mérsékelt (pl. rendszeres szennyvíziszap kijuttatással) elszennyezett 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.

A növények fémakkumulációja a talajba juttatott kelátképző szerekkel elősegíthető, ezek a nehézfémek kötési formáit megváltoztatják és azokat könnyebben felvehetővé teszik. A legújabb kutatások szerint pl. azt etilén-diamin-tetraecetsav (EDTA) igen jelentős mértékben megnövelte a szennyezett talajon termesztett kukorica és borsó ólomfelvételét, és elősegítette az ólomnak a gyökerekből a hajtásba történő szállítását. Hasonló jelenséget figyeltünk meg előkísérleteink során; a krómmal mesterségesen elszennyezett talajon nevelt teszt növényünk (a *Brassicaceae* családba tartozó komatsuna) Cr felvétele több

nagyságrenddel megnőtt abban az esetben, ha a krómot szerves kelát (króm-pikolinát) formájában juttattuk ki a talajba.

A fitoextrakció során fontos, hogy a fémakkumuláló növények növekedését gátló tényezőket kiküszöböljük, a talajt műtrágyázni, meszezni, öntözni, növényvédő szerekkel permetezni kell, mert csak így érhetünk el nagy hozamot. Ez azonban további problémákat okozhat, a foszfát műtrágyák pl. oldhatatlan vegyületekké alakítják az ólmot, a meszezés a legtöbb nehézfém növénybéli felvételét csökkenti, az öntözéssel a nehézfémek a talajvízbe mosódhatnak. A fitoextrakció hatékony kivitelezésében tulajdonképpen a hiperakkumuláció fontosabb szerepet játszik majd, mint a nagy hozam, illetve biomassza (22. táblázat).

22. táblázat. Az évenkénti talajból történő fém eltávolítás mértékének összefüggése a növény hajtásának fémkoncentrációjával és hozamával (McGrath, 1998 nyomán)

Növénytípus	Fém koncentráció a növény hajtásában ($\mu\text{g/g}$)	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

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 (22. táblázat). A hiperakkumulátor növények alkalmazását sugallja az a tény is, hogy a felvett nehézfémek kisebb növényi biomasszában koncentrálnak, mely könnyebben kezelhető.

A legkomolyabb megoldandó probléma ugyanis, hogy a fitoextrakció során nagy tömegű, nehézfémekkel enyhén szennyezett biomassza keletkezik, mely takarmánként nem

hasznosítható. A nehézfémeket tartalmazó biomassza tömegét komposztálással, elégetéssel lehetne csökkenteni. Az alacsony hőmérsékleten történő égetés után a hamuban 10-20 %-ban jelenlévő fémeket kohósítás után már gazdaságosan ki lehet nyerni.

Termesztett növényeink között is találunk nehézfém akkumuláló növényfajokat (hiperakkumulációról itt nem beszélhetünk), melyek főként a keresztesvirágúak (káposztafélék) és a fészkesvirágúak közé tartoznak. Kimagasló pl. a *Brassica juncea* (szarepta mustár) egyes fajtáinak Pb, Cd, Cr, Ni, Zn és Cu akkumulációja. Kísérleteink során a szarepta mustár, fehér mustár, takarmányretek, tarlórépa, kender, repce és amaránt galvániszappal szennyezett talajból történő nehézfém akkumulációját összehasonlítva azt tapasztaltuk, hogy a nehézfémek elsősorban a keresztesvirágúak családjába tartozó növények föld feletti szerveibe (szár, levél, termés) kerültek be.

A fitoremediációs eljárások *előnye* a fizikai-kémiai talajtisztítási eljárásokkal szemben, hogy nagy felületen alkalmazhatók, a talaj biológiai aktivitása nem szűnik meg, fizikai szerkezete nem károsodik, termékenysége megmarad, és az eljárás kevesebb másodlagos szennyeződést okoz. A fitoremediáció várhatóan *négyszer-hétszer olcsóbb* lesz, mint a szennyezett talaj kitermelése és depóniákban való elhelyezése. A legújabb kutatások arra irányulnak, hogy a hiperakkumulátor növények fémtoleranciáért felelős génjeit gyorsan növvő, nagy 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.

Irodalom (9. fejezet)

1. ANDERSON, W. C. (szerk.), 1994a. Innovative Site Remediation Technology. Vol. 3. Soil washing/Soil flushing (Innovatív helyszíni remediációs technológiák, 3. kötet: talajmosás/talajöblítés). Springer-Verlag, Berlin.
2. ANDERSON, W. C. (szerk.), 1994b. Innovative Site Remediation Technology. Vol. 4. Stabilization/Solidification (Innovatív helyszíni remediációs technológiák, 4. kötet: stabilizálás/szilárdítás). Springer-Verlag, Berlin.
3. BAKER, A.J.M., S.P. Mc GRATH., C.M.D.SIDOLI., és R.D., REEVES, 1994. The possibility of *in situ* heavy metal decontamination of polluted soils using crops of metal-accumulating plants (Szennyezett talajok helyszíni tisztításának lehetőségei fémakkumuláló növények segítségével). Resources, Conservation and Recycling, 11: 41-49.
4. BROOKS, R.R. (ed.), 1998. Plants that hyperaccumulate heavy metals (Nehézfém hiperakkumuláló növények). CAB International, University Press, Cambridge.

5. CUNNINGHAM, S.D. W.R. BERTI and J.W. HUANG, 1995. Phytoremediation of contaminated soils (Szennyezett talajok fitoremediációja). Trends in Biotechnology 13: 393-397.
6. CUNNINGHAM, S.D., D.W. OW, 1996. Promises and prospects of phytoremediation (A fitoremediáció jövője). Plant Physiology 110: 715-719.
7. DOBOLYI E., 1991. Illegális hulladéklerakó helyek felszámolása és a szennyezett talajok esetében használható talajtisztítási, talajfelújítási eljárások és technológiák. I. Fizikai-kémiai tisztítási módszerek, II. Az in situ biológiai talajtisztító módszerek. In: Schönviszky G.A. (szerk.) Környezetvédelmi Füzetek 1991/10., OMIKK, Budapest.
8. DOBOLYI E., 1996. Biológiai talajtisztítási eljárások (bioremediáció) technikai méreteken. In: Schönviszky Gáldi A. (szerk.), Környezetvédelmi Füzetek 1996/14., OMIKK, Budapest.
9. FAN, C-Y. és A.N. TAFURI, 1994: Engineering application of biooxidation processes for treating petroleum-contaminated soil (Biooxidációs folyamatok alkalmazása petróleummal szennyezett talajok tisztítására). In: WISE, D.L., és D.J. TRANTOLO (szerk.), Remediation of Hazardous Waste Contaminated Soils (Veszélyes hulladékkal szennyezett talajok remediációja). Marcel Dekker, New York.
10. HUANG, J.W., J. CHEN-JIAN, W.R. BERTI, S.D. CUNNINGHAM, and J.J. CHEN, 1997. Phytoremediation of lead-contaminated soils: role of synthetic chelates in lead phytoextraction (Ólommal szennyezett talajok fitoremediációja: szintetikus kelátok szerepe az ólom fitoextrakciójában). Environmental Science and Technology. 31: 800-805.
11. McGRATH, S.P., 1998. Phytoextraction for soil remediation (Talajremediáció fitoextrakcióval). In: Brooks, R.R. (ed.), 1998. Plants that hyperaccumulate heavy metals (Nehézfém hiperakkumuláló növények). CAB International, University Press, Cambridge. pp. 261-287.
12. MENCH, M., J. VANGRONSVELD, N.W. LEPP, and R. EDWARDS, 1998. Physico-chemical aspects and efficiency of trace element immobilization by soil amendments (Mikroelemek talajadalekokkal történő immobilizációjának fiziko-kémiai aspektusai és hatékonysága). In: Vangronsveld, J. és S. D. Cunningham (szerk.), Metal-contaminated Soils: In Situ Inactivation and Phytoremediation, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg and R.G. Landes Company, Georgetown, TX. pp. 151-182.
13. OTTEN, A., A. ALPHENAAR, CH. PIJLS, F. SPUIJ és H. DE WIT, 1997. In Situ Soil Remediation (In situ talajremediáció). Kluwer Academic Publishers, Dordrecht–Boston–London.
14. RULKENS, W.H, J.T.C. GROTENHUIS és R. TICHY, 1995. Methods for cleaning contaminated soils (Szennyezett talajok tisztítási módszerei), In: Salomons, W., V. Förstner, és P. Mader (szerk.), 1995. Heavy Metals: Problems and Solutions (Nehézfémek: problémák és megoldások). Springer-Verlag, Berlin, pp. 165-191.
15. SALOMONS, W., V. FÖRSTNER, és P. MADER (szerk.), 1995. Heavy Metals: Problems and Solutions (Nehézfémek: problémák és megoldások). Springer-Verlag, Berlin.

16. SALT, D.E., M. BLAYLOCK, N.P.B.A. KUMAR, V. DUSHENKOV, B.D. ENSLEY, I. CHET és I. RASKIN, 1995. Phytoremediation: A novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants (Fitoremediáció: a környezet nehézfémjeinek eltávolítása növények segítségével). *Biotechnology* 13: 468-474.
17. SIMON L., 1998. Különféle króm ionformák akkumulációjának vizsgálata tenyészedenyes előkísérletben. Kutatási részjelentés. Készült az OTKA F 026349 projekt: "Króm ionformák analitikája és alkalmazása a talajkémiaiában" témában (témavezető Prokisch József), 1-11 old.
18. SIMON, L., J. PROKISCH, B. KOVÁCS and Z. GYŐRI, 1998. Phytoextraction of heavy metals from a galvanic mud contaminated soil. In: Gy. Filep (ed.) *Soil Pollution, International Seminar (TEMPUS JEP 9240)*, Debrecen, 1997. Agricultural University of Debrecen, Debrecen, 1998., pp. 274-286.
19. SIMON, L., és Z. GYŐRI, 1997. Testing of the soil remediation effects of natural zeolite and bentonite with chicory (*Cichorium intybus* L.) indicator plant (Természetes zeolitok és bentonitok talajremediációs hatásának tesztelése cikória indikátornövény segítségével). *Proc. 4th Int. Conf. Biogeochemistry Trace Elements*, June 1997, San Francisco, p. 459-460.
20. SIMON, L., and Z. GYŐRI, 1997. Testing of the soil remediation effects of natural zeolite and bentonite with chicory (*Cichorium intybus* L.) indicator plant. *Proc. 4th Int. Conf. Biogeochemistry Trace Elements*, June 1997, San Francisco, p. 459-460.
21. STRÉBELY E. és ZIMÁNYI E., 1993. Szénhidrogénekkal szennyezett talajok tisztítási technológiái. In: Schönviszkyné Gáldi A. (szerk.), *Környezetvédelmi Füzetek 1993/9.*, OMIKK, Budapest.
22. SZOBOR A.-né, 1991. Szilárdítási és befoglalási eljárások a veszélyes hulladékok kezelésére. In: Schönviszkyné Gáldi A. (szerk.), *Környezetvédelmi Füzetek 1991/19.*, OMIKK, Budapest.
23. TAKÁCS M. és VERMES L., 1997. A nehézfémekkel szennyezett talajok vizsgálata és bioremediációja. *Biokémia*, XXI. évf. 2.sz., 68-78.
24. TOMSCHEY O., 1993. Nehézfémekkel és vegyületeikkel szennyezett talajok tisztítási technológiái. In: Schönviszkyné Gáldi A. (szerk.), *Környezetvédelmi Füzetek 1993/10.*, OMIKK, Budapest.
25. WISE, D. L., és D. J. TRANTOLO (szerk.), 1994. *Remediation of Hazardous Waste Contaminated Soils (Veszélyes hulladékkal szennyezett talajok remediációja)*. Marcel Dekker, New York.

10. TALAJREMEDIÁCIÓS TECHNOLOGIÁK ALKALMAZÁSÁNAK HAZAI TAPASZTALATAI (Szabó Péter)

A hazai gyakorlatban eredményesen alkalmazott talajremediációs technológiák három csoportba sorolhatók:

1. Kitermeléssel (*ex situ*) a helyszíntől távolabb (*off site*) kivitelezett technológiák.
2. Kitermeléssel (*ex situ*) a helyszínen végzett (*on site*) módszerek
3. Kitermelés nélküli (*in situ*) eljárások

A talajremediációs technológiák osztályozhatók még a szennyező anyag csoportja és összetétele, a szennyező anyag származása, az alkalmazott technológia bevezetési szintje (kísérleti, félüzemi, üzemi) alapján. A környezetvédelmi ipar szempontjából talán az egyik legfejlettebb országban, az Egyesült Államokban alkalmazott talajremediációs, technológiákról az EPA (Environmental Protecting Agency = Környezetvédelmi Hivatal) számos kiadványa és számítógépes adatbázisa (Innovative Treatment Technologies, Vendor Information System for Innovative Treatment Technologies, Vendor Facts, stb.) ad széles áttekintést.

Magyarországra a fejlett ipari országokból technológiai transzfer útján érkeztek a talaj talajremediációs technológiák. A beérkezett technológiák elterjedésének sajátos szempontrendszere hazánkban a technológia alkalmazási költsége. A talajremediációra rendelkezésre álló állami és vállalati pénzeszközök miatt Magyarországon az olcsó, egyszerű, még éppen elfogadható hatékonyságú, kevés beruházással járó, és inkább időben elhúzódó technológiák terjedtek el.

Az alábbiakban néhány esettanulmány kapcsán ismertetjük a talajremediációs technológiák alkalmazásának hazai tapasztalatait.

10.1. Szervetlen mikroszennyezőkkel szennyezett talajok remediációja

A szervetlen mikroszennyezőkkel szennyezett talajok remediációjának hazai tapasztalatait egy *ex situ* végzett *off site* és egy *on site* eljárás példáján mutatjuk be.

10.1.1. Veszélyes hulladék lerakó telepen történő ártalmatlanítás (ex situ off site)

A fémekkel szennyezett talajok remediációjának legáltalánosabb módja a határérték felett szennyezett talaj minőségellenőrzés mellett végzett kitermelése, becsomagolása, szállítása és engedéllyel rendelkező külső veszélyes hulladék lerakó telepen történő ártalmatlanítása. A módszer gyors, hatékony, azonban a lerakási költségek miatt igen drága. A lerakóban a határérték felett szennyezett föld a szennyezőanyag összetételétől függően II. vagy I. osztályú veszélyes hulladékként került ártalmatlanításra.

Egy Duna-Tisza közti állami gazdaság területén a melléküzemági tevékenység során a *veszélyes hulladékok* szabálytalan kezelése és tárolása, valamint illegális elhelyezése miatt jelentős *talaj- és talajvíz szennyeződés* következett be. A gazdaságot a hatóságok kötelezték a betárolt veszélyes hulladékok biztonságos ártalmatlanítására és a szennyezett környezet mentesítésére. 1988-ban megtiltották a további hulladékok fogadását és a nem megfelelő helyszíni égetés tovább folytatását, valamint kötelezték a gazdaságot az ideiglenes tárolótér biztonságossá tételére. Ennek megfelelően a hordók tárolására 14 betonkazettát alakítottak ki. Elvégezték a vadlerakók felkutatását, kitermelését, és helyreállítását. A felderített 8 illegális lerakóból kikerült hordókat is a stabilizált tárolótéren helyezték el. A gazdaság a hulladékmennyiség kb. felét biztonságos, engedéllyel rendelkező ártalmatlanító helyre szállította. Ezt követően azonban a gazdaság csődbe ment és a privatizálandó állami gazdaságok listájára került. A privatizáció teremtette meg a környezet-helyreállítás továbbfolytatásának és befejezésének anyagi feltételeit.

A kárelhárítási munka során elvégzett feladatok a következők voltak:

1. Az ideiglenes veszélyes hulladék tárolótéren, hordókban tárolt mintegy 2300 tonna veszélyes hulladék (kevert oldószer, festékiszap, festékhulladék, lakkgyanta, olajos hulladék) helyszíni kezelése, átsomagolása, szállítása és biztonságos ártalmatlanítása engedéllyel rendelkező fogadóhelyen.
2. Az ideiglenes veszélyes hulladék tárolótér helyreállítása. A tárolótér mintavételi és vizsgálati terve alapján 300 talaj- és talajvízminta vételére került sor a betonkazetták közötti és alatti rétegekből. A vizsgálati eredmények 6 betonkazetta esetén mutattak ki jelentősebb szennyeződést, ahol a legszennyezettebb rétegek eltávolítása, valamint a megmaradt talaj helyszíni kezelése vált szükségessé.
3. A mezőgazdasági táblák részletes talaj- és víz mintavételezésén és vizsgálatán alapuló Tisztasági Bizonyítvány kiadása, mely az intenzív, öntözendő zöldségterületekre, 1106 hektárra készült el.

A vizsgálatok szerint a terület bizonyos részein a talaj cink-, króm-, nikkel- és ólomtartalma meghaladta a termőföldre, egyes esetekben a szennyvíziszapra megadott határértékeket. Az első feladat a szennyezőforrások teljes megszüntetése volt. Ez a veszélyes hulladékok és göngyölegeik, valamint a szennyezett csapadékvíz eltávolítása mellett magába foglalta a szennyezett betonkazetták (I., II., III., V., VI.) felső 2 cm-es rétegének lemaratását és a kazetták közötti fedetlen talaj szennyezett felszíni 20 cm-es rétegének eltávolítását. Az eltávolított szennyezett föld az Aszód-Galgamácsai veszélyes hulladék lerakóban lerakással került ártalmatlanításra.

10.1.2. Helyszíni stabilizálás (ex situ on site)

Budapest IV. kerületében, egy korábbi festékgár helyén a tulajdonos egy mintegy 5000 m² nagyságú területet értékesített. A környezeti felmérések a területen talajában nagyfokú *szervetlen mikroelem* (Pb, Cd, Cu, Zn, Cr, As) *szennyeződést* mutattak ki. A remediációra a tulajdonos kárelhárítási tervet készített, a kivitelezéssel pedig egy szakcéget bízott meg.

A szennyezett talaj kitermelésekor kiderült, hogy a szennyeződés vertikális és horizontális irányban egyaránt lényegesen meghaladja a kutató fúrások alapján becsült mértéket. Hatósági egyeztetéseket követően a kárelhárítást végző a talajkitermelést a tiszta rétegekig tovább folytatta. A 2000 m³ mennyiségű kitermelt, szennyezett talajt deponálta, kézi erővel átválogatta, és a festék rögöket fóliával kibélelt veszélyes hulladék szállító konténerekbe gyűjtötte, majd az Aszód-Galgamácsai veszélyes-hulladék lerakóba szállította. A megmaradt szennyezett talajt 15 térfogat-százalékos (v/v %) önporló dolomittal stabilizálta, homogenizálta, a munkagödört 30 cm vastag agyagpaplannal látta el. A válogatás és szelektálás eredményeként a depóniák nehézfém-tartalma jelentősen csökkent. A szennyezett talaj stabilizálásának mértékét kioldási vizsgálatokkal ellenőrizte, majd a kezelt földet a munkagödörbe visszatöltötte és a felszínt agyagréteggel lezárta. A terület határán a kivitelező figyelő kútrendszerrel telepített.

10.2. Szerves szennyezőkkel szennyezett talajok remediációja

A szerves szennyezőkkel szennyezett talajok remediációjának hazai tapasztalatait egy-egy *ex situ off site* és *on site*, illetve két *in situ* eljárás példáján mutatjuk be.

10.2.1. Ártalmatlanítás külső ártalmatlanító telepen (*ex situ off site*)

Hazánkban számos engedéllyel rendelkező ártalmatlanító telep működik, ahol a szerves szennyezőkkel – döntően szénhidrogénekkel – szennyezett talaj remediációját, a szénhidrogén mikrobiológiai bontását végzik, gyakran speciális komposztálási technológia alkalmazásával.

A szennyezett terület felmérését és lehatárolását követően a szennyezés központjában megkezdik a szennyezett talaj kitermelését. A munkagödör falait és alját mintázzák és elvégzik a szénhidrogén vizsgálatokat. A kitermelést addig folytatták, ameddig a vizsgálati eredmények határérték feletti szennyeződést mutattak.

A szennyezett talaj kitermelése során, helyszíni érzékszervi vizsgálatok alapján megállapított időszakonként a munkagödör négy oldaláról 1-1 mintát veszünk. Ezenkívül a kitermelt és 10-20 m³-es gúlába rakott szennyezett földkupacokból gúlánként 1 db átlagmintát vesznek. Ennek egyik lehetséges módja az, hogy 6 mintavételi pontból (gúla teteje, közepe és az oldalai - É, K, D, NY) talajmintát vesznek és a mintákból egy átlagmintát képeznek. A mintáknál elvégzik a laboratóriumi szénhidrogén vizsgálatot, melynek eredményei alapján döntenek a további talajkitermelésről.

A kitermelt és határérték felett szennyezett talajt engedéllyel rendelkező ártalmatlanító telepre szállítják. A kubatúra* hiányt a munkagödör bizonylatoltan tiszta talajjal történő feltöltésével pótoljuk.

Egy multinacionális nagyvállalat dunántúli telephelyén a részletes talajszennyezettség felmérés *olajszennyezést* mutatott ki. A kárelhárítást végző szakcég a tanulmány megállapításainak hatósági elfogadását követően a felmérés eredményei, a vizsgálati adatok értékelése és értelmezése, és a kockázatbecslés segítségével valószínűsíthető környezeti veszélyeztetettség, valamint a határérték-javaslat alapján a határérték felett szennyezett talaj számítógépes modellezéssel lehatárolt kiterjedésének helyszíni kitűzését végezte el, figyelembe véve a vonalas létesítmények, épületek, csatornák és vezetékek elhelyezkedését. A talajkitermelést a legszennyezettebb talajfúrásnál kezdték meg. A nem szennyezett és szennyezett talajrétegeket szeparáltan, elkülönítve termelték le és külön, ideiglenes

depóniában tárolták. A határérték felett szennyezett talajt külső ártalmatlanító telepen ártalmatlanították. A kitermelést a legszennyezettebb ponttól kifelé haladva, a munkagödört folyamatosan körkörös irányban bővítve végezték. A kitermelt talajt és a munkagödör falát és alját mintázták, és szénhidrogén-tartalmát megvizsgálták. A kitermelést addig folytatták, míg a munkagödör aljáról és falairól vett talajminták szénhidrogén-koncentrációja határérték alá nem csökkent. Összesen 430 laza m³ határérték felett szénhidrogénnel szennyezett talaj kitermelése, elszállítása és ártalmatlanítása történt meg.

10.2.2. Ártalmatlanítás a helyszínen bioágyakon (ex situ on site)

A szennyezett talaj kitermelése a 9.2.1. fejezetben leírtak alapján, szigorú minőségellenőrzés mellett történt.

A kitermelt talajt prizmákban, bioágyakra helyezték. A bioágyak alját környezetvédelmi megfontolások miatt szigetelni kellett. Erre a legjobb a betonfelület, de elfogadható a fólia is. A bioágyak körül az elfolyó csapadékvíz felfogására övarkot szükséges kialakítani.

A bioágyak ideális magassága 30-50 cm. Magasabb prizmák esetén a levegőztetés céljából alkalmazott átforgatást gyakrabban, megfelelő eszközökkel kell elvégezni. A bioágyakat egymástól olyan távolságra kell elhelyezni, hogy a prizmák gépi megközelítése ne ütközzön akadályba, illetve, hogy a munkák – forgatás, öntözés tápanyagellátás stb. – elvégezhető legyenek. Ha az előzetes mikrobiológiai vizsgálatok hatékony endemikus olajfaló baktériumtörzsek jelenlétére utalnak, a szénhidrogén-bontást az endemikus törzsek stimulációjával érték el. Ellenkező esetben a bioágyakat a munka kezdetén megfelelően kiválasztott baktériumtörzs megfelelő adagjával oltották be. Mindkét esetben elvégezték a tápanyag-utánpótlást, az időjárástól függő öntözést és a forgatásokat. A szénhidrogén-bontás intenzitása a szénhidrogén típusától, a talaj mechanikai összetételétől, az időjárási körülményektől stb. függ. Általában azonban egy tenyészidőszak alatt (március-november) a kívánt szénhidrogénszint csökkenés biztosítható, melyet hatósági vizsgálatokkal kell bizonyítani. Ezt követően a remediált talaj már nem tekinthető szennyezettnek és az elérési határértéken alapuló hatósági döntés alapján korlátozással, vagy korlátozás nélkül hasznosítható. A remediált talajt általában eredeti helyére töltik vissza.

A legfontosabb paraméterek (szerves tápanyagforrások, szerves tápanyagforrások, nedvesség, hőmérséklet, kémhatás (pH), oxigén) értékeit optimálisra állítják be, és folyamatosan vizsgálják annak érdekében, hogy a mikroflóra optimálisan szaporodjon és a szennyezők lebomlása a leghatékonyabb legyen.

Egy alföldi vállalat benzinkútja mellett *szénhidrogén eredetű talajszennyezést* mutattak ki. A talajszennyezés megszüntetésére kárelhárítási terv készült, melynek kivitelezése során folyamatos mintavétel és vizsgálat mellett megindult a szennyezett talaj kitermelése. A kitermelt talajt a helyszínen minősítették, majd a bioágyra rakták. A bioágyak körül övások rendszert alakítottak ki. A talajkitermelést addig folytatták míg a vizsgálati eredmények azt indokolták. Összesen 369 m³ talajt termeltek ki. A bioágyak rendszeres kezelésével, öntözéssel, tápanyag-utánpótlással és forgatással két tenyészidőszak alatt a talaj induló 5000-10 000 mg/kg szénhidrogén szintje 1000 mg/kg alá csökkent.

Itt jegyezzük meg (a szerkesztő megjegyzése), hogy a hazánkban előszeretettel alkalmazott *talajkiemelést, talajcserét* remediációs technológiákkal kéne helyettesíteni. Mint azt a fenti példák alapján láttuk, a szennyezett talajt kitermelik (kiemelik), és a kockázat nagyságától függően külön erre a célra kialakított *szennyezett talaj lerakóba* (depóniába) vagy *veszélyes hulladék lerakóba* helyezik el. A talajkiemelést, talajcserét megelőzően körültekintően meg kell vizsgálni a szennyezett terület nagyságát, a szennyezés térbeli kiterjedését, a szennyezőanyagok minőségét és mennyiségét, a talaj típusát, a felszín alatti vízbázis veszélyeztetettségét stb. A módszer általános elterjedését szerencsére gátolja, hogy kevés az olyan terület, amely természetbeni adottságai alapján is alkalmas szennyezett talaj lerakó kialakítására. A lerakót teljesen izolálni kell a környezettől, ezért azt mesterséges és természetes anyagokat tartalmazó szigetelő rétegekkel látják el, hogy a másodlagos környezetszennyezés lehetőségét kizárják. A *talajkiemelés, talajcsere* alkalmazását az is korlátozza, hogy egyre nehezebb megfelelő mennyiségű és minőségű szennyezetlen talajhoz hozzájutni, mellyel az elhordott talajt pótolják. A tiszta talaj megvásárlása, szállítása, a lerakók fenntartása költséges.

10.2.3. Kitermelés nélküli (in situ) bioremediáció (Gruiz Katalin)

A Budapesti Műszaki Egyetem és a Tatabányai Bányák által közösen kidolgozott *bioventilációs eljárását* sikeresen alkalmaztuk szerves szennyezőanyag ártalmatlanítására szabadföldi kísérletben. A bioventiláció mellett tápanyag-kiegészítést, a szennyezett

területen honos mikroorganizmusokból összeállított starterkultúrát, valamint fulvó- és huminsavakat tartalmazó aktiváló adalékokat alkalmaztunk. A terület 5 m x 10 m-es szennyezett folt volt a Tatabányai Bányák területén 3-4 m mélységig 20 000 mg/kg *fűtőolajjal szennyezve*. A terület talaja rendkívül inhomogén feltöltés volt, jó légáteresztéssel. A talajba 2-3 méterenként függőlegesen perforált csöveket helyeztünk. Ezeken keresztül történt a levegő kiszívása ventilátorral és az adalékok talajba juttatása oldott formában. A kísérlet követése havonta vett talajmintából mért olajtartalommal, és olajösszetétellel, valamint a talajban élő olajbontó mikroorganizmusok számával történt. A naponta vett talajlevegő minta oxigén és széndioxid tartalmát is meghatároztuk. A szabadföldi kísérletben a bioremediáció következményeként 2-3 hónap elteltével az ipari területeknél irányadó érték (300 mg/kg) alá csökkent az olajtartalom. Összehasonlítottuk a levegőztetés hatékonyságát a levegő kiszívása és befűvése esetén. A levegő kiszívása technológiailag egyszerűbbnek bizonyult és a bontás hatékonysága is nagyobb volt. A legjobb elrendezésnek az bizonyult, amikor a 3 méterenként elhelyezett szívócsövektől 1,5 méterre nyitott perforált csövekkel bélelt furatokat készítettünk. Ezek a nyitott csövek biztosították a légköri levegő mélyebb rétegekbe jutását és a bevezető cső és a szívott cső közötti vízszintes áramlást a talaj belsejében, négy méter mélységig. A csövek sűrűségét a talaj légáteresztő képessége szabta meg.

Egy másik kísérletünkben a Hejőcsabai Cement- és Mészmű transzformátorállomásán a transzformátorolaj tároló és töltő környékének talaját éveken keresztül nagy mennyiségű *transzformátorolaj szennyezés* érte. Első látogatásunkkor a talaj felülete cementporos, kiszáradt volt, a növényzet nem nőtt meg rajta, a talaj felületét megbolygatva erős olajszag volt érezhető. A mintavétel utáni talajanalízis inhomogén, néhol 70 000 mg/kg-os értéket is elérő, átlagosan 25-30 000 mg/kg *olajszennyezést* mutatott. A talaj biológiai állapotát vizsgálva gyenge olajbontó aktivitást tapasztaltunk, mely lombikos kísérletekben levegőztetéssel és tápanyag-adagolással növelhető volt. Az 1 méteres mélységig elszennyezett talaj rendkívül inhomogén volt. A szennyezett réteg feltöltés volt, helyenként nagyon keményen összeállt 10-50 cm átmérőjű olajos-agyagos rögökkel, illetve közberétegződéssel. Első lépésben tápanyagok adagolásával és az egy méteres szennyezett réteg talajának lazításával próbálkoztunk. A kezelés hatására megindult az olajbontás, de nem volt eléggé hatékony. Második lépésben a nagy olajtartalmú agyagos rögökből kiindulva iszapállagú oltóanyagot állítottunk elő nagylaboratórium méretű reaktorokban. Az adaptálódott, nagy mikrobaszámú, jó transzformátorolaj bontást mutató iszapot oltóanyagként használtuk, és fél méteres hálóban a talajba injektáltuk. Az ismételt kezelés

hatására fél év alatt rohamosan lecsökkent a talaj olajtartalma, kivéve az olajos rögöket és rétegeket. Az olajos-agyagos rögöket és rétegeket egy amerikai eredetű mikroaerofil oltóanyaggal rendszeresen injektáltuk. Az igen kötött, szennyezett talaj fél év elteltével fokozatosan szétesett és megtisztult, a terület transzformátor olajtartalma mindenütt 100 mg/kg alá csökkent.

Irodalom (10. fejezet)

1. BOSS INTERNATIONAL, 1997. Professional Engineering Software, CD-ROM.
2. EPA TECHNOLOGY INNOVATION OFFICE, 1997. Information Sources for Innovative Remediation and Site Characterization Technologies (Remediációs és helyszín jellemzési technológiák információs forrásai). EPA 542-C-98-003, CD-ROM.
3. GRUIZ, K. and É. KRISTON, 1995. In-situ bioremediation of hydrocarbon in Soil (Szénhidrogénnel szennyezett talaj *in situ* bioremediációja), J. Soil Contam. 4 (2): 163-173.
4. GRUIZ, K., 1993. *In-situ* bioremediation of hydrocarbon in soil: pilot tests and field experiments (Talajszennyező szénhidrogének *in situ* bioremediációja: félüzemi és szabadföldi kísérletek). In: Contaminated Soil '93, Eds.: F. Arendt et al, pp. 1163-1164. Kluwer Academic Publ., The Netherlands.
5. GRUIZ, K., É. KRISTON, VIDA, L. 1994. In-situ bioremediation of hydrocarbon in soil (Szénhidrogénnel szennyezett talaj *in situ* bioremediációja). Proc. Second International Symposium and Exhibition on Environmental Contamination in Central and Eastern Europe, pp. 380-382.
6. HARRIS, M. and S. HERBERT, S. 1995. Contaminated land. Investigation, assessment and remediation. (Szennyezett területek, vizsgálatok, kárbecslés és remediáció). Thomas Telford, London, U.K.
7. HESTER, R.E. and R.M. HARRISON. 1997. Contaminated land and its reclamation (Szennyezett területek mentesítése), Thomas Telford, London, U.K..
8. JELENTÉS A FŐVÁROS TERÜLETÉN KIALAKÍTOTT TALAJVÍZ MEGFIGYELŐ MONITORING RENDSZER 1997. ÉVI MŰKÖDTETÉSÉRŐL, BFNTÁ, 1997. október, 12 old., 4 melléklet.
9. KRISTON, É. and GRUIZ, K. 1995. Pilot tests for bioremediation of soil contaminated with different types of oil. A Comparative Study (Nagylabor méretű bioremediáció különböző olajos szennyezőanyagokkal: összehasonlító tanulmány). In: Contaminated Soil '95, Eds.: W.J.van den Brink et al pp. 1271-72. Kluwer Academic Publ.
10. MAGYARORSZÁG KISTÁJAINAK KATASZTERE I-II., 1990. MTA Földrajztudományi Kutató Intézet, Budapest.
11. ORI CANATEX INT'L INC., 1993. Green Environment. A complete introduction to environmental protection (Zöld környezet, teljes bevezetés a környezetvédelembe). Ontario, Canada, CD-ROM.
12. SCHÖNVISZKY L., 1993. Talajok és talajvizek szennyezettségének felkutatása és lehatárolása geofizikai módszerekkel. Környezetvédelmi Füzetek 1993/7, OMIKK, Budapest.
13. SZILÁGYI I., 1988. Műszaki földtan. Tankönyvkiadó, Budapest.

11. KÁRMENTESÍTÉS, KÁRELHÁRÍTÁSMAGYARORSZÁGON (Kiss Ernő)

Az ezredforduló küszöbén szembe kell nézni azzal a ténnyel, hogy a gazdasági, ipari fellendülés áraként a természeti környezet egyre nagyobb mértékben károsodik, ami gyakran már közvetlenül veszélyezteti magát az embert.

A fejlett ipari társadalmakban az 1970-es években, Magyarországon az 1990-es évek elején került a közvélemény figyelmének középpontjába a múlt örökségét képező, hátrahagyott tartós környezetkárosodások ténye. Hazánkban az elmúlt évtizedek erőltetett ipari fejlesztései komoly környezeti károkat okoztak, melyek kezeléséről és felszámolásáról senki sem gondoskodott a '90-es évekig. A környezetbe jutott veszélyes szennyezőanyagok igen sokfélék és veszélyeztetik a talajt, a felszíni és felszín alatti vizeket és a levegőt. Különösen fontos a hazai felszín alatti vizek tisztaságának megőrzése, mivel ezek adják a lakosság vízfelhasználásának több mint 90 %-át. Ezeknek az örökölt szennyeződéseknek az a legnagyobb veszélye, hogy az emberi szem elől rejtve maradnak a talajban és a felszín alatti vizekben, és károsító hatásuk gyakran térben és időben is elkülönülve jelenik meg. Jelentős részüknél a talaj és a felszín alatti vizek szennyeződése csak akkor válik egyértelműen ismertté, amikor az már közvetlen veszélyt jelent az élővilágra, sok esetben az ott élő emberek egészségére. Közös, minden társadalmat érintő gond továbbá az is, hogy a problémakör ismertté válásakor a környezetvédelmi igazgatás késésben van a társadalmi elvártsághoz képest.

Ezt felismerve az elmúlt egy-két évtizedben számos országban megtették a kezdeti lépéseket a „hátramaradt” tartós környezetkárosodások felderítésére és megszüntetésére. Az óriási összegeket felemésztő feladatokat rendszerint költségvetési forrásból támogatják, mivel az általánosan elfogadott „a szennyező fizet” elv sok esetben nem érvényesíthető. Ezért fontos az országos koordináció a prioritási rangsor felállítása, a szennyezett területek országos szintű feltárása, számbavétele és jellemzése során. Az előzőek ismeretében a kármentesítési programok legfőbb célja az emberi egészség és környezet megóvása, aminek pozitív hatású, közvetlen gazdasági következményei vannak.

11.1. Előzmények

A hazai *Kármentesítési Program* kiinduló pontjának a kormány 1991. évi rövid és középtávú intézkedési terve tekinthető, amelyben megjelent a felhalmozott környezetszennyezések felmérésének, feltárásának és megszüntetésének feladata. Itt szerepelt az is, hogy a

felhagyott szovjet laktanyák és gyakorlóterek környezeti problémáit meg kell oldani. Az első – egész országra kiterjedő – országos környezeti kármentesítési program éppen a volt szovjet objektumok környezeti állapotfelmérésével és a környezeti károk meghatározásával kezdődött 1990-ben. Ez a munka a Környezetvédelmi és Területfejlesztési Minisztérium irányításával, a Környezetgazdálkodási Intézet koordinálásával folytatódott. Felmérésre került az a 171 volt szovjet objektum, amely 340 településen több mint 40 000 hektáron volt található. Az előzetes környezetvédelmi állapotfelmérésen és környezeti kármegállapításon egyidejűleg mintegy 1300 szakember dolgozott.

A kármentesítési munka első üteme 1992-ben indult. Ennek keretében húsz kiemelt létesítmény környezeti kárelhárítása kezdődött meg, melyek közül 13 létesítménycsoportnál a felmérések során ismertté vált szennyezések lokalizálásán túlmenően azok szükséges mértékű felszámolása is megtörtént. További két létesítménynél a tervezett kárelhárítás befejeződött, egy létesítmény pedig önkormányzati tulajdonba került. Négy létesítménynél a kárelhárítás nem fejeződött be, folytatása azonban indokolt.

Az objektumok környezeti állapotának felmérése a volt szovjet létesítmények teljes körére vonatkozóan (171 létesítmény esetén) megtörtént. Az 1991-ben készült környezeti állapotfelmérést 1994–1995-ben kiegészítő vizsgálatok követték. A környezeti állapotfelmérés eredményére támaszkodva a Környezetgazdálkodási Intézet 61 szennyezett objektumon környezeti kockázatelemzést végzett. A többi volt szovjet létesítményben jelentős mértékű szennyeződés nem volt kimutatható, így a kockázatelemzés végzése nem volt indokolt. A 20 kiemelt létesítménnyel együtt összesen 81 létesítményre vonatkozóan készültek a környezeti állapotfelmérést meghaladó további részletes vizsgálatok (kockázat elemzés, kárelhárítási tervek, illetve javaslatok).

A kockázatelemzés alapján a szennyezett objektumokra egyszerűsített *veszélyeztetési mutatót* számoltak ki, amellyel *számszerűsítették* a kockázat mértékét. A számszerűsített adatok alapján a létesítményeket három csoportba sorolták:

- kárelhárítás időben ütemezett elvégzése szükséges,
- a szennyezett környezeti elem megfigyelése szükséges,
- a szennyezettség mértéke, beavatkozást, megfigyelést nem igényel.

A volt szovjet létesítmények területén a szennyezések elsősorban az ott tárolt szénhidrogénhez, részben az illegálisan elhelyezett kommunális és/vagy katonai eredetű hulladékokhoz, a szennyvízkezeléshez, szennyvízelvezetéshez kötődnek. A szennyezéseket

döntő mértékben szénhidrogén származékok, (kerozin, gázolaj, benzin, kenőolaj) és nehézfémek (Cr, Cu, Cd, Pb, Zn) okozzák.

A kockázati elemzésnél számolt egyszerűsített veszélyeztetési mutató alapján a létesítmények közül 11 létesítménynél a környezeti károk elhárítását meg kell kezdeni, 33 létesítménynél ki kell építeni és üzemeltetni szükséges a környezeti szennyezést megfigyelő rendszereket, 17 létesítménynél pedig a szennyezettség mértéke olyan alacsony, hogy megfigyelést sem igényel. A kiemelt létesítmények közül a megkezdett, de be nem fejezett kárelhárítást folytatni kell Tököl, Kunmadaras és Kiskunlacháza objektumoknál.

A volt szovjet objektumok környezeti kármentesítésének irányítása 1995 augusztusáig a környezetvédelmi és területfejlesztési miniszter felelősségébe tartozott. Ezt követően a felelősség átkerült az Állami Privatizációs és Vagyonkezelő Rt-hez, ahol a munka most is folyamatban van az ún. „volt szovjet laktanyák kármentesítési alprogram” keretében.

A volt szovjet laktanyák környezeti kármentesítésének programja ugyan országos szintű volt, de a szennyezett területeknek csak egy specifikus területét (a felhagyott katonai objektumokat) fogta át. Ez a program jó felkészülést nyújtott az *Országos Környezeti Kármentesítési Program* kialakításához.

11.2. Az Országos Környezeti Kármentesítési Program kezdete és szakaszai

A környezetszennyezések teljes körére kiterjedő fellépés tervszerű munkát igényel, ezért a KTM kezdeményezésére a kormány 1996-ban a nemzetközi tapasztalatoknak megfelelően új, országos programot indított be a szennyezett területek kármentesítésére.

A környezet védelmének általános szabályairól szóló 1995. évi LIII. törvény 41.§ (5) c/ pontja értelmében a kormány környezetvédelmi feladata a jelentős környezetkárosodások következményeinek felszámolása, ha ez a kötelezettség másra nem hárítható. Fenti jogforrás alapján készült el a Nemzeti Környezetvédelmi Program "F" függelékét alkotó, az állami felelősségi körbe tartozó hátrahagyott, tartós környezetkárosodások kármentesítéséről szóló *Országos Környezeti Kármentesítési Program* (a továbbiakban: Kármentesítési Program), melyet a kormány 1996. VII.24-én fogadott el. Ez meghatározta a Kármentesítési Program rövid-, közép- és hosszú távú szakaszait, és ezen belül a *rövid távú szakasz* (1996-1997) részletes feladatait. A *közép távú szakasz* (1998-2002) feladatairól 1997. X.8-án döntött a kormány. A *hosszú távú szakasz* feltehetően 2003-2030-ig tart.

Az állami felelősség: A környezetvédelmi törvény rögzíti, hogy a jelentős környeztkárosodások következményeinek felszámolása, ha a kötelezettség másra át nem hárítható, a kormány feladata. A törvény bizonyos feltételek mellett a szennyezést okozó személy és azon terület egyetemleges felelősségét állapítja meg, ahol a szennyező tevékenységet folytatták, illetve folytatják. A szennyezést állami felelősségi körbe kell sorolni, és a Kármentesítési Program keretei között kell gondoskodni az adott területen a kár felszámolásáról, ha az okozó:

- ismeretlen,
- jogutód nélkül megszűnt,
- jelenleg már felszámolás alatt áll,

és a felszámolási vagyon bizonyítottan nem elégséges a kármentesítési feladatok elvégzéséhez.

A Kármentesítési Program célja: A Kármentesítési Program célja, hogy az állami felelősségi körbe tartozó, tartós környezetszennyezések károsító, veszélyeztető hatását megszüntesse. Ennek érdekében első lépésként a tartós környeztkárosodások átfogó számbavételét kell elvégezni.

A Kármentesítési Program prioritásai*: A kármentesítés során az optimális megoldást döntően az emberi egészség és az élővilág védelme érdekében kell kialakítani. A kockázatszámításokban a környezet-egészségügyi szempontok az elsődlegesek, de nem hanyagolhatók el a környezeti kockázatok sem. A felszín alatti vizek tekintetében *prioritást élveznek* az ásvány-, gyógy- és ivóvízbázisok utánpótlási területén lévő vízkészletek, azok típusától (talaj-, karszt-, parti szűrésű vagy rétegvíz) függetlenül. A kármentesítések végrehajtásánál alapvető követelmény, hogy a szennyezést ne konvertáljuk egyik környezeti elemből a másikba.

A Kármentesítési Program finanszírozásának forrásai: A Kármentesítési Program az első három évben az éves költségvetési törvény alapján a Központi Környezetvédelmi Alapból 1-1 milliárd Ft-ot kapott a végrehajtásra. A program 1999-ben 1,5 milliárd forint összeget kapott a központi költségvetésből. A környezetvédelmi tárcának akkor nyílik majd lehetősége saját forrásból fedeznie a Kármentesítési Programot, ha bevezetik a környezetterhelési díjat.

A Kármentesítési Program működtetése: A Kármentesítési Programot a környezetvédelmi felügyelőségek bevonásával a *Kármentesítési Programiroda* (KPI) működteti. A KPI felügyeletét a Környezetvédelmi Minisztérium (KöM) látja el. Ezen belül a Program központi irányítását, ellenőrzését a környezetvédelmi helyettes államtitkár vezetésével – a KöM szervezeti egységeinek delegált képviselőiből álló – Kármentesítési Programcsoport végezte. Az 1999. év második felétől a minisztériumon belüli irányítás árnyaltabbá vált.

A Kármentesítési Programiroda: A Kármentesítési Programiroda a Környezetgazdálkodási Intézet keretén belül, a Környezetfejlesztési, -technológiai és Mérnökgeológiai Intézethez tartozó irodaként funkcionált 1996 és 1998 között. 1999-ben a megalakult Környezetvédelmi Fejlesztési Intézethez csatolták a Kármentesítési Programirodát. A KPI szervezeti kiépítése 1995-ben kezdődött, 1996 márciusában hagyta jóvá feladatkörét a KTM környezetvédelmi helyettes államtitkára. A Programiroda éves feladatait a környezetvédelmi helyettes államtitkár által jóváhagyott munkatervük rögzítik.

A Kármentesítési Program szakaszainak fő feladatai: Az iroda megalakulásakor tevékenységét a Kármentesítési Program *rövid távú szakasza* célkitűzései megvalósítása érdekében kezdte meg, melynek fő feladatai a következők voltak:

- az állami felelősségi körbe tartozó hátrahagyott környezetszennyezések kárfelszámolásának megkezdése, a veszélyeztetés elhárításának megkezdése ott, ahol az emberi egészség, az ökológiai érték, a környezetvédelmi szempontból prioritást élvező terület veszélyeztetése sürgős beavatkozást igényelt;
- az állami felelősség és szerepvállalás tisztázása a kormányzati munkamegosztásra is tekintettel;
- az állami felelősségi körbe tartozó kármentesítési feladatok hatékony és eredményes végrehajtása érdekében a szennyező források, tartós környezetkárosodások teljes körű országos számbavételének megkezdése, azért, hogy a *Nemzeti Kármentesítési Prioritási Lista* (NKPL) elkészüljön;
- a közép távú program szakmai jogi és pénzügyi megalapozása;
- a rövid távú program végrehajtását szolgáló jogi-műszaki szabályok kidolgozása;
- a program információs rendszerének kialakítása, az információk központi gyűjtésének megkezdése;

- a témakört érintő K+F tevékenységek intézkedési tervére támaszkodva a legfontosabb feladatok elvégzése, illetve megkezdése;
- a lehatárolt jogerős bírósági vagy hatósági határozattal megállapított állami felelősségi körbe tartozó tartós környezetkárosodások ingatlan-nyilvántartásba történő bejegyzésének megkezdése.

A Kármentesítési Program 1998-ban indult *közép távú szakasza* öt fő elemből áll:

- A programhoz kapcsolódó általános feladatok ellátása, ennek keretében kiemelkedő feladat a mindenkori ismeretekre támaszkodó, tárgyévi prioritási lista összeállítása, amelynek alapján kijelölhetők a magas prioritású kármentesítendő területek. A prioritási lista készítésének alapvető eleme a különböző szintű ismeretességre támaszkodó kockázat-felmérési módszerek alkalmazása. Különös hangsúlyt kapnak a kutatási és műszaki fejlesztési feladatok, továbbá a jogi-, műszaki-, gazdasági szabályozás és a költség/hatékonysági vizsgálatok.
- Az országos feladatok keretében legnagyobb munka a tartós környezetkárosodások, a tartós környezetkárosodást okozó potenciális és tényleges szennyező források teljes körű országos számbavétele, a számbavétel eredményeinek nyilvántartásba vétele a *Környezetvédelmi Integrált Információs Rendszerhez* kapcsolódó KÁRINFO-rendszer kialakításával és erre támaszkodva a NKPL összeállítása 2002-ig.
- A kármentesítési alprogramok előkészítése, az indítás és működtetés koordinálása.
- A mindenkori ismeretekre támaszkodva az egyedi kármentesítési projektek folytatása, a kármentesítés végzése.
- A tartós környezetkárosodások állami felelősségi körbe kerülésének megakadályozására, a fedezethiányos felelősökre háruló kármentesítések támogatása.

11.3. A Kármentesítési Program feladatainak csoportosítása, ezek eredményei

A Kármentesítési Program három egymástól elkülönülő tevékenységi kört ölel fel, *általános, országos és egyedi feladatokat* lát el. *Általános feladatai* közé tartozik az irányítás, koordináció, a kutatás, a műszaki fejlesztés és az informatikai rendszer kiépítése. *Országos feladatai* közé tartozik többek között a környezetet szennyező források teljes körű országos számbavétele, országos monitoring* rendszer kiépítése és működtetése, és az utóellenőrzés, a kárfelszámolás hatékonyságának ellenőrzése. *Egyedi feladatai* közé tartozik az állami felelősségi körbe tartozó kármentesítések végrehajtásával kapcsolatban a tényfeltárás és

megvalósíthatósági tanulmányok kidolgozása, gyors- intézkedések végrehajtása, a kárfelszámolás, a szennyezés megszüntetése és lokalizálása.

Az általános feladatok keretében a következő tevékenységek elvégzésére került sor:

- *Működtetés, irányítás, koordináció:* minden évben visszatérő feladat az éves prioritási listák összeállítása. Ennek alapján kerülnek kiírásra azok a kármentesítési, tényfeltárási, kárfelszámolási feladatok, amelyek közbeszerzési eljárás keretében kerülnek pályáztatásra. A pályázatok során a közbeszerzés tárgyát a kármentesítés különböző folyamatainak feladatai képezik. A Kármentesítési Programiroda az 1996-1999. évben 24 területen 43 egyedi projektet indított, és ennek során feladata volt a projektek tender-dokumentációjának elkészítése, pályáztatás, szerződéskötések előkészítése, műszaki ellenőrzése, utóellenőrzése.
- *Stratégiai feladatok:* ide tartozik a Kármentesítési Program igényeit kielégítő kutatás és műszaki fejlesztés, a jogi, műszaki és gazdasági szabályzás megalapozása. A program társadalmi elfogadásához és segítéséhez igen fontos a kidolgozott kommunikációs stratégia, PR-tevékenység kialakítása, oktatási programok szervezése, szakmai kiadványok szerkesztése és közzététele. Kiemelten fontos az informatikai rendszer kialakítása és továbbfejlesztése.

Az országos feladatok keretében a következő tevékenységek elvégzésére került sor:

- *Országos számbavétel:* 1996-ban készült el a KPI-n a Kármentesítési Program részeként az Országos Számbavétel koncepciója. Ebben megfogalmazásra került az az elv, hogy a KP alapját az Országos Számbavétel során nyilvántartásba veendő szennyezett területek és szennyező források képezik. Rögzítették azt is, hogy első sorban a már meglévő nyilvántartásokat kell áttekinteni és átvenni, ezután pedig a számbavételt 2002-ig teljessé lehet tenni. Előzetes tájékozódás alapján a szennyezett területek és szennyező források számát mintegy 30 000-re becsülik, és a nemzetközi statisztikák szerint ebből mintegy 10 % várhatóan állami felelősségű kármentesítendő terület lesz. A koncepcióban megfogalmazásra kerültek a számbavételre kerülő területek, tevékenységek. Ezzel párhuzamosan készült egy 34 oldalas adatlap és ennek kitöltési útmutatója. Az adatlapot a környezetvédelmi felügyelőségek kapták meg, és a szennyezett területekről meglévő ismereteik alapján kell kitölteniük. 1997-ben az elfogadott koncepció alapján megkezdődött az Országos Számbavétel. Több tárcát megkerestünk, és részben az alprogramok kidolgozásával egy időben megállapodásokat kötött a minisztérium a

tárcákkal a már ismert nyilvántartások adatainak átvételére. Külön megállapodások keretében kértük fel 6 terület adatkezelőjét az adatok konvertálásra, ez esetben a már számítógépen lévő szennyező források adatainak átvételére került sor. Az év elején a 34 oldalas, főleg szöveges adatlapok tartalmát elemeztük, és kidolgoztattuk ennek első részét, amely a számbavétel alapjául szolgáló bejelentést teszi lehetővé. Elkészült egy olyan eljárás is, amely a bekért adatokra támaszkodva előzetes kockázatbecsléssel adta meg a *kockázati mutatót*. Ennek a társadalmi elvártság szorzóval végrehajtott módosítása adta a *prioritási számot*. 1998-ban az addig elkészült számítógépi nyilvántartás adataira támaszkodva készült el az a számítógépes program, amely segítségével meg lehetett határozni a *prioritási listát*. Ekkorra megfogalmazódott egy algoritmus és egy adatigény arra vonatkozóan is, hogy milyen adatok és módszer alapján lehet majd eldönteni a finanszírozást meghatározó felelősségi kérdést. Tárgyévben számítógépre került mintegy 24 000 terület jellemzője. Országos feladatként jelentkezik a tartós környezet-károsodások ingatlan-nyilvántartásba való bejegyeztetése.

- *Alprogramok* országos feladat az ún. „Alprogramok” kidolgozása azokra a kármentesítésekre, amelyek elvégzése az állami szervezetek jogszabály szerinti vagy szerződésből adódó feladata. Az alprogramokat a tárcák, illetve az ÁPV Rt. és a Kincstári Vagyon Igazgatóság dolgozták ki, illetve fogják majd kidolgozni. Az Országos Számbavétel koncepciója megfogalmazta azokat a feladatokat is, amelyeket az alprogramok létrejöttének támogatásához kell elvégezni. Részben emiatt, részben célszerűségi okokból, több alprogram kidolgozásához az Országos Számbavétellel együtt készültek el a tárcákkal kötött megállapodások. Az alprogramok közül az egyik legjelentősebb a Gazdasági Minisztérium alprogramja, amely a bányászati tevékenység felszámolásához szükséges kármentesítést koordinálja (SZÉSZEK, Uránérc). Ezt követik a HM, KHVM, az ÁPV Rt. (társasági és volt szovjet laktanyák), BM, Oktatási Minisztérium, Kincstári Vagyon Igazgatóság alprogramjai.
- *Informatikai feladatok* a kormányrendelet meghatározza azt is, hogy az Országos Számbavétel háttérének biztosításához 2002-ig ki kell alakítani az informatikai (számítógépes) háttérrel. Az elmúlt évek során elkészült egy PRIOLIST1 nevű számítógépes program, amely a 34 oldalas adatlapra támaszkodva végzi a nyilvántartást és a prioritás meghatározását. 1997-ben elkészült PRIOLIST2 program a bejelentő adatlap tartalmára támaszkodva kezeli a 24 000 terület adattartalmát. Ez a program az alprogramok és az országos számbavétel esetében adatforrás programként is szolgált. Jelenleg készül a PRIOLIST3 program, amely a tárcákhoz is ki fog kerülni, és támogatni

fogja az alprogramok nyilvántartásait és ennek ORACLE adatbázis kezelőre támaszkodó KÁRINFO nevű változatát, amely a minisztérium és a környezetvédelmi felügyelőségek elérésével és térinformatikai háttérrel fogja biztosítani a KP színvonalas informatikai háttérét.

- *Monitoring**: a Kármentesítési Program keretében létesített monitoring rendszer üzemeltetésére vonatkozó koncepció tervezet került kidolgozása. A monitoringra vonatkozóan „M” jelű adatlap készült. A környezetvédelmi felügyelőségek monitoringgal, annak végrehajtási rendjével kapcsolatos véleményének figyelembevételével az üzemeltetésre vonatkozó egységes elv került kialakításra. A KP országos feladatai közé tartozik a felszín alatti vízminőségi monitoring és a Talajvédelmi Információs és Monitoring Rendszer (TIM, ld. még 4.2.3. fejezet) fejlesztéséhez kapcsolódó monitoring koordinációja. A korábbi kármentesítési munkák során kialakított talajvíz megfigyelő kutak állandósítása jelenleg folyik, több területen a KPI elindítja az utóellenőrzést.

Az *egyedi feladatok* keretében a következő tevékenységek végzésére került sor:

- Minden évben összeállításra került – a környezetvédelmi felügyelőségekről beérkező aktualizált információkra, továbbá a KGI-KPI által kidolgozott egyszerűsített kockázatelemzésre támaszkodva – az *aktuális prioritási lista*. A prioritási rangsort a környezet- és egészségvédelmi szempontrendszerek mellett a szennyezés súlyossága és sürgőssége, a megoldás (hatósági és társadalmi) elvártsága, az állami felelősségi körbe tartozás, a szennyezés feltártsága alakította. A prioritási listán szereplő területek sorrendjének elsődleges figyelembevétele mellett a kármentesítési projektek kiválasztását szakmapolitikai szempontok és a rendelkezésre álló pénzügyi keret befolyásolta.
- A szennyezett területek kármentesítési folyamata szerint – a feladatoktól függő ütemezésben – kerül sor egy-egy területen a kármentesítés különböző szakaszára, melyek a következők: *tényfeltárás* (felderítő tényfeltárás és részletes tényfeltárás), *remediáció* (gyorsintézkedés és kárfelszámolás), *utóellenőrzés monitoringgal*. A kármentesítés három szakaszból áll. Az *első szakaszban* folynak a *tényfeltárási munkák*, melyek a szennyező forrás feltárását, a környezeti szennyezés megismerését, lehatárolását, modellezését és a kármentesítés megvalósíthatósági tanulmányának elkészítését jelentik. A *második szakaszban* történik a *gyorsintézkedés* (akkor kerül rá sor, ha sürgős beavatkozás szükséges a környezet további veszélyeztetésének, szennyezésének elhárítására), illetve a *környezeti kárfelszámolás*, mely során a területet, a károsodott környezeti elemeket megtisztítják a szennyezőanyagoktól, hogy elérjék a megfelelő

szennyezési határértékeket. A *harmadik szakaszban* történik az *utóellenőrzés*, mely során monitoring vizsgálatokkal folyamatosan ellenőrzik a kármentesítési beavatkozások hatékonyságát és eredményességét.

- A KPI végzi a kivitelezési munkák műszaki ellenőrzését, a kármentesítés adott szakaszáról készült záró dokumentációk ellenőrzését, a terv-zsúrik megszervezését és lebonyolítását.

A Kármentesítési Program rövid távú szakaszában, 24 területen 42 egyedi kármentesítési projekt kezdődött. A területek a következők voltak: Békéscsaba (perklóretilén), Budapest Aquincumi Múzeum (gáztisztító massa), Debrecen (folyékonyhulladék-lerakó), Gyomaendrőd (növényvédő szerek), Gyöngyösoroszi (ércelőkészítő mű), Gyöngyösoroszi (Toka patak), Inota (galvániszap), Kardos (növényvédő szerek), Kállósején (galvániszap), Kecskemét (cianid- és báriumtartalmú edzősó, galvániszap), Kiskőrös (veszélyes hulladék), Nyírlugos (fenol és szénhidrogén szennyeződés), Pereszteg (bőrhulladék), Pécs (galvániszap), Sajólad (klórozott szénhidrogén-szennyezés), Sajószentpéter (nehézfém szennyezés), Sopron-Ágfalva (gázolaj szennyezés), Szeged-Algyő (galvániszap, edzősó), Szekszárd - lőtéri vízbázis (diklór-etilén), Szekszárd - Tischler J. (galván- és zománciszap), Szekszárd - Technomat (galván- és zománciszap), Tatabánya, Síkvölgypusztá (edzősó), Törökbálint (nehézfém-szennyezés), Üllő (vegyszerek). Ezek közül

- 10 területen *befejeződött a kárfelszámolás*, és a kármentesítés a minimum 4 évig tartó utóellenőrzés szakaszába jutott (Inota, Szekszárd Tischler, Szekszárd Technomat, Szeged-Algyő, Pécs Edison út, Kardos Csabai út, Üllő Dóra-major, Gyomaendrőd Nagylapos, Pereszteg, Sopron-Ágfalva);
- 2 területen *más program* (ÁPV Rt. alprogram, vízbázis védelmi program) *keretében folytatódik a kármentesítés* (Törökbálint Mechanikai Művek, Sajólad vízbázis);
- 1 területen a *kárfelszámolás befejeződött*, de 2001-ig a szennyezőanyagot tovább kell tárolni (Budapest, Aquincumi Múzeum);
- 3 területen *jelenleg is folynak munkálatok*, ezek befejezése 2000-ben várható (Békéscsaba, Debrecen, Nyírlugos);
- 2 területen 1999. II. félévében kerül sor a kármentesítési szakasz projektjének *pályázati kiírására* (Kállósején, Szekszárd - lőtéri vízbázis);
- 6 területen *szünetel a kármentesítés*, újabb projektek kiírására a rendelkezésre álló pénzügyi keretek, továbbá az adott területek kockázati veszélyeztetése, prioritási

sorszámának figyelembevételével kerül sor (Gyöngyösoroszi I. és II., Kecskemét, Kiskőrös, Tatabánya, Sajószentpéter).

Két új területre vonatkozóan részletes tényfeltárás készült el 1999-ben (Szeged-Öthalom, Kállósején).

Elkészült a szennyezett területek statisztikai feldolgozása. A szennyeződés jellegének százalékos megoszlása 24 területet vizsgálva az alábbi volt:

- nehézfém (galvániszap, fedősó, gáztisztító massa, stb.) szennyezés: 42 %,
- szerves anyag (oldószer, bőrhulladék) szennyezés: 8 %,
- egyéb (szénhidrogén, növényvédő szer) szennyezés: 42 %,
- vegyes (kommunális, ipari hulladék, szénhidrogén, oldószer) szennyezés 8 %.

A Kármentesítési Program eredményeképpen eddig mintegy *16 000 tonna* veszélyes hulladék került ártalmatlanításra.

11.4. Az Országos Környezeti Kármentesítési Program keretein kívüli kármentesítések

Korábban kifejtettük, hogy az Országos Környezeti Kármentesítési Program keretein belül felelősségi körtől függetlenül felmérésre kerülnek a szennyezett területek, de csak azon területek kerülnek e forrásból megtisztításra, amelyek az állami felelősségi körbe tartoznak.

A privatizációs folyamatok során a környezeti auditálás*, illetve a tényfeltárás során igen sok eddig rejtett környezetszennyezésre derült fény. Nagyon sok korábbi ipari létesítmény új gazdája tőkeerős külföldi nagy-, vagy multinacionális vállalat lett. Elsősorban ezek a tulajdonosok (Electrolux, General Electric, Alcona stb.) kezdtek hozzá a környezetszennyezések felszámolásához. Igen komoly talaj-, és felszín alatti víztisztítást végeztek a nagy bevásárlóközpontok építése előtt Budapesten, Győrben, Székesfehérvárott stb. Meg kell említenünk az ún. ipari parkok kialakításakor végzett környezeti kármentesítési munkálatokat is. Jelentősek a környezetvédelmi felügyelőségek által előírt és elvégzett kármentesítések is a privát szféra különböző területein. Végül, de nem utolsó sorban megemlítjük, hogy az önkormányzatok saját forrásaik terhére is komoly környezeti kármentesítéseket végeztek. Becslések szerint a környezeti kármentesítésre fordított összeg Magyarországon éves szinten eléri a 12-15 milliárd forintot.

Összegezve elmondható, hogy Magyarországon a *környezeti kármentesítések* területén elindult egy *jó irányban haladó*, koncepcionális szinten megalapozott *folyamat*. A folyamatot kissé hátráltatja, hogy a hazai szabályzórendszer kialakítása némileg késedelmet szenvedett, a szükséges pénzforrások csak egy lassú folyamathoz elégségesek. A Kármentesítési Program első négy éve markánsan megmutatta, hogy a hazai környezetvédelmi vállalkozók, egyetemek, főiskolák, kutatóintézetek mind elméleti, mind pedig gyakorlati szempontból igen gyorsan felkészültek a környezeti kármentesítés bonyolult feladatainak ellátására, és komoly versenytársaivá váltak a külföldi vállalkozóknak. A sikeres folytatás érdekében a környezetterhelési díjakra alapozva meg kell teremteni a Kármentesítési Program rendszeres, folyamatos és elégséges pénzügyi feltételeit.

Irodalom (11. fejezet)

1. BURGER F., 1997. A tartós környezetkárosodások bejegyeztetése az ingatlan-nyilvántartásba. Kármentesítési Útmutató 1., Környezetvédelmi és Területfejlesztési Minisztérium, Budapest.
2. GALGÓCZI I., 1998. Kármentesítési Program rövid távú szakaszában (1996-1997) indított projektek vázlatos bemutatása. Kármentesítési Füzetek 3., Környezetvédelmi és Területfejlesztési Minisztérium, Budapest.

12. MELLÉKLET

Talajvédelemmel, talajszennyeződéssel kapcsolatos hazai törvények, határozatok, rendeletek, szabványok és műszaki irányelvek jegyzéke

TÖRVÉNYEK, HATÁROZATOK, RENDELETEK:

1976. évi II. törvény az emberi környezet védelméről

1994. évi LV. törvény a termőföldről

1995. évi LIII. törvény a környezetvédelem általános szabályairól

12/1996 (VII. 4.) KTM rendelet a környezetvédelmi felülvizsgálat végzéséhez szükséges szakmai feltételekről és a feljogosítás módjáról, valamint a felülvizsgálat dokumentációjának tartalmi követelményeiről

102/1996 (VII. 12.) Kormányrendelet a veszélyes hulladékokról

83/1997. (IX. 26.) OGY. számú országgyűlési határozata a Nemzeti Környezetvédelmi programról

SZABVÁNYOK:

Környezetvédelmi talajvizsgálatok

MSZ-21470-1:1980. Környezetvédelmi talajvizsgálatok. Mintavétel.

MSZ-21470-3:1980. Környezetvédelmi talajvizsgálatok. Lindán-tartalom meghatározása.

MSZ-21470-4:1980. Környezetvédelmi talajvizsgálatok. Endoszulfán-tartalom meghatározása.

MSZ-21470-5:1980. Környezetvédelmi talajvizsgálatok. Aktinit PK és Aktinit DT meghatározása.

MSZ-21470-6:1980. Környezetvédelmi talajvizsgálatok. Karbofurán meghatározása.

MSZ-21470-7:1980. Környezetvédelmi talajvizsgálatok. Monolinuron, diuron, klórtoluron tartalmú, karbamid típusú gyomírszerek meghatározása.

MSZ-21470-2:1981. Környezetvédelmi talajvizsgálatok. Talajminta előkészítése, nedvességtartalom, elektromos vezetés és pH meghatározása.

MSZ-21470-50:1983. Környezetvédelmi talajvizsgálatok. Réz-, króm-, nikkel-, ólom- és kadmiumtartalom meghatározása.

MSZ-21470-78:1989. Környezetvédelmi talajvizsgálatok. Talajok és talajvizek szerves oldószer extrakt tartalmának meghatározása.

MSZ-21470-79:1989. Környezetvédelmi talajvizsgálatok. A talaj anionos tenzid-tartalmának meghatározása.

MSZ-21470-8:1989. Környezetvédelmi talajvizsgálatok. A 2,4-D tartalom meghatározása.

MSZ-21470-87:1990. Környezetvédelmi talajvizsgálatok. A talaj nemionos tenzidtartalmának meghatározása.

MSZ-21470-83:1992. Környezetvédelmi talajvizsgálatok. A cianid-tartalom meghatározása.

MSZ-21470-84:1992. Környezetvédelmi talajvizsgálatok. A PAH-tartalom meghatározása.

MSZ-21470-82:1993. Környezetvédelmi talajvizsgálatok. A higanytartalom meghatározása.

MSZ-21470-88:1993. Környezetvédelmi talajvizsgálatok. *Pseudomonas fluorescens* talajtoxicitási teszt.

MSZ-21470-91:1994. Környezetvédelmi talajvizsgálatok. Arzéntartalom meghatározása.

MSZ-21470-1:1998. Környezetvédelmi talajvizsgálat. Mintavétel.

MSZ-21470-50:1998. Környezetvédelmi talajvizsgálatok. Az összes és az oldható toxikuselem-, a nehézfém- és a króm(VI)tartalom meghatározása.

Települési szilárd hulladékok vizsgálata

MSZ-21976-1:1981. Települési szilárd hulladékok vizsgálata. Mintavétel.

MSZ-21976-2:1981. Települési szilárd hulladékok vizsgálata A minta előkészítése.

MSZ-21976-10:1982. Települési szilárd hulladékok vizsgálata. Kémiai oxidálható szervesanyag-tartalom meghatározása.

MSZ-21976-13:1991. Települési szilárd hulladékok vizsgálata. Az illószervessav-tartalom meghatározása.

MSZ-21976-14:1992. Települési szilárd hulladékok vizsgálata. Toxikus anyagok jelenlétének vizsgálata az önmelegedés mérésével.

MSZ-21976-15:1992. Települési szilárd hulladékok vizsgálata. Toxikus anyagok jelenlétének vizsgálata a széndioxid-termelés mérésével.

MSZ-21976-17:1993. Települési szilárd hulladékok vizsgálata. Csíranövény-teszt.

MSZ-21976-18:1993. Települési szilárd hulladékok vizsgálata. Daphniateszt.

MSZ-21986-5:1994. A települési szilárd hulladékok égetési maradványainak vizsgálata. A fémtartalom meghatározása.

Környezetvédelem, hidroszféra

MSZ-10-3078:1981. Környezetvédelem, hidroszféra. Felszíni és felszín alatti vizek kőolaj és kőolajtermékek által okozott szennyeződés elleni védelmének általános követelményei.

MSZ-10-3079:1981. Környezetvédelem, hidroszféra. Felszín alatti vizek védelmének általános követelményei.

MSZ-10-3078: 1983. Környezetvédelem, hidroszféra. Felszíni és felszín alatti vizek kőolaj és kőolajtermékek által okozott szennyeződés elleni védelmének általános követelményei.

A légköri csapadék kémiai vizsgálata

MSZ-21880-18:1986. A légköri csapadék kémiai vizsgálata. Kadmium- és ólomionok meghatározása.

MSZ-21880-20:1987. A légköri csapadék kémiai vizsgálata. Az eredmények megbízhatóságának elemzése.

Egyéb

MSZ-10-433-1:1984. Felszín alatti vizek minősége. Értékelési és minősítési rendszer.

MSZ 21472: 1985. Általános mintavételi előírások a környezetvédelmi talajvizsgálatokhoz.

MSZ 21978-1: 1986 – MSZ 21978 - 53: 1994-ig sorozat. Veszélyes hulladékok vizsgálata.

MSZ 21474: 1986. Környezetvédelem. A talajt szennyező anyagok meghatározásának általános előírásai.

MSZ 21482: 1988. A talajok osztályozása kémiai szennyezettség alapján.

MSZ-10-509:1992. Kommunális szennyvíziszapból készült komposztok vizsgálata és minősítése.

MŰSZAKI IRÁNYELVEK:

MI-10-428:1981. Települési szennyvíziszapok deponálása.

MI-10-450-:1985. Pontszerű szennyező források talajvízre gyakorolt hatásának ellenőrzése.

MI-13-42:1988. A környezetvédelmi intézkedési tervek készítésének irányelvei.

MI-10-486:1989. Talajvízmegfigyelő kutak fúrása és kiképzése.

MI-08-1735: 1990. Szennyvizek és szennyvíziszapok termőföldön történő elhelyezése. MÉM Ágazati Műszaki Irányelv.

MI-13-45:1990. A beruházások környezeti hatásvizsgálatának általános tartalma és módszertana.

MI-13-43:1991. A veszélyes hulladékok környezetvédelmi szempontból biztonságos termikus ártalmatlanítása.

MI-13-61:1992. Veszélyes hulladékok előkezelése.

MI-13-62:1992. Biodegradációs tesztek alkalmazása veszélyes hulladékok biotechnológiai ártalmatlanításában.

Egyéb: **VMS-299:1983.** Vízben oldódó szennyezőanyagok terjedése talajvízben.

13. SZAKSZÓTÁR

abiotikus tényezők – az élettelen természetnek az élőlények működését befolyásoló tényezői (pl. hőmérséklet, légnyomás stb.)

abszorpció – elnyelés, felszívás

ad hoc – alkalmi, egyszeri; egy bizonyos célra való

adszorbeál – felszínen felületileg elnyel, leköt

adszorpció – felületi megkötés

aerob – levegős, oxigénben dús, oxigén jelenlétét igénylő (folyamat, mikroszervezet)

aerob baktériumok – csak oxigéntartalmú környezetben tenyésző baktériumok

akkumuláció – feldúsítás, felhalmozás, összegyűjtés

algoritmus – azonos típusú feladatok megoldási szabályainak egymást követő lépésekbe való elrendezése

alluviális – áradmányos vagy hordalékos talaj, kőzet

anód – egyenáramú elektromos eszköz pozitív sarka, a vele összekötött elektród

anaerob – oxigén jelenléte nélküli, csak oxigén hiányában végbemenő folyamat, életképes mikroszervezet

anaerob baktériumok – oxigéntartalmú környezetben fejlődésre, szaporodásra képtelen baktériumok

anamnézis – kárelőzmény, visszaemlékezés

anomália – rendellenesség, eltérés a valószínűtől

anoxikus – oxigénmentes

antropogén – emberi eredetű

auditál – vállalat ügykezelését, gazdálkodását vizsgálja, átvilágít

bio – élet-, szóösszetételek előtagjaként az életfolyamatokkal kapcsolatos fogalmat jelöl

biodegradáció – az az aerob vagy anaerob folyamat, mely során a talaj szaprofita szervezetei feltárják és a növények számára ismét felvehető formává alakítják azokat a biogén elemeket, amelyek részt vesznek a szerves anyagok felépítésében, az energia raktározásában és transzportjában

biotikus tényezők – az élőlényeket az élő környezet felől érő hatás

degradáció – egyszerűsödés, kisebb molekulákká történő lebontás

dekompozíció – lebomlás, lebontás, összetevőkre történő bontás

depónia – valamely anyag (pl. kitermelt talaj) tárolására felhasznált terület, illetve területfeltöltés

deszorpció – gáz vagy ion felszabadítása és elkülönítése folyadékokból vagy szilárd anyag felszínéről

detergens – szerves szintetikus tisztítószer

detoxikáció – méregtelenítés; a környezetbe került ártalmas, mérgező anyagok mikroorganizmusok vagy szabad enzimek közreműködésével a biodegradáció útján veszélytelen anyagokká történő elbontásának a folyamata

diszkurzív – beszélgetve kifejtő vagy következtető

diszpergál – összefüggő anyag felületét megnöveli, diszperziót, diszperz rendszert hoz létre,

diszperz rendszer – valamely közegben egymástól viszonylag független, igen finoman elosztatott részecskékből álló anyag

EDTA – etilén-diamin-tetraecetsav

elektród – az a vezető, amelyen keresztül az elektromos áram a folyadékokba vagy a gázokba belép

elektroforézis – kolloid részecskék elmozdulása elektromos feszültségkülönbség hatására

elektrokinetika jelenségek – feszültségkülönbség hatására elektromos terekben bekövetkező mozgásjelenségek

elektrolízis – vegyületek felbontása a rajtuk átvezetett elektromos áram segítségével

elektrooszmózis – elektromosság hatására két különböző telítettségű oldat kiegyenlítődése átáramlás útján az oldott anyagot nem, de az oldószert áteresztő kártyán keresztül

emisszió – kibocsátás, a környezetvédelemben a szennyezőanyagok kibocsátását jelenti

emulgeál – diszpergálással (elosztatással) emulziót állít elő; folyadékot egy másik folyadékban finoman elosztat

emulzió – két egymásban nem oldódó folyadéknak vagy híg anyagnak szabad szemmel egyneműnek látszó elegye

endogén – belső eredetű, belülről önmagából eredő, belső okok, belső hatások következtében jelentkező

enterális – emésztőszervi, belső szervi, bél mikroflóra tagja

esszenciális – létfontosságú, lényeges, fontos

ex situ – eredeti helyzeten kívül, nem természetes helyzetben, nem eredeti helyén

exogén – külső eredetű, külső hatásokra bekövetkező

expoziáció – veszélyes külső hatásoknak való kitevés, külső hatásoknak való kitettség

extrakció – kivonás, eltávolítás

extrapoláció – valami várható értékének, mennyiségének közelítő meghatározása az előzetesen már ismert értékek alapján

fekáliás – ürülék által tartalmazott

filtráció – szűrés

fito- szóösszetételek előtagjaként az utótagnak növényekkel kapcsolatos voltát jelölik **toxicitás** – mérgezés

generatív – szaporító

geofon – rezgésmérő, a földrengési hullámok által keltett talajmozgásokat érzékelő műszer

hidrofób – víztaszító, vízzel nem keveredő

hidrogeológia – vízföldtan

hiper – túl-, szóösszetételek előtagjaként a vele összetett fogalom fokozott meglétét, túlságos voltát jelöli

immobilizáció – rögzítés, megkötés, mozdulatlaná tétel

in situ – eredeti helyzetben, természetes helyén vagy helyzetében

inhomogén – nem egyöntetű, különféle

iteratív – fokozatos közelítés, ugyanolyan eljárásnak egyre pontosabb értéket adó megismétlése, ismétlődő eljárás

kapszula – tokocska

katód – egyenáramú elektromos eszköz negatív sarka, a vele összekötött elektród

kelát – olyan gyűrűs vegyület, amelyben a gyűrűt alkotó atomoknak legalább az egyike hidrogén- vagy fématom

klorózis – a növények zöld részeinek klorofill vagy vas hiányából származó beteges sápadtsága, megsárgulása

konszekutív – egymás után következő

kubatúra – köbtartalom, térfogat

kumuláció – összegyűjtés, halmozás; **kumulálódás** – felhalmozás, összegződés

longitudinális – hosszirányú, hosszanti

migrálás – vándorlás

mineralizáció – ásványosítás, a talajba jutott szerves anyagok lebomlása szervetlenné

mobilis – mozgékony, elmozdítható

monitoring – a természetes vagy mesterséges környezet magváltozásának nyomon követése rendszeres megfigyelő- és mérőhálózat alkalmazásával

multifaktoriális – sok tényező hatására létrejövő

mutagén – mutációt, genetikai elváltozást kiváltó

operatív – gyors, határozott; a végrehajtást, a gyakorlati elintézést szem előtt tartó intézkedés

patogén – megbetegedést kiváltó

per os – szájon át történő

perzisztens – túlélő, lebomlásnak ellenálló, **perzisztens anyag** – lebomlásnak ellenálló, legtöbbször természetidegen mesterséges vegyület, amely a környezetben hosszú ideig változatlanul marad

poláris – olyan molekula, csoport, ahol a pozitív és negatív elektromosság súlypontja nem esik egybe

prioritás – elsőbbség

receptor – olyan szerv ami a külvilág okozta ingereket felfogja

reduktív – oxigénben szegény

reflexió – hullámok visszaverődése

remediáció, remediálás – orvoslás, kijavítás, helyrehozás, tisztítás

rizo – szóösszetételek előtagjaként az utótagnak gyökérrel való kapcsolatát jelöli

stimulatív – serkentő, a szervezet növekedését kiváltó vagy fokozó folyamatok összessége

szaprofita baktériumok – azon nem kórokozó, a baktériumfajok legtöbbjét magába foglaló baktériumok gyűjtőneve, amelyek a természetben a szerves és szervetlen anyagok körforgalmában, lebontásában, átalakításában és felhasználásában részt vesznek

szenzibilizáció – a szervezetnek bizonyos anyagokkal szembeni fokozott érzékenysége

teratogén – fejlődési rendellenességet okozó

termikus – hővel kapcsolatos, hő hatására végbemenő

tolerábilis – elviselhető, eltűrhető, kibírható

toxikus – mérgező, mérget tartalmazó

transzfer – átvitel, áthelyezés

transzformáció – átalakítás, átváltoztatás

transzverzális – átlós, haránt irányú

trofikus – tápláló, táplálkozással kapcsolatos

xeno – idegen-, szóösszetételek előtagjaként az utótag idegen voltát jelöli

xenobiotikum – környezetszennyező, éleldegen anyag

14. SZERZŐK

Szerkesztő:

dr. Simon László, a mezőgazdasági tudomány kandidátusa, GATE Mezőgazdasági Főiskolai Kar, Táj- és Környezetgazdálkodási Tanszék, Nyíregyháza

Szerzők:

dr. Anton Attila, a mezőgazdasági tudomány kandidátusa, MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézete, Talajbiológiai Osztály, Budapest

dr. Dura Gyula, a biológiai tudomány kandidátusa, OKK-Országos Környezetegészségügyi Intézete, Budapest

dr. Gruiz Katalin, a kémiai tudomány kandidátusa, Budapesti Műszaki Egyetem, Mezőgazdasági Kémiai Technológia Tanszék, Budapest

dr. Horváth Amanda, a biológiai tudomány kandidátusa, OKK-Országos Környezetegészségügyi Intézete, Talajhigiénés Osztály, Budapest

dr. Kádár Imre, az MTA doktora, MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet, Budapest

Kiss Ernő, környezetvédelmi szakmérnök, Környezetgazdálkodási Intézet, Kármentesítési Programiroda Iroda, Budapest

Nagy Géza ny. okl. geológus, hat. eng. földtani szakértő, GEO-METRA Szakértői Iroda, Budapest

dr. Simon László, a mezőgazdasági tudomány kandidátusa, GATE Mezőgazdasági Főiskolai Kar, Táj- és Környezetgazdálkodási Tanszék, Nyíregyháza

dr. Szabó Péter, egyetemi doktor, Megaterra Környezetvédelmi Mérnöki Iroda Kft., Budapest

Lektorok:

dr. Németh Tamás, az MTA doktora, MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet, Budapest

dr. Vermes László, az MTA doktora, Kertészeti és Élelmiszeripari Egyetem, Talajtani és Vízgazdálkodási Tanszék, Budapest

Grafikus: Tóthné Gorka Ewa, GATE Mezőgazdasági Főiskolai Kar, Nyíregyháza

15. TÁRGYMUTATÓ

A

A érték • 86
a szennyező fizet elv • 194
adatgyűjtés • 55
adszorpció aktív szénen • 161, 162
agrotechnikai eljárás • 175
alacsony hőfokú deszorpció • 156
amerícium • 27
ammónia (NH₃) • 29
ammonifikáció • 39
arzén (As) • 6
arzén fitotoxicitás • 7
arzénszennyeződés • 6
atomabszorpciós spektrometria • 71

Á

állami felelősség • 197
ártalmatlanító telep • 189
átlagos napi dózis (ÁND) • 137

B

B érték • 86
beavatkozás sürgőssége • 148
beavatkozási szint • 147
becslési algoritmus • 107
benzol és alkil-benzolok (BTEX) • 42
bioágyak • 190
bioágyas eljárás • 175
bioágyas, prizmás kezelés • 157
bioakkumuláció • 117
biodegradáció • 111
biogáz • 40
bioindikáció • 114
biokoncentráció • 117
biokoncentrációs faktor • 117
biológiai talaj-határértékek • 86
biomonitoring • 114
biooxidáció • 175
bioreaktor • 162
bioreaktor eljárás • 176
bioremediáció • 174, 177
bioszűrők alkalmazása • 161
biotesztek • 114
bioventiláció • 160
bioventilációs eljárás • 191
bipiridilium-származékok • 49
bizonytalansági elemzés • 139
bizonytalansági tényező (UF) • 140
botfűró • 69

C

cézium • 26
C₁ érték • 86
C₂ érték • 86
C₃ érték • 86
C_i érték • 86
cink (Zn) • 8, 23
cinkkel szennyezett talajok • 8
cinkmérleg • 8
cinktoxicitási tünetek • 9
csurgalékvíz • 41

D

D kármentesítési határérték • 86
dózis (koncentráció) - válasz (hatás)
értékelés • 140
daganatkockázat • 138
DDT • 47
dehalogénezés • 155
denitrifikáció • 39
diszkurzív kockázatjellemzés • 120
ditiokarbamát-származékok • 48

E

EC 50 • 115
egészség • 128
egészségkárosító hatások • 131
egészségkockázat becslés
általános elvei • 130
egészségkockázati hányados • 138
elektrokémiai eljárások • 156
elektrokémiai talajkezelés • 170, 171
elszívott gázok kezelése • 161
európai standard talaj • 110
ex situ talajkezelési technológiák • 151
ex situ talajmosás • 167, 168
expozíció becslése • 132, 134, 140
expozíciós forgatókönyv • 135

F

fémek extrakciója • 154
fűrés- és kútvizsgálatok • 89
fűtőolaj szennyezés • 192
fejlődéstudományi vizsgálat • 141
felületaktív anyagok • 45
felszíni vizek olajszennyeződése • 34
fenoxi-karbonsav-származékok • 48
fitodegradáció • 178
fitoextrakció • 179, 181
fitoremediáció • 160, 178

fitostabilizáció • 178
fluor (F₂), hidrogén-fluorid (HF) • 29
fotometria és spektrofotometria • 73
funkciókhoz rendelt határértékek • 81

G

gázelszívás • 155
gázkromatográfia • 72
geoelektromos vizsgálati módszerek • 93
geofizikai mérési módszerek • 90
Geográfiai Információs Rendszer (GIS) • 63
geokémiai módszerek -
talajmetallometria • 101
geotermikus anomália térkép • 100
geotermikus vizsgálatok • 100

H

határértékek kialakítása • 122
határértékek szennyvíziszap
hasznosítás és elhelyezés esetén • 80
hazai remediációs tapasztalatok • 186
helyszíni stabilizálás • 188
hexagonális mintavételi rendszer • 65
higany (Hg) • 9, 24
higanymérgezés • 10
higanyszennyeződés • 9
hiperakkumuláció • 180
hiperakkumulátor növények • 182
holland határértékek • 83, 84
horizontális elektromos
szelvényezés (HESz) • 97
hulladéklerakó-hely • 40
humifikáció • 50

I

in situ biológiai lebontás • 176
in situ remediálási technológiák • 152
in situ talajmosás • 168
iszapfázisú talajkezelés reaktorokban • 157
itai-itai betegség • 24

K

kárelhárítás • 194
KÁRINFO-rendszer • 199
kármentesítés • 194
kármentesítés különböző szakaszai • 203
Kármentesítési Program • 194, 197, 199, 203,
204
Kármentesítési Program általános
feladatai • 199
Kármentesítési Program alprogramjai • 201
Kármentesítési Program egyedi feladatai • 202
Kármentesítési Program
informatikai feladatai • 202
Kármentesítési Program közép
távú szakasza • 199
Kármentesítési Program országos

feladatai • 200
Kármentesítési Program Országos Számbavétel
• 201
Kármentesítési Program prioritásai • 197
Kármentesítési Program rövid
távú szakasza • 198
Kármentesítési Programiroda (KPI) • 198
kémiai időzített bomba • 146
kémiai oxidáció vagy redukció • 155
kén-dioxid (SO₂) • 28
kőolaj • 33
kőolaj és kőolajszármazékok fizikai és
fizikokémiai tulajdonságai • 35
kőolajszármazékok • 33
környezeti állapot-felmérés • 56
környezeti állapotfelmérés szakaszai • 57
környezeti átvilágítás (screening) • 55
környezeti auditálás • 56
környezeti hatás • 105
környezeti kármentesítés • 205
környezeti kitérttség • 105
környezeti kockázatfelmérés eredményeinek
hasznosítása • 121
környezeti koncentráció (PEC) • 109
környezetvédelmi analitikai eljárások • 70
Környezetvédelmi Fejlesztési Intézet • 198
Környezetvédelmi Integrált Információs
Rendszer • 199
környezetvédelmi jogi szabályozás • 122
környezetvédelmi talajmintavétel • 58
kadmium (Cd) • 10, 24
kadmium mobilitása • 11
kadmiumszennyezés • 10
kadmiumtoxicitási tünetek • 12
karbamát-származékok • 48
katalitikus oxidáció • 161
kisebb méretű szennyezett terület
mintázása • 68
klór (Cl₂), hidrogén-klorid (HCl) • 29
klór-amino-sz-triazin származékok • 49
klór-fenolok • 44
klórozott aromás szénhidrogének • 43
klórozott szénhidrogének • 47
kobalt (Co) • 12
kobalt hiánytünetek • 13
kobaltmérgezés • 13
kobaltszennyeződés • 12
kockázat • 104, 125, 127
kockázat eredete • 126
kockázat jellemzése • 133, 140
kockázat kvalitatív jellemzése • 120
kockázat kvantitatív jellemzése • 120
kockázatbecslés • 125, 139, 141
kockázatbecslés lépései • 136
kockázatfelmérés • 109
kockázati hányados • 108
kockázati mutató • 201
kombinált talajhigiénés normák • 78
króm (Cr) • 13, 24
krómmérgezési tünetek • 14

krómszennyeződés • 13
kvalitatív relatív kockázatbecslést • 119
kvantitatív kockázatbecslés • 119

L

látszólagos fajlagos ellenállás mérés • 96
légszennyező gázok • 27
LC 50 • 115
LOAEL • 131, 133, 141
LOEC • 115

M

műszeres analitikai eljárások • 71
magas hőfokú deszorpció • 156
mangán (Mn) • 16
mangánmérgezés • 16
mangánszennyeződés • 16
MATC • 115
mezőgazdasági táblák, diffúz szennyezett területek mintázása • 68
mikroelemek háttér koncentrációja • 78
mikroorganizmusok • 38
Minamata-betegség • 24
mintavétel a talaj mikrobiológiai vizsgálatához • 69
mintavételi terület kijelölése • 62
molibdén (Mo) • 16
molibdénfelesleg • 17
molibdénszennyeződés • 17
monitoring • 202
monitoring rendszerek • 122
multifunkcionális határértékek • 81

N

nátrium • 29
négyzethálós mintavételi rendszer • 63
növények levelében előforduló nehézfém koncentrációk • 5
növényvédő szerek (peszticidek) • 45, 46
nagy nyomású folyadékkromatográfia • 72
napi bevitel érték • 135
nedves-üledék • 27
nehézfémek • 3, 4
nehézfémek állati és emberi szervezetre gyakorolt hatása • 23
nehézfémek koncentrációi szennyezetlen mezőgazdasági talajokban • 3
Nemzeti Kármentesítési Prioritási Lista (NKPL) • 198
nikkel (Ni) • 14, 25
nikkelszennyeződés • 15
nikkeltoxicitási tünetek • 15
nitrifikáció • 39
nitro-alkil-fenol-származékok • 48
nitrogén-oxidok (NO_x), nitrátok (NO_3^-) • 28
NOAEL • 131, 133, 142
NOEC • 115

O

oktanol–víz megoszlási hányados • 110
olajbontó mikroorganizmusok • 192
olajlencse • 36
olajszennyezés • 189
olajszennyeződés • 33, 34
oldószeres (kémiai) extrakció • 154
optimális nehézfémfelvétel az állati és emberi szervezetben • 25
Országos Környezeti Kármentesítési Program • 196
Országos Környezeti Kármentesítési Program szennyezettségi határérték rendszere • 85

Ó

ólom • 25
ólom (Pb) • 19
ólomszennyeződés • 19
ólomtoxicitási tünetek • 20

Ö

ökológiai talajfunkciók • 1
ökotoxikológiai tesztelés • 116
ökotoxikológiai vizsgálatok • 115

P

PEC • 108
 $\text{PEC}_{\text{lokális}}$ • 113
 $\text{PEC}_{\text{regionális}}$ • 113
perzisztens szerek • 46
peszticidek • 46
peszticidek lebontása • 51
peszticidekre vonatkozó talajhigiénés normák • 77
pirolízis • 157
 plazmaemissziós spektrometria • 71
plutónium • 27
PNEC • 108
pneumatikus fellazítás • 158
policiklikus aromás szénhidrogének (PAH) • 41
poliklórozott bifenilek (PCB) • 43
poliklórozott dibenzo-dioxinok (PCDD) és dibenzo-furánok (PCDF) • 44
prioritási lista • 104, 201, 202
prioritási szám • 201

R

rétgúr • 69
réz (Cu) • 18, 25
rézszennyeződés • 18
réztoxicitási tüneteket • 19
radioaktív izotópok • 26
radioaktív jód • 27
radioaktív kihullás (fall out) • 26
radioaktív szennyeződés • 25

radioruténium • 27
 remediálás, remediáció fogalma • 146
 rizofiltráció • 179
 rizoszféra • 52

S

sávós mintavételi rendszer (lineáris emissziós terület mintázása) • 67
 savas eső • 27
 savas-üledék • 27
 stabilizáció • 155, 158
 stroncium • 26
 sugaras mintavételi rendszer (pontoszerű emissziós terület mintázása) • 65
 száraz-üledék • 27
 szénhidrogén eredetű talajszennyezés • 191
 szaprofita baktériumok • 174
 szeizmikus reflexiós módszer • 91
 szeizmikus refrakciós módszer • 91
 szelén (Se) • 21
 szeléntoxicitás • 22
 szemcseméret szerinti frakcionálás • 153, 167
 szennyező anyag tulajdonságai • 134
 szennyezőanyag fizikai állapota • 148
 szennyezők immobilizálódása • 145
 szennyezett levegő • 129
 szennyezett talaj lerakó • 191
 szennyezett talajú területek felmérése • 55
 szennyezett terület kockázatának jellemzése • 119
 szennyezett területek kockázatának kvalitatív jellemzése és kvantitatív felmérése • 118
 szennyvíziszapok • 80
 szennyvizek és szennyvíziszapok • 37
 szerves foszforsav-észterek • 47
 szerves mikroszennyezők • 41
 szerves szennyezőkkel szennyezett talajok remediációjának hazai tapasztalatai • 189
 szervesetlen makroszennyezők • 28
 szervesetlen mikroelem szennyeződés • 188
 szervesetlen mikroszennyezőkkel szennyezett talajok remediációjának hazai tapasztalatai • 186
 szilárdítási vagy beágyazási eljárások • 171
 szisztematikus hálós mintavételi rendszer • 63
 szovjet laktanyák kármentesítési alprogramja • 196
 sztrippelés • 162
 szulfonilurea-származékok • 49

T

térbeli háló (mátrix, raszter) • 62
 tórium • 27
 töltött test módszer • 99
 talaj • 145, 146
 talaj átlagminta • 59
 talaj- és talajvíz szennyeződés • 187
 talaj hőkezelése • 159
 talaj részminta • 59

talaj remediálása előtt elvégzendő feladatok • 150
 talaj vizes mosása • 158
 talajégetés • 156, 165
 talajüvegesítés, vitrifikáció • 166, 173
 talajcsere • 191
 talajdegradáció • 1
 talajextrakció • 166
 talaj-határértékek • 78
 talajhigiénés normák • 75
 talajhigiénés norma • 77
 talajkezelés agrotechnikai módszerekkel • 157
 talajkiemelés • 191
 talajlevegő kiszívása és kezelése • 158
 talajminták gyűjtése • 61
 talajminta mennyisége • 60
 talajmintavételi terület nagysága • 62
 talajmintavevő eszköz • 61
 talajmosás • 166
 talajmosási eljárás • 154
 talajok elsavanyodása • 146
 talajok megtisztítási határértékei • 82, 83
 talajok nehézfém-szennyeződésének mezőgazdasági forrásai • 4
 talajremediációs technológiák hazai alkalmazása • 186
 talajremediálási technológiák • 153
 talajstabilizálás • 171
 talajszellőztetés • 169
 talajszennyező vegyi anyagok jellemzői • 148
 talajszennyeződés • 1
 talajszennyeződés forrásai • 2
 talajszilárdítás • 171
 talajvédelem • 1
 Talajvédelmi Információs és Monitoring Rendszer (TIM) • 62, 202
 talajvíz és mosófolyadék kezelése • 162
 talajvíz ex situ tisztításával összekötött bioremediáció • 160
 talajvíz figyelő kutak • 70
 talajvíz mintavétel kémiai vizsgálatokhoz • 70
 természetes biodegradáció intenzifikálás • 159
 természetes galvánfeszültség (PS) • 93
 természetes potenciál mérés • 93
 természetes radioaktív izotópok • 27
 természetes szennyező-anyag csökkenés • 159
 termikus oxidáció • 161
 tiszta talajokra alkalmazott határértékek • 80
 tolerábilis napi dózis • 135
 toxikus elem • 3
 transzformáció • 50
 transzformátorolaj szennyezés • 192

U

urán • 27
 UV oxidáció • 162

V

- vanádium (V) • 22
- vanádiumszennyeződés • 23
- vanádiumtoxicitási tünetek • 23
- vertikális elektromos szondázás (VESz) • 97
- veszélyes hulladék lerakó • 191
- veszélyes hulladékok • 187
- vitrifikáció • 156, 159, 173
- vizes mosás • 154
- vonatkoztatási dózis • 135

16. SUMMARY

SOIL POLLUTION, SOIL REMEDIATION (Talajszennyeződés, talajtisztítás)

Edited by: Dr. László Simon

Published by: Környezetgazdálkodási Intézet, Budapest, 1999.

Agricultural lands are the most important natural resources of Hungary, their value is 20 % of the national wealth. During the last decades the environmental condition of the Hungarian soils declined because of physical impacts and chemical pollution.

In the first chapters of our book we are dealing with the role of the most important chemical pollutants (heavy metals, radionuclides, inorganic macropollutants, mineral oils and its derivatives, pesticides, organic micropollutants etc.) in the soil-plant system and food chain. Assessment process (collection of data, environmental soil sampling, analytical methods, regulatory limit values for contaminated soils) for contaminated land is followed in the next chapters. Methods to find the boundaries of contaminated sites are summarised after this. Environmental risk assessment of the chemical pollution of soils, and human risk assessment is discussed. Soil remediation technologies are reviewed in the second part of our book, and several technologies are presented in detail. Hungarian experiences in the application of soil remediation technologies are also discussed. Finally, aims and tasks of the recently started Hungarian Environmental Remediation Programme are presented.

List of Hungarian laws, orders, standards, technical directives related to environmental and soil protection and soil pollution are listed in an appendix. The book is supplied with technical dictionary and index.