

Európa itt épül



LOKCOCK

GVOP-3.1.1-2004-05-0257/3.0

HELYSPECIFIKUS KOCKÁZATFELMÉRÉST TÁMOGATÓ ÚJ TALAJVIZSGÁLATI MÓDSZEREK KIDOLGOZÁSA

RÉSZLETES SZAKMAI BESZÁMOLÓ

III. Munkaszakasz: 2007.01.01–2007.12.31.

Koordinátor szervezet:

Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem (BME)

Konzorciumi tagok:

1. Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem (BME)
2. MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet (TAKI)
3. Cyclolab, Cyclodextrin Kutató-Fejlesztő Laboratórium Kft. (CYL)

Projektvezető:

Dr. Gruiz Katalin

A harmadik munkaszakasz kutatásainak résztvevői

Dr. Gruiz Katalin
Molnár Mónika

Dr. Murányi Attila
Dr. Anton Attila

Dr. Fenyvesi Éva
Dr. Sente Lajos

Bagi Andrea
Fejgl Viktória
Hajdú Csilla
Kálmán Judit
Leitgib Laura
Tolner Mária
Varsics Júlia
Kapocs Eszter
Vaszita Emese
KSZGYSZ
BGT Hungaria

Oldal Bálint
Mózes Zoltánné
Uzinger Nikolett

Balogh Klára
Csabai Péterné
Dr. Iványi Róbert
Dr. Kolbe Ilona
Dr. Szemán Julianna



TARTALOM

A III. MUNKASZAKASZ TERVEZETT FELADATAI	2
A III. MUNKASZAKASZBAN ELÉRT EREDMÉNYEK BEMUTATÁSA	3
1. KOCKÁZATFELMÉRÉSI MÓDSZEREK ALKALMAZÁSA ÉS ÖSSZEHASONLÍTÓ ÉRTÉKELÉSE	4
2. LOKKOCK MÓDSZEREK A HATÉKONY HELYSZÍNSPECIFIKUS KOCKÁZATFELMÉRÉSBEN	7
3. HELYSPECIFIKUS ADATOK NYERÉSE ÉS BEÉPÍTÉSE A KOCKÁZATFELMÉRÉSI MÓDSZERBE	8
3.1. <i>Biológiailag hozzáférhető frakció becslése szerves szennyezőanyaggal szennyezett területen.....</i>	<i>8</i>
3.2. <i>Toxikus fémek mozgékonyásával, fizikai-kémiai hozzáférhetőségével és bioakkumulációjával összefüggő kockázatának értékelése szennyezett talaj remediálása során</i>	<i>9</i>
4. KVANTITATÍV KOCKÁZATFELMÉRÉS MODELLTERÜLETEK ÁLLAPOTFELMÉRÉSÉNEK ÉRTÉKELÉSÉHEZ.....	11
4.1. <i>LOKKOCK tesztyüttesek tipikus helyszínspecifikus szennyezettségi és remediálási esetekre.....</i>	<i>11</i>
4.2. <i>Tesztyüttesek alkalmazása konkrét szennyezett területek kockázatalapú állapotfelmérésére</i>	<i>13</i>
4.2.1. TERTESZT módszeregyüttesek alkalmazása a toxikus fémekkel szennyezett Toka-patak völgyének előzetes és részletes helyszínspecifikus kockázatfelmérésére	13
4.2.1.1. Toxikus fémekkel szennyezett kiskertek előzetes kockázatfelmérése	13
4.2.1.2. Toxikus fémekkel szennyezett kiskertek finomított kockázatfelmérése hozzáférhetőség-modellezéssel.....	14
4.2.1.3. Toxikus fémekkel szennyezett kiskertek részletes kockázatfelmérése bioakkumuláció figyelembevételével.	16
4.2.2. REMTESZT tesztyüttesek alkalmazása szénhidrogénekkal szennyezett benzintöltő-állomás területének screenelésére, részletes kockázatfelmérésére és remediáció tervezésére	19
4.2.2.1. Kaba, benzintöltő-állomás szénhidrogénekkal szennyezett területének előzetes kockázatfelmérése	19
4.2.2.2. Kaba, benzintöltő-állomás szénhidrogénekkal szennyezett területének részletes kockázatfelmérése	21
4.2.2.3. Szénhidrogénekkal szennyezett terület remediáció tervezését támogató felmérése	22
5. A LOKKOCK PROJEKT ÖSSZEFOGLALÓ ÉRTÉKELÉSE.....	26
5.1. <i>A LOKKOCK kutatás-fejlesztési munka legfőbb eredményei</i>	<i>26</i>
5.2. <i>LOKKOCK és az EU STS</i>	<i>27</i>
5.3. <i>A LOKKOCK projekt eredményeinek disszeminációja.....</i>	<i>28</i>

A III. MUNKASZAKASZ TERVEZETT FELADATAI

Munkaszakasz száma/megnevezése: 3. A kidolgozott módszerek használata a helyspecifikus kockázatfelmérésben
A munkaszakasz kezdete és vége (év, hó, nap): 2005. 01. 01.–2005. 12. 31.
Résztvevők (pl. bevont alvállalkozók, külföldi partnerszervezetek, kutatóhelyek, egyetemek): BME MGKT, CYCLOLAB Kft., MTA TAKI, Alvállalkozók.
Munkaszakasz célkitűzése(i): 3.1. Különböző kockázatbecslési eljárások alkalmazása és összehasonlító értékelése 3.2. A helyspecifikus adatok beépítése a kockázatfelmérési módszerekbe 3.3. Kvantitatív kockázatfelmérés modellterületeken
Az elvégzendő feladatok/munka leírása (nevesítve az egyes résztvevők feladatait): 3.1. Különböző kockázatbecslési eljárások alkalmazása és összehasonlító értékelése: A nehézfémekkel és a szerves szennyezőanyagokkal szennyezett modellterületekről származó talajminták biológiai, ökotoxikológiai és géntoxikológiai vizsgálatával, illetve az integrált metodikával kapott eredményeket (partnerek fizikai, kémiai vizsgálataival kiegészítve) kockázatbecslési eljárásokba építve (EU-TGD, szoftverek) kvantitatív helyspecifikus környezeti, illetve humán egészségkockázat jellemzést végzünk modellterületeken. A területekről származó talajmintákkal remediációs kísérleteket is indítunk, a kísérletek, illetve a kockázatcsökkenés követése a kidolgozott integrált metodikával történik. A kísérletek során a fizikai, kémiai, biológiai, ökotoxikológiai vizsgálatok eredményei alapján jellemezzük a kockázat időbeni változását. – BME MGKT Szerves szennyezőanyagok extrakciója talajból és műszeres kémiai analízise (gázkromatográfia GC-FID) a kísérletek során. oktanol-víz és talaj-víz megoszlási hányados (Kow és Ksw) és a biodegradálható frakció meghatározása. Mérési eredmények szolgáltatása a helyspecifikus kockázatfelméréshez. – CYCLOLAB Összes és mobilizálható nehézfém-tartalom, megoszlási hányados meghatározása kémiai módszerekkel a kísérletek során. Mérési eredmények szolgáltatása a helyspecifikus kockázatfelméréshez. – MTA TAKI 3.2. Helyspecifikus adatok beépítése a kockázatbecslési eljárásokba: a kockázatbecslési eljárásokkal kapott eredmények, jellemzők értékelése, kvantitatív kockázat jellemzése a modellterületeken. – BME MGKT, CYCLOLAB, MTA TAKI 3.3. Kvantitatív kockázatfelmérés modellterületeken. Együttműködés a partnerekkel a modellterületeken történő vizsgálatokhoz – BME MGKT, CYCLOLAB, MTA TAKI, <i>MVL Trade, Teta Kft.</i>
Teljesítés és eredmények felsorolása, dokumentálásának formája Összehasonlító tanulmány a különböző kockázatbecslési eljárásokról, az új metodikák alkalmazásának bemutatása a helyspecifikus kockázatfelmérésben. Az eredmények publikálása konferenciákon, beépítése az oktatásba. Tanulmány és kutatási jelentés.

A III. MUNKASZAKASZBAN ELÉRT EREDMÉNYEK BEMUTATÁSA

A szennyezett területek hatékony, döntések támogatását célzó értékelését *környezeti kockázatfelméréssel* lehet megvalósítani. A kockázatfelmérés során történik a környezetbe került szennyezőanyagok területspecifikus veszélyességének, azaz kockázatának meghatározása. Ehhez szükséges a szennyezett terület jellemzése, a veszélyforrások azonosítása, a kitettség, vagyis a környezeti koncentráció előrejelzése, illetve mérése, a hatás ismerete és mennyiségi meghatározása, a kockázat mennyiségi jellemzése. A szennyezett területek kockázatának mérése és megítélése sokkal bonyolultabb, mint a vegyi anyagoké. Gyakran hosszabb ideje a környezetben lévő, a környezeti hatásoknak kitett vegyi anyagok keverékéről van szó. A részletes kockázatfelmérés, a szennyezett terület állapotfelmérése, monitoringja és remediációjának tervezése, ellenőrzése *területspecifikus jellemzőket* igényel. Ezek lehetnek adatbázisokból nyert információk, statisztikák vagy konkrét mérési vagy kísérleti eredmények. Nem elég az irodalomból származó általános adatok ismerete és alkalmazása, hanem a konkrét környezet figyelembevételével meghatározott helyspecifikus egyedi tulajdonságok, jellemzők meghatározása is szükséges, kezdve a hidrogeológiai jellemzőkkel, a talajtípuson és talajvíz adottságokon keresztül a területhasználatáig. Helyszínspecifikus értékekkel sokkal realisabb képet kapunk a környezetet ért hatásokról és a környezetet használókra vonatkozó kockázatokról.

Az EU 2004-ben dolgozta ki a talajokra vonatkozó stratégiáját STS (Soil Thematic Strategy), melynek egyik fő területe a szennyezett területek és talajok menedzsmenete. Az RBLM (Risk Based Land Management = kockázat alapú környezetmenedzsment) mindhárom feladata innovatív metodikákat és területspecifikus kockázatfelmérést követel: 1. környezeti értékek védelme, 2. területhasználatától függő kockázatsökkentés, 3. hosszú távú tervezés. A STS módszeregyüttesek (toolbox) létrehozását is előírja, a felmérések hatékonyságának növelésére. Az EU stratégia hangsúlyozza ezeknek a kockázatfelmérési módszereknek a kiterjesztését a szennyezett területek remediációjára és a barnamezős területek hasznosítására^{1, 2, 3, 4, 5, 6}.

A **LOKKOCK** pályázathoz kapcsolódó kutatás-fejlesztési munkánk során olyan helyspecifikus kockázatfelmérést támogató új talajvizsgálati módszereket fejlesztettünk és alkalmaztunk, melyek közvetlen információt adnak a talajjal kapcsolatos kockázat-alapú döntésekhez pl. a szennyezőanyagok fázisok közötti megoszlásáról, degradációjáról, bioakkumulációról, tápláléklánca kerüléséről, valamint a talajmikroflóra állapotát, adaptálódását, aktivitásait és aktiválhatóságát illetően.

Integrált mérési metodikát dolgoztunk ki, melyben a fizikai-kémiai módszerek mellett központi szerepet kaptak a talaj biológiai állapotára, a talaj mikroflórájának működésére vonatkozó információk és a talaj káros hatását mutató környezettoxikológiai eredmények, melyek a szennyezőanyag kockázatát tükrözik. Az integrált metodika koncepciója célszerűen az legyen, hogy a nyert adatok a szennyezett területek remediációjának tervezését is támogassák. A fizikai-kémiai és biológiai, valamint környezettoxikológiai módszerek együttes alkalmazásával meghatározott kockázati tényező nagysága megadja az aktuális kockázatot. Ennek alapján, a még elfogadható kockázathoz viszonyítva (ennek értéke általában RQ=1) kell a beavatkozást megtervezni.

¹ Quercia, F. (2005) Risk assessment of contaminated sites in the development of EU policy– In: Soil Remediation Series NO 6. (Eds.: Fabio Fava and Pietro Canepa) ISBN: 88-88214-33-X, pp. 45–70, INCA, Italy

² CARACAS (Concerted Action on Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe), Risk assessment of Contaminated Sites in Europe, Policy Frameworks, Vol.2. 1999, <http://www.caracas.at>

³ European Commission, DG Environment, Soil Thematic Strategy, WG on Contamination, Vol I, Executive Summary and Strategic Overview, Final Report, May 2004, <http://www.forum.europa.eu.int> (Soil Policy Library)

⁴ European Commission, DG Environment, Soil Thematic Strategy, WG on Contamination, Vol II, Task Group on Prevention of Contamination from Local Sources, Final Report, May 2004, <http://www.forum.europa.eu.int> (Soil Policy Library)

⁵ European Commission, DG Environment, Soil Thematic Strategy, WG on Contamination, Vol III, Task Group on Diffuse Inputs, Towards a soil protection strategy for diffuse inputs to soil, Final Report, May 2004, <http://www.forum.europa.eu.int> (Soil Policy Library)

⁶ European Commission, DG Environment, Soil Thematic Strategy, WG on Contamination, Vol IV, Task Group on Contaminated Land Management, Final Report, May 2004, <http://www.forum.europa.eu.int> (Soil Policy Library)

RQ>1 érték esetén az RQ=1 értékhez tartozó környezeti koncentráció vagy területhasználati értéket kell biztosítani. A területhasználat megváltoztatása általában bürokratikus procedúra (pl. fürödni tilos), a környezeti koncentráció csökkentését viszont remediációs technológiákkal lehet elérni. Olyan végértéket biztosító technológiát kell választani, amely a tervezett területhasználat mellett a még elfogadható ökológiai és humán egészségkockázatot biztosít. Ennek meghatározása *reverz kockázatfelméréssel* történik.

A pályázathoz kapcsolódó **kutatások első szakaszában** fejlesztettük ki az új talajvizsgálati módszereket. Három, egymást kiegészítő módszertípust fejlesztettünk: innovatív fizikai-kémiai módszereket, biológiai eljárásokat és környezettoxikológiai teszteseteket.

A **második munkaszakaszban** került sor a kidolgozott módszerek alkalmazására laboratóriumi kísérletekben, mikrokozmoszokban, mesterségesen szennyezett és valódi szennyezett területekről származó talajokkal. A kidolgozott módszereket már eddig is alkalmazott felmérési, illetve monitoring metodikába integrálva teszteltük a mikrokozmosz kísérletek során. A mikrokozmoszban zajló folyamatok monitoringjára a feladattól függően összeválogatott (problémaspecifikus) módszerek kombinációját alkalmaztuk, ezeket tesztesyütteseknek neveztük.

A **harmadik munkaszakaszban** különböző kockázatfelmérési eljárásokat teszteltünk és értékeltünk, a kidolgozott módszerekkel nyert helyszínspecifikus adatokat beépítettük kockázatfelmérési eljárásokba. Kvantitatív kockázatfelmérést végeztünk két modellterületen:

- szerves anyagokkal (toxikus fémekkel) szennyezett mezőgazdasági használatban lévő területen Gyöngyösorsosiban, ahol bányászati eredetű patak-üledék szennyezi a talajt, valamint
- szénhidrogénekkal (dízeloilaj és motorolaj keverékével) heterogén eloszlásban szennyezett demonstrációs területünkön Kaba, Kutriamajor), egy volt benzintöltő állomás talajának és talajvizének több éves biodegradálható szennyezettségén.

Kutatás-fejlesztési munkánk végeredménye:

1. *Helyszínspecifikus szennyezettség felmérésére alkalmas innovatív mérési módszerek* friss és öreg, szerves és szervesetlen szennyezettség esetére: 1.1. a megoszlás jellemzése fizikai-kémiai eredményekből felállított modellek alapján (Kow meghatározási módszer, dinamikus talajoldat jellemzési módszer); 1.2. környezettoxikológiai módszerek (*Vibrio fischeri* biolumineszcencia-mérés továbbfejlesztése talajra, *Tethymena pyriformis* szaporodásgátlási teszt kidolgozása teljes talajra, növényi bioakkumuláció gyorsesztesztelése, mikrokalorimetria alkalmazása toxicitás-teszteléshez); 1.3. Talaj biológiai állapotának tesztelésére alkalmas módszerek (zárt palack teszt, dinamikus talajlégzés-mérés).
2. *Tesztesyüttesek szennyezett területek kockázatalapú állapotfelmérésére és monitoringjára, valamint remediálhatóságának megítélésére, a remediációs módszer kiválasztásának és tervezésének támogatására.*
3. *Tesztesetek és tesztesyüttesek alkalmazása konkrét szennyezett területekre.*

A harmadik évben a tesztesyüttesek kidolgozása és alkalmazása került sorra. A harmadik munkaszakasz tervezett feladatait is maradéktalanul teljesítettük, főbb eredményeit jelen összefoglalóban ismertetjük röviden. Az elkészült tanulmányokat tételesen a számú mellékletben (9. melléklet) soroljuk fel. Kutatási munkánk során született publikációk listáját a mellékletben adtuk meg, a jelentősebb publikációk másolatát csatoltuk (10. melléklet).

1. Kockázatfelmérési módszerek alkalmazása és összehasonlító értékelése

A környezetvédelmi problémák megoldása érdekében az EU-n belül számos ország foglalkozott és foglalkozik a szennyezett területek kockázati alapon történő kezelésére vonatkozó jogszabályi háttér megteremtésével, és kockázatsökkentő eljárások fejlesztésével. Az Európai Közösség Bizottsága EC 1488/94. számú rendeletével meghatározta az ismert vegyi anyagok emberre és környezetre vonatkozó kockázatfelmérésének alapjait, közösségi szintű általános elvek kialakításának céljával. Azóta Európában *kockázatfelmérési fórumok* sora (CARACAS, CLARINET, CABERNET, NICOLE, BARGE, NORISC stb.) alakult a probléma megoldására, a tevékenységek összehangolására, koordinálására.

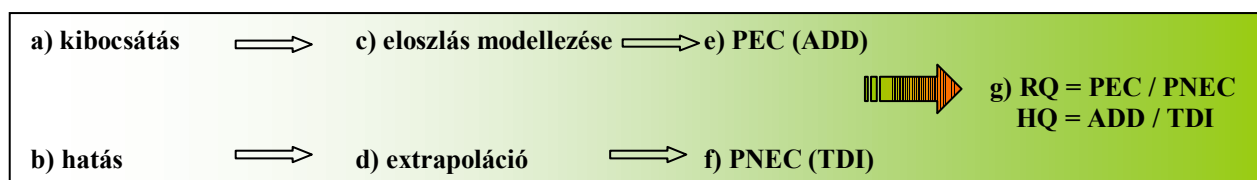
Az említett kockázatfelméréssel foglalkozó programokban alkalmazott és ajánlott módszerek közös vonása, hogy mind lépcsőzetes megközelítést alkalmaz a költséghatékonyság és a gyakorlati kivitelezhetőség miatt.

Szennyezőanyagok mennyiségi kockázatfelmérése vonatkozhat általános (pl. Európa) vagy a tényleges környezetre. Az *általános kockázatfelmérés* egy általános határérték meghatározásához szabványszerűen, vagy útmutató jelleggel, standardizált expozíciós körülményekre és átlagos vagy fiktív területre vonatkozik, pl. Európa, Magyarország. Szennyezett területek felmérésénél, célértéknek meghatározásánál előzetes értékeléshez használható az általános kockázatfelmérés vagy veszélybecslés, de a végső döntéseknek mindig *kvantitatív, helyspecifikus kockázatfelmérésen* kell alapulnia.

A területspecifikus kockázatfelmérés célja, annak megállapítása, hogy egy konkrét területen az előrejelezhető szennyezőanyag-koncentráció kisebb vagy nagyobb-e a károsan még nem ható koncentrációknál, hogy elfogadható kockázatot jelent-e az emberre illetve az ökoszisztémára. Az általános kockázatfelmérés több adatbázisból származó értéket alkalmaz, míg a lokális kockázatfelmérés során a helyszíni mérések, területspecifikus jellemzők, kísérleti adatok is nagy hangsúlyt kapnak, realisabb képet kapva a környezetet ért hatásokról.

A Magyarországon is alkalmazott környezeti kockázatfelmérés alapja az EU kockázatfelmérési technikai útmutatóban⁷ ajánlott séma. A területspecifikus környezeti kockázatfelmérés főbb lépései a következők (1. ábra):

- a szennyezett terület jellemzése,
- a szennyezőforrások és a terjedési útvonalak azonosítása,
- a kitétség felmérése (kibocsátás mérése, eloszlás feltérképezése) és előre jelezhető koncentrációértékének meghatározása (**PEC**: Predicted Environmental Concentration),
- a területhasználatokból adódó expozíciós útvonalakon keresztül az emberbe bejutó vegyi anyagok mennyisége átlagos napi dózisban megadva (**ADD**: Average Daily Dose)
- A vegyi anyagok hatásának ismerete és a károsan még nem ható koncentráció/mennyiség meghatározása (**PNEC**: Predicted No Effect Concentration/**TDI**: Tolerable Daily Intake)
- a kockázat kvantitatív jellemzése a PEC és PNEC hányadosaként kiszámítható kockázati tényezővel **RQ** (RQ: Risk Quotient=PEC/PNEC), ill. **HQ** (HQ: Hazard Quotient=ADD/TDI)

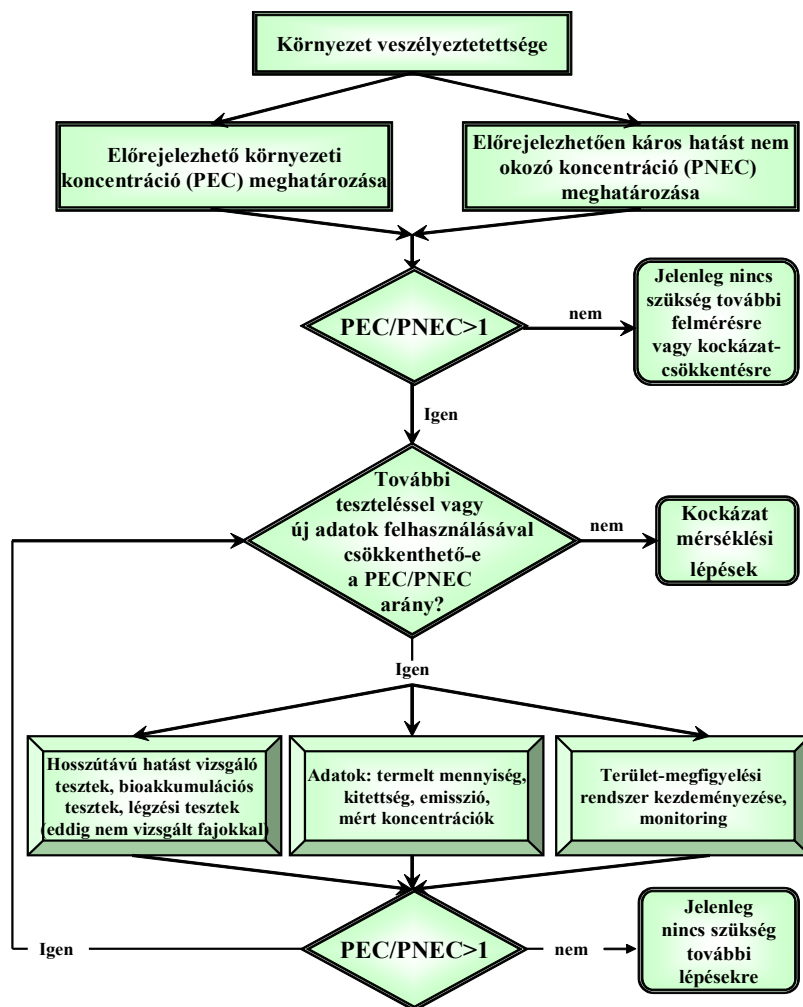


1. ábra. A környezeti kockázatfelmérés folyamatábrája⁸

A kockázat a PEC/PNEC hányadossal jellemezhető; minél nagyobb ez az érték, annál nagyobb a szennyezőanyag(ok) által okozott veszély. A környezeti kockázat pontosítása iterációs megközelítéssel történik (2. ábra). Ha az RQ érték kisebb, mint 1, nincs szükség további teendőre, pontosabb vizsgálatra vagy intézkedésre. Ha az RQ nagyobb, mint 1, további vizsgálatok szükségesek.

⁷ EU TGD (1996) Technical guidance document in support of commission directive 93/67/EEC on risk assessment for new notified substances and commission regulation (EC) No 1488/94 on risk assessment for existing substances, European Commission

⁸ Gruiz, K., Horváth, B. és Molnár, M. (2001) Környezettoxikológia, Vegyi anyagok hatása az ökoszisztémára, Műegyetemi Kiadó, Budapest

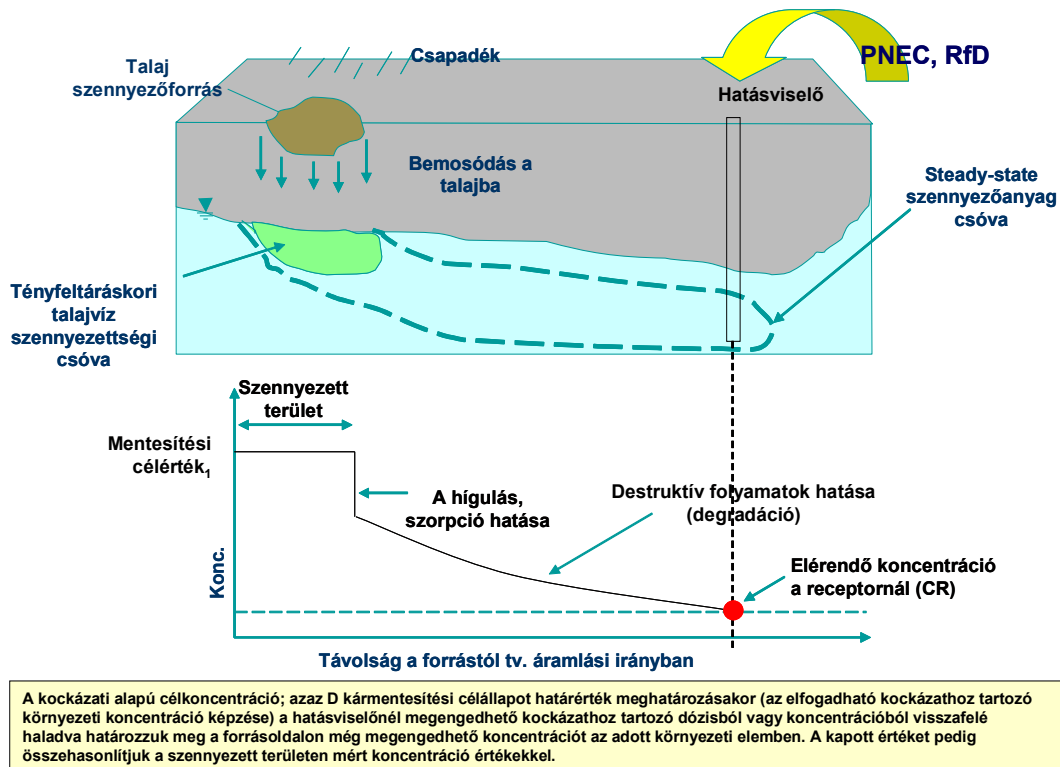


2. ábra. Általános kockázatelemzési eljárás

Hazánkban is előtérbe került a vegyi anyagok környezeti kockázatának vizsgálata és jellemzése, a szennyezett területek kockázatának felmérése, s ez a jogszabályokban is benne foglaltatik. A 33/2000. (III. 17.) felszín alatti vizek minőségét érintő tevékenységekkel összefüggő egyes feladatokról szóló kormányrendelet az (A) háttérértéket, (B) szennyezettségi határértéket és kezdetben a (C1), (C2), (C3) intézkedési szennyezettségi határértékeket, de a rendelet legújabb módosításában ezek helyett kizárólag a kockázaton alapuló (D) kármentesítési szennyezettségi határértéket alkalmazza (219/2004. (VII.21.)). A Kormányrendeletben szereplő terület specifikus célérték („D”-érték) a szennyezőanyag mennyiségi kockázatelemzésen alapuló célkoncentrációja, melyet a jövőbeli terület-használat figyelembevételével az egészség és az ökoszisztémák károsodásának megelőzése érdekében, a kármentesítés eredményeként el kell érni.

A legtöbb országban a mennyiségi (kvantitatív) kockázatelemzés mellett összehasonlító (relatív) vagy leíró, *kvalitatív kockázatbecslést* is alkalmaznak, elsősorban a prioritások megállapítására. Összefoglaló tanulmányban (1. TANULMÁNY) számba vettük és jellemeztük a kockázatelemzéshez kapcsolódó nemzetközi programokat és a hazai helyzetet, valamint a kvalitatív és kvantitatív, az általános és helyszínspecifikus, az előzetes és részletes kockázatelemzés eljárásokat.

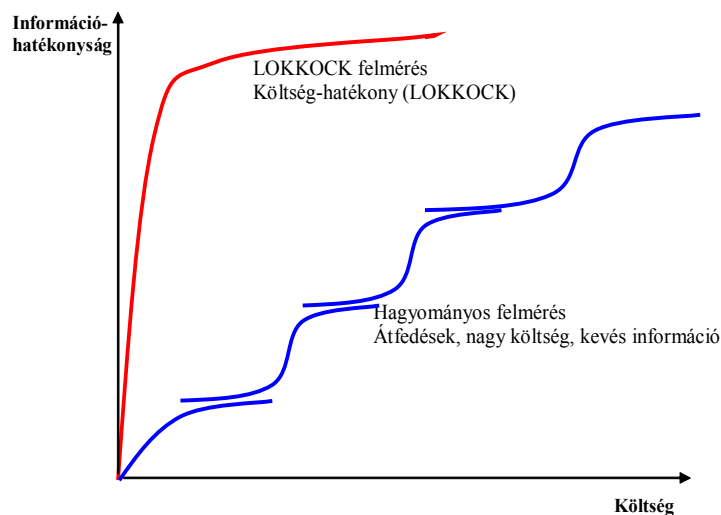
A leggyakoribb mennyiségi kockázatelemzési alkalmazásokat összefoglalásuk után animált formában is előállítottuk, és felajánlottuk a MOKKA adatbázis számára (2. TANULMÁNY PowerPoint). Kidolgoztuk továbbá a helyszínspecifikus célértékképzéshez (a fent említett „D”-érték) szükséges „fordított kockázatelemzés” animált változatát is (1. melléklet). A 3. ábra a kockázati alapú célérték képzés folyamatát mutatja.



3. ábra. A kockázati alapú célérték képzés folyamata

2. LOKKOCK módszerek a hatékony helyszínspecifikus kockázatfelmérésben

A kockázatkezelés ma már a környezetirányítás és a környezetpolitikai alapvető eszköztárának része. A növekvő igények kockázatkezelés és egyben a kockázatfelmérés területén növekvő költségeket vonzanak. A LOKKOCK projektben kidolgozott és alkalmazott integrált metodika használatával a „hagyományos felméréssel” megegyező költségek esetén lényegesen több hasznos információt szolgáltatunk a szakemberek számára (4. ábra).



4. ábra. LOKKOCK hatása a kockázatfelmérés hatékonyságára

Ha például a kockázat felmérés súlypontját a szennyezőanyag ökoszisztémára gyakorolt hatásának vizsgálatára helyezzük, kisebb számú fizikai-kémiai analízis mellett az olcsóbb, egyszerűbb biológiai, ökotoxikológiai módszerek alkalmazásával jellemezhetjük egy adott területen a szennyeződés kockázatát. Ezzel akár a felére is csökkenthetjük a felmérés költségeit. Ha tudva tudjuk, hogy a területet remediálni kell, akkor a komplex felmérésbe integráljuk a remediáció-specifikus metodikákat.

3. Helyspecifikus adatok nyerése és beépítése a kockázatfelmérési módszerbe

A dinamikus rendszerekben a fizikai-kémiai és biológiai valamint ökológiai jellemzők mellett a legnagyobb szerepük a különféle kölcsönhatásoknak (szennyezőanyag és mátrix, mátrix és biota, szennyezőanyag és biota, szennyezőanyagok egymással, ökoszisztématagok egymással, stb.) van. Ezekre eddig még nem születtek megbízható mérési módszerek és a kémiai modellekből sem lehet ezekre következtetni. A LOKKOCK fejlesztései erre irányultak: a szennyezőanyag talajfázisok közötti megoszlása, szennyezőanyag talaj és növény közötti „megoszlása”, vagyis a biokoncentráció, a biológiailag hatásos koncentrációhányad, a biológia hatás maga.

3.1. Biológiailag hozzáférhető frakció becslése szerves szennyezőanyaggal szennyezett területen

Az előző munkaszakaszok során kidolgozott módszereket alkalmaztuk szennyezett területek felmérésére és remediációs technológia kidolgozását célzó kísérletek követésére. A talajok két modell-területről származtak: 1. a lőrinci pakuratavak területéről pakurával évtizedek óta szennyezett területről, 2. a népligeti transzformátorállomás területéről transzformátorlajjal régóta szennyezett területről. Összehasonlításképpen egy dízelolajjal szennyezett talajt is vizsgáltunk.

A) A *hozzáférhetőség-mérést* a nehezen bontható, nagy oktanol-víz megoszlási hányadosú (Kow) pakurával régóta szennyezett talaj szénhidrogén-tartalmának összehasonlító vizsgálatára alkalmaztuk. A mikrohullámú feltárással kapott eredményeket az ultrahangos extrakcióval összehasonlítva megállapítottuk, hogy azonos idő alatt 5–6-szoros mennyiségű gázkromatográfiásan detektálható anyagot extrahálunk mikrohullámú extrakcióval kombinált vizes extrakcióval. Ugyanakkor nem mutatkozott előny a szerves oldószerek használatakor.

Tapasztalataink alapján, melyeket kutatási jelentésben foglaltunk össze (3. TANULMÁNY), a technika jól hasznosítható az ultrahanggal segített vizes extrakció kiváltására. Megfelelő hőmérsékletprogramozással 10 percre rövidíthető az előkezelés ideje. Ügyelni kell arra, hogy a ciklodextrinek 250 °C felett elbomlanak. Ugyanakkor a készülék magas ára miatt egyelőre nem várható a módszer széles körű elterjedése. Néhány jellemző kromatogramot mutatunk be a 2. mellékletben.

B.) Talajremediációs mikrokozmosz kísérletekben szerves szennyezőanyagok biológiai hozzáférhetőségét vizsgáltuk biológiai és kémiai módszerekkel. Nem kimerítő extrakciókat végeztünk vizes ciklodextrin oldatokkal a biológiai hozzáférhetőség kémiai modellezésére, valamint biológiai és környezettoxikológiai módszereket (dinamikus és statikus talajlégzés mérése, szénhidrogénbontó sejtszám meghatározás, talaj dehidrogenáz enzimaktivitása, toxicitás *Folsomia candida* állati tesztorganizmussal) a biológiailag hozzáférhető szennyezőanyag-frakció jellemzésére. Az extrakciós kísérletekhez kétféle ciklodextrint alkalmaztunk: hidroxipropil- és véletlenszerűen metilézett β -ciklodextrint (HPBCD és RAMEB). A kapott extraktumokból szilárd fázisú extrakcióval vittük át a kioldott szerves szennyezőanyagokat hexán-aceton (2:1) elegybe, majd gázkromatográfiával határoztuk meg mennyiségüket. A pakurával szennyezett területéről származó talajok jellemző kromatogramjait látjuk példaként a 3. mellékletben.

A talajmikroflóra-aktivitás és a biodegradáció jellemzésére statikus talajlégzés mérést zárt palackban, dinamikus talajlégzés-mérést átlevégőztetett oszlopreaktorban, talaj dehidrogenáz enzimaktivitás meghatározást és speciális szénhidrogénbontó sejtkoncentráció mérést alkalmaztunk. Ezek a rövid időtartamú 5 napos kísérletek azt mutatták, hogy a mikroflóra aktiválódásával együtt nőtt a hozzáférhető szennyezőanyag koncentrációja. Ezt mind a gázkromatográfiás vizsgálatok mind a biológiai vizsgálatok és toxicitás tesztek eredményei bizonyították.

A HPBCD oldattal extrahálható szénhidrogén-tartalmat HEH-nek, a RAMEB-oldattal extrahálható szénhidrogén-tartalmat REH-nek neveztük. Bevezettük még a biológiailag hozzáférhető hányad jellemzésére a HEH/EPH hányadost, ami a HPBCD-vel extrahálható, mobilis, kisebb móltömegű komponensek arányát jellemzi az összes szerves oldószerral kivonható szénhidrogén-tartalomhoz (EPH) képest. Külön vizsgáltuk az extrahálható kisebb és nagyobb móltömegű frakció koncentrációját a kísérlet indítása előtt és után.

A 4. mellékletben dízelolajjal régebben szennyezett talaj és összehasonlításképpen egy frissen szennyezett talaj extraktumaiban meghatározott C15-nél kisebb és nagyobb molekulatömegű komponensek koncentrációját mutatják a 4.1.–4.3. ábrák. Láthatjuk, hogy miközben a szerves oldószerrel extrahálható szennyezőanyag koncentráció gyakorlatilag nem változik, a kisebb molekulatömegű frakció csökken a biodegradáció eredményeként. A HPBCD oldattal extrahálható komponensek koncentrációja viszont növekszik. A kettő hányadosa, a biológiailag hozzáférhető hányadot jellemző HEH/EPH érték szintén nő, mutatva, hogy az 5 napos kísérlet során a mikrobák aktivitása következtében nagyobb lett azon komponensek aránya, melyek ezzel a nem kimerítő extrakcióval is kivonhatók és feltehetően a mikrobák számára is hozzáférhetőek (4.4. ábra). A frissen szennyezett talaj esetében megháromszorozódik, a régi szennyezett talaj esetében megduplázódik a hozzáférhető frakció a zárt palackban kivitelezett kísérlet után utalva a mikrobaközösség aktivitására, illetve a szennyezőanyag bonthatóságára. A változás a kisebb méretű komponenseknél nagyobb.

C) Bioremediációs technológia tervezését előkészítő kísérletek során transzformátorolajjal szennyezett területről származó talajt kezeltünk. Összehasonlításképpen dízelolajjal mesterségesen szennyezett talajt is vizsgáltunk. Oszlopreaktorba töltöttük a tápanyaggal ellátott, nedvesített talajt és levegőztettük 2, 4 és 6 hétig, majd elvégeztük az oldószeres valamint a vizes ciklodextrin-oldatos extrakciókat. Az 5. melléklet mutatja a kis és nagy móltömegű transzformátorolaj-frakció változását a kísérlet során (5.1.–5.4. ábra). Míg az oldószeres extraktum egyértelműen csökkenő szennyezőanyag-koncentrációkat tartalmaz, a HPBCD-oldatos extraktumban 2 hét után még növekedést észlelünk, hasonlóan az 5 napos biodegradációs kísérlet eredményéhez, majd 4 és 6 hét után jelentős csökkenést látunk. Az átmeneti növekedés a biotenzidek és a részleges biológiai degradáció (lánc-hossz-csökkenés) hatásának tudható be.

Még nyilvánvalóbb a biológiailag hozzáférhető hányad (HEH/EPH) változásából. A kémiai modell alapján mért hozzáférhetőség-növekedés a kísérlet elején összhangban van a biológiai, és ökotoxicitási eredményekkel.

Összefoglalva az általunk kifejlesztett HEH/EPH (a 10%-os HPBCD oldattal és az oldószerrel extrahálható szénhidrogéntartalom) arány alkalmas a biológiailag hozzáférhető szennyezőanyag-hányad jellemzésére. Jól előrejelzi a mikrobiális tevékenység hatására bekövetkező változásokat. A ciklodextrin-oldattal extrahálható kisebb móltömegű, mobilis, biológiailag hozzáférhető komponensek egyrészt fogynak a mikrobiális lebontás során, másrészt a nagyobb komponensek fokozatos lebontásakor keletkeznek is ilyenek. A bioremediációs folyamatok elején ezen komponensek növekedése, a domináns folyamat, a biodegradáció miatti csökkenés csak ezután következik.

Szoros korrelációt találtunk a HEH/EPH hányad és a zárt palack tesztben mért oxigén-fogyasztás között (4. Melléklet 4.5. ábra). A kémiai modell alkalmas lehet a biodegradáció előrejelzésére, biodegradáción alapuló technológia tervezésére, technológia-monitoringra. A biológiai hozzáférhetőség és a biodegradáció jellemzésére irányuló kísérletek eredményeiből tanulmányokat készítettünk (3-5. TANULMÁNY), TDK dolgozat készült és szakdolgozat van folyamatban.

A kémiai hozzáférhetőségi modell tipikus helyszínspecifikus alkalmazása a szennyezett területek remediációjával kapcsolatos. Ilyenkor a helyspecifikus kockázatfelmérés a remediáció alkalmazás előtti és utáni kockázatok felmérését és a kockázatcsökkenés követését jelenti. A kifejlesztett ciklodextrines eljárással bővített módszeregyüttes alkalmazását, integrálását a kockázatfelmérési módszerbe egy szénhidrogénekkal szennyezett terület remediációján mutattuk be. (lásd 4. fejezet).

3.2. Toxikus fémek mozgékonyásával, fizikai-kémiai hozzáférhetőségével és bioakkumulációjával összefüggő kockázatának értékelése szennyezett talaj remediálása során

Talajtani és agrokémiai kutatások bizonyítják, hogy a talajok pórusaiban levő oldatfázis kémiai összetétele központi szerepet játszik a talajban lejátszódó kémiai folyamatokban. Ez mind a tápanyagok, mind a szennyezőanyagok esetében igaz. Ez indokolta, hogy előző kutatásaink során kísérleti módszert dolgoztunk ki a növény által felvehetőnek tekintett talajoldat-frakció jellemzésére.

A módszer az eredeti nedvességtartalmú talajokból nyerte ki az oldatfrakciót, tehát egy pillanatnyi állapot jellemzésére volt alkalmas. Megállapítottuk, hogy a növény által felvehető talajoldat frakció a magyarországi talajmonitoring rendszer pontjaiban nagyon sok esetben szennyezettnek bizonyult.

Módszertani fejlesztéseink során szükségessé vált, hogy a talajoldat szennyezettségét ne csak egy pillanatnyi állapot szerint, hanem az időbeni változásokat követni képes, dinamikus módszerrel is jellemeznünk tudjuk. A dinamikus módszer lényege, hogy időben képes követni a kémiai változásokat. A kémiai változások követésének legegyszerűbb módja, ha egy kétfázisú talajoszlopon áthaladt talajoldatban mérjük a koncentráció-változásokat az idő függvényében. Módszert dolgoztunk ki a talajoldat dinamikus jellemzésére, melynek segítségével az átlagos összetételű csapadék hatására bekövetkező kémiai változásokat tudjuk nyomon követni a talajban. A fejlesztési munkáról és eredményeiről tanulmányt készítettünk (6. TANULMÁNY). Ennek során a talajoszlopokat talajfizikai szempontból standardizáltuk. Az elkészített kétfázisú talajoszlopokon áramoltattuk át az oldatfázist. A természetes viszonyok minél pontosabb jellemzése érdekében az átfolyó oldat összetételét az átlagos magyarországi csapadék összetételével szimuláltuk. A talajoszlopok elkészítésének menetét a természetes csapadék szimulálásával a 6. mellékletben adjuk meg.

A dinamikus talajoldat jellemzése is egy kémiai modell, mely a kockázatok becslését támogatja:

- Vizsgálni tudjuk a nehézfémek talajoldatba kerülésének mértékét. A mért koncentrációk összehasonlíthatóak a nehézfém-szennyezettség határértékeivel, a kémiai kockázatok becsülhetők.
- Az időbeni változások követésével a mobilizálódás folyamata, a tendenciák trendje és mértéke elemezhető.
- A mobilizálódott összes mennyiség összevethető a talajban lévő, különböző kémiai formában kötött nehézfém tartalmakkal is. Ennek révén a mobilizálódás vagy a stabilizálódás mértéke tanulmányozható.

A dinamikus talajoldat jellemzési módszer legfontosabb alkalmazási területei:

- a szennyezettség előrejelzése,
- a szennyezőanyag-mobilizálódás folyamatának elemzése,
- a kémiai immobilizáció (stabilizálás) hatásának jellemzése.

A LOKKOCK-ban kifejlesztett, a talajoldat dinamikus jellemzésére szolgáló módszert a BANYAREM és a MOKKA projektekben folyó kísérletekhez kapcsolódva alkalmaztuk, kémiai stabilizációs kísérletek követésére (7. TANULMÁNY). A toxikus fémekkel szennyezett talajmintákat különböző adalékanyagokkal kevertük össze annak érdekében, hogy a jelenlevő nehézfémek megkötődését elősegítsük, stabilizáljuk a talajban. Kísérleti munkánk során egy ipari (galvanizáló üzem talaja, jelölés SO) és egy mezőgazdasági (bányászati tevékenység hatására elszennyeződött, jelölés GYO) talajban vizsgáltuk a toxikus fémek stabilizációját különböző adalékanyagokkal. A szennyezett talajokat laboratóriumi körülmények között kétféle erómuvi pernyével (PA, PB), illetve lignittel, alginittel, méshidráttal és nyersfoszfáttal kezeltük.

A 31, különböző adalékanyagot tartalmazó mintát tartalmazó 31 oszlopban vizsgáltuk a lejátszódó kémiai változásokat. Az ökoszisztémák számára legveszélyesebb As, Cd és Hg mellett a többi toxikus nehézfém (Ba, Co, Cr, Cu, Mo, Ni, Pb, Se, Zn) talajoldatban mért koncentrációját is meghatároztuk. A dinamikus talajoldat jellemzésekor a talajoszlopon áthaladt minden egyes 50 ml térfogatú csurgalékfrakcióban meghatároztuk a 13 szennyező elem koncentrációját. Maximum 12 csurgalékfrakciót analizáltunk. A 600 mm összes térfogat összhangban van a magyarországi éves csapadék-mennyiséggel.

A mért talajoldat koncentrációkat (7. Melléklet. 7.1. táblázat) a környezeti kockázat kémiai modellel történő jellemzéséhez használtuk fel. A csurgalék-koncentrációt a szennyezettségi határértékéhez viszonyítva is jellemeztük, megadva hogy a mért nehézfém koncentrációja hányadosa illetve hányadrésze a szennyezettségi határértéknek. Ez a jellemző a stabilizáció során azt mutatja meg, hogy az adott kezelés révén sikerült-e a talajból keletkező csurgalék nehézfém koncentrációját a talajvíz-határérték alá szorítani vagy nem. Ha ez a relatív érték kisebb, mint 1, akkor a stabilizációs kezelés eredményes volt (7. Melléklet. 7.2. táblázat).

A kísérleti eredmények kiértékelése során megállapítottuk, hogy

- a stabilizációhoz használt 6 adalékanyag igen jelentős mértékben befolyásolta a talajoldatok nehézfém szennyezettségét;
- a stabilizációhoz használt adalékanyagok koncentrációja esetenként csökkentette, esetenként növelte a talajoldat nehézfém koncentrációját;
- a dinamikus talajoldat jellemzési módszer jól jelezte a talajoldat eredeti szennyezettségének kockázatát.

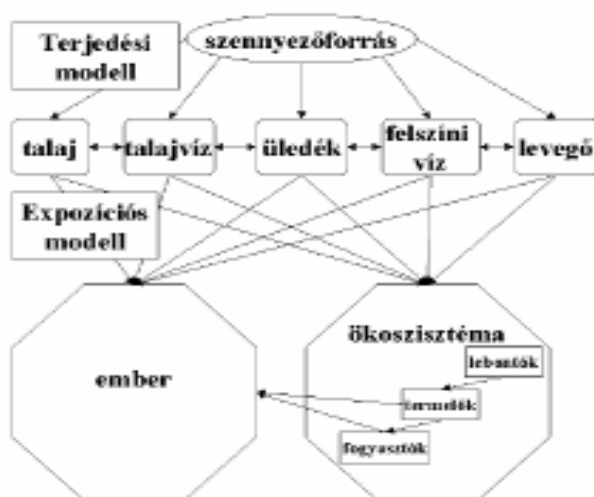
Összességében megállapítottuk, hogy a dinamikus talajoldat jellemzési módszer alkalmas kémiai modell a kockázatok becslésére.

4. Kvantitatív kockázatelemzés modellterületek állapotfelmérésének értékeléséhez

A kockázat jellemzésénél és számításánál a kockázatos anyag potenciális forrásától a környezetbe kerülés utáni lehetséges útvonalakon végigmenve kell eljutni a receptorig, vagyis a környezeti elemeken keresztül a veszélynek kitett célszervezetekig, az ökoszisztéma tagjaiig és az emberig.

A területspecificitás alapja a lehetséges terjedési és expozíciós utak közül a ténylegesek kiválasztása. Az integrált kockázati modell egyesíti a terjedési és az expozíciós modellt, illetve az összes lehetséges utat feltünteti. Az 5. ábra szemlélteti a szennyezett területek integrált kockázati modelljének elvi felépítését. Az általános modell minden egységét tovább lehet finomítani, részletezni.

A kockázatelemzés annak a valószínűségnek a megállapítását jelenti, hogy egy kockázatos anyag fog-e okozni a jövőben káros változásokat a környezet valamely elemében, vagy az emberben és mekkorát. Részletes adatokra van szükségünk mind a kockázatos anyagot, mind pedig az érintett környezetet illetően, így ismernünk kell a kibocsátási faktorokat, az expozíció nagyságát és időtartamát, valamint az ökológiai, toxikológiai hatásokat. Egy szennyezett terület kockázatának felmérése nem más, mint egy kockázatos anyag környezetbe, környezeti elemekre és az emberre gyakorolt káros hatásának jellemzése, értékelése.



5. ábra. Integrált kockázati modell

A kockázatelemzéshez olyan modellterületeket kerestünk, melyek alkalmasak a kidolgozott tesztegységek alkalmazásának szemléltetésére. A kidolgozott metodikákat és a tesztelt helyspecifikus adatokat beépítettük kockázatelemzési módszerekbe, és demonstráltuk az alkalmazásukat a kiválasztott szennyezett területek kvantitatív kockázatelemzésében.

4.1. LOKKOCK tesztegységek tipikus helyszínspecifikus szennyezettségi és remediálási esetekre

Kutatás-fejlesztési munkánk legfőbb eredménye *integrált tesztegységek* létrehozása és ezek alkalmazása tipikus helyszínspecifikus szennyezettségi vagy remediálási esetekre.

A kidolgozott *TalajTesztelőTriád*-nak nevezett módszeregyüttes fizikai-kémiai, talajbiológiai és környezettoxikológiai módszereket tartalmaz. (A területspecifikus felmérés során fontos szerepe van a hidrogeológiai és geokémiai jellemzésnek is, de jelen pályázatban ezen a paraméterekkel fejlesztésével nem foglalkoztunk, így a következőkben szemléltetett metodikákban nem tüntetjük fel ezeket a módszereket). A fizikai-kémiai módszerek mind a talaj, mind a szennyezőanyag jellemzését szolgálhatják. A talaj ökológiai jellemzőinek, mikroflórájának felmérése a talaj állapotát statikusan és dinamikusan is képes vizsgálni, hiszen élő rendszerről van szó. A talajökoszisztéma biológiai és ökológiai jellemzése mind a talaj állapotfelmérésében, mind pedig a bioremediáció követésében, monitoringjában fontos szerepet tölt be. A környezettoxikológiai tesztelés elsősorban a szennyezőanyagok hatását méri, a valódi, megnyilvánuló, aktuális hatást, amely sok esetben nem mutat összefüggést a kémiai analízissel mérhető koncentrációval. E hármas mérési módszer egy egymást kiegészítő Triádot alkot, mely különböző célokra flexibilisen alakítható és használható.



A TalajTesztelőTriád (TTT) három eleme a felhasználás céljától és részletességétől függően eltérő arányban járulhat hozzá a TTT összetételéhez. A TTT nem csak a három elem egymáshoz viszonyított arányában térhet el egymástól, de természetesen a Triád egyes elemein belüli tesztelőmódszer-összetételben is, attól függően, hogy mi a cél és milyen terület talajára fogjuk alkalmazni az eljárást.

- Ha például a szennyezett terület részletes felmérése és a remediációs technológia tervezése a cél, akkor a Triád három eleme közel azonos jelentőséggel bír.
- Ismeretlen, nagyméretű szennyezett terület előzetes felmérése során olcsó *screenelő* eljárásokat alkalmazunk, ismert szennyezőanyagok esetén elsősorban fizikai-kémiai, azonosítatlan szennyezőanyagok esetén ökoszisztéma felmérést vagy környezettoxikológiai szűrést.
- Ha például biológiailag bontható szennyezőanyagról van szó és bioremediáció előkészítéséről, akkor a talaj természetes élővilágának, elsősorban a mikroflórának a jellemzésén lesz a hangsúly.
- A remediáció végeztével a talaj minőségének, ellenőrzésére és felhasználhatóságának eldöntésében elsősorban az ökotoxikológiai módszerek fognak szerepet játszani.
- A Triád egyes elemeinek belső tartalmát egyértelműen megszabja, hogy szerves vagy szervetlen szennyezőanyagról van-e szó, illetve, hogy fizikai-kémiai vagy biológiai remediációs módszert alkalmazunk-e a remediációhoz.

Kutatási munkánk három évében kifejlesztett helyszínspecifikus mérési módszereket integráltuk a javasolt szennyezettség-felmérési (TERTESZT), a remediációt előkészítő (REMTESZT) valamint a remediáció-követési módszeregyüttesekbe. Kidolgoztunk egy olyan szempontrendszert, amely megadja, hogy milyen problémára, milyen módszeregyüttesel kapható meg a lehető legjobb válasz. A tesztegységek kidolgozásáról, az építőelemek szerepéről részletes összefoglaló tanulmányt készítettünk alkalmazási útmutatóval (11. TANULMÁNY). A következőkben a részletes tanulmányból kiragadva röviden ismertetünk néhány példát a *TalajTesztelő Triád* alkalmazására *szűrővizsgálatra*, részletes *állapotfelmérésre* és a *technológiát megalapozó* dinamikus jellemzésre két modellterületünkön. Bemutatjuk a TERTESZT és a REMTESZT integrált módszeregyüttes építőelemeit és útmutatást adunk a problémához és célhoz illeszkedő alkalmazással kapcsolatban.

A mikrokozmosz kísérletekben szereplő területek alapos felmérése és a jellemző kockázatok áttekintése után egy szerves szennyező anyaggal és egy toxikus fémekkel szennyezett területet választottunk. Kvantitatív kockázatfelmérést végeztünk a modellterületek állapotfelmérésének értékeléséhez.

A két kiválasztott terület (a toxikus fémekkel szennyezett kiskertek és a szénhidrogénekkal szennyezett, volt töltőállomás területe) kiválóan megfelelt céljainknak mivel a szennyezőanyag talajfázisok közötti megoszlása, a biodegradációja és a biológiai hozzáférhetősége jelentős kockázati tényezők és a kockázati scenáriók és területhasználatok is szerepet játszanak. A következő két fejezetben bemutatjuk a kidolgozott új módszereket is magába foglaló módszeregyüttesek alkalmazását a két eltérő szennyezett terület kockázatalapú állapotfelmérésére, remediálhatóságának megítélésére, valamint a remediációs módszer kiválasztásának és tervezésének támogatására. A modellterületek kvantitatív kockázatfelméréséről külön részletes tanulmányokat készítettünk (8.–10. TANULMÁNYOK).

4.2. Tesztegyüttesek alkalmazása konkrét szennyezett területek kockázatalapú állapotfelmérésére

4.2.1. **TERTESZT** módszeregyüttesek alkalmazása a toxikus fémekkel szennyezett Toka-patak völgyének előzetes és részletes helyszínspecifikus kockázatfelmérésére

Modellterületünk Gyöngyösorsoszi, Toka patak völgye. A területen a korábbi bányászati és kutatási tevékenység eredményeképpen koncentráltan vagy diffúzan több millió tonna bányameddő, flotációs meddő, hulladék iszap és csapadék található. Így a háttér-nehézfém-tartalomra rátevéődik a bányászati tevékenység során kitermelt, szállított és szétszórt érces meddőanyag okozta toxikus fémtartalom. A toxikus fémszennyezés egyik fő közvetítője a Toka-patak.

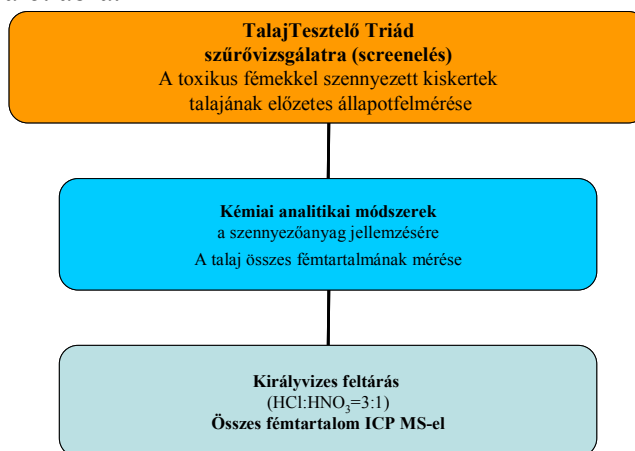
A patak mentén rendszeresen a tavaszi áradások, amikor a patak üledékekkel teríti be a parti kiskerteket. A nagy áradások eredményeképpen, jelentős mennyiségű nehézfémekkel szennyezett üledék terítette be a patak menti kiskerteket. Ehhez járult az üledékekkel betelt meder kotrásakor a partra halmozott nagymennyiségű szennyezett üledék. Az üledék a kertek művelésekor elkeveredett az ott lévő talajjal, így jelentősen emelkedett a szennyezettség mértéke, és ezért a környezeti kockázat is.

A kiskertek talaját tekintve tehát kockázat szempontjából *jellemző folyamatok* az áradás, üledék lerakódás, a kőzetek mállása, a hozzáférhetőség növekedés és a bioakkumuláció. *A jellemző területhasználatok*: zöldségtermesztés, bogyósok termesztése, parlagon hagyás. *Expozíciós utak*: tápláléklánc, megnövekedett átlagos napi bevitel (ADD), belégzés, bőrkontaktus.

(A terület kockázatfelmérésének eredményeit részletesen a 8. TANULMÁNY-ban adjuk meg.)

4.2.1.1. Toxikus fémekkel szennyezett kiskertek előzetes kockázatfelmérése

Amikor vizsgálódásainkat megindítottuk ezen a területen még semmilyen információ nem állt rendelkezésre a szennyezettségről, annak mértékéről, eloszlásáról, forrásairól, a transzport útvonalokról. A szűrővizsgálatot (screenelést) kémiai analízissel végeztük el a talaj összes fémtartalmának mérése alapján, királyvizes feltárás után ICP-MS analitikai módszerrel. A screenelés során alkalmazott egyszerű metodikát mutatja a 6. ábra.



6. ábra. Metodika a toxikus fémekkel szennyezett kiskertek talajának előzetes helyszínspecifikus szennyezettség-felmérésére (screenelés)

A kockázat jellemzéséhez első lépésben, a magyar rutinnak megfelelően, a talajban mért összfémtartalom eredményeket hasonlítottuk a kormányrendelet szerinti, hatályos határértékekkel.

Az 1. a táblázat a rendszeresen elárasztott patakparti kiskertek átlagos összfémtartalma alapján meghatározott kockázati tényező értékeket tartalmazza, a mért maximális koncentrációértékek feltüntetésével. A 2. táblázat a patakparti sávban, egy ritkán elárasztott kiskertben mutatja az összfémtartalom alapján számított kockázat tényező értékeket.

1. táblázat. Toxikus fémek mennyisége és a kiskertek talajának kockázati tényezője

Mintavételi hely	As mg/kg	Cd mg/kg	Cu mg/kg	Pb mg/kg	Zn mg/kg
Kiskertek a belterületen, átlag	123,7	3,44	105,1	265,5	1066
RQ (átlag/határérték)	8,2	3,4	1,1	2,7	4,3
Kiskertek a belterületen, maximum	262	9,75	225	853	2730
Kiskertek a híd után, átlag	196,6	12,45	156,6	613,7	2487
RQ (átlag/határérték)	13,1	12,5	1,6	6,1	9,9
Kiskertek a híd után, maximum	405	23,4	308	900	3650
B határérték (PNEC)	15	1	75	100	200

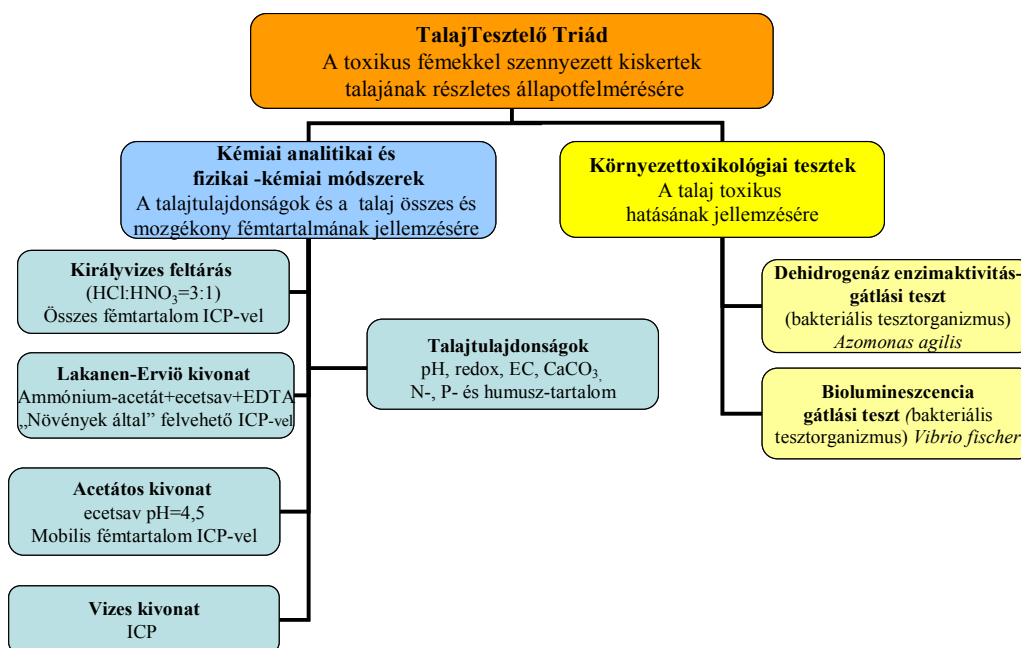
2. táblázat. A patakparti sáv kockázata az összfémtartalom alapján, egy ritkán elárasztott kiskertben

	As	Cd	Cu	Pb	Zn	SUM RQ
Mért koncentráció (PEC)	65,5	1,38	85,5	85,0	478	
B határérték (PNEC)	15	1	75	100	200	
RQ	4,4	1,38	1,14	0,85	2,39	10,1
Veszély	nagy	nagy	nagy	enyhe	nagy	igen nagy

Túlbecsléssel kell számolnunk amiatt, hogy egy olyan területünk van, ahol több szennyezőanyag fordul elő és ezek mennyisége is változik, így a pesszimista koncepció alapján mindig a legnagyobb veszélyt jelentőt vesszük alapul, vagy ha a kockázatok közelítőleg additívak, akkor összeadjuk őket. A kapott eredmények alapján sürgős kockázatsökkentésről kell gondoskodni. De a túlzott pesszimizmus a kockázatok indokolatlan túlbecslését eredményezi, ebben az esetben is az intézkedések sürgősségét és költségét hamis információ alapján növeli meg. A toxikus fémek királyvizes feltárás után kapott frakciója irreális a környezet szempontjából, még végtelen időt vagy emésztés során történő feltárást feltételezve sem indokolt a teljes fémmennyiséggel számolni. A reális képhez tehát hozzátartozik a fémek mozgékonyságának, hozzáférhetőségének figyelembe vétele. A szcenárió és kockázati modell (pl. talajt használók) ismeretében kell eldönteni, hogy milyen típusú hozzáférhetőség-modellezzéssel érdemes élnünk, esetleg egy jól illeszkedő kémiai modell (többoldószeres extrakció, szekvenciális extrakció, stb.) vagy alkalmas biológiai modell (toxicitás vagy mutagenitás mérés) alapján.

4.2.1.2. Toxikus fémekkel szennyezett kiskertek finomított kockázatelemzése hozzáférhetőség-modellezzéssel

A toxikus fémekkel szennyezett talajok esetében különösen fontos szerepe van a fémek mozgékonyságának, hozzáférhetőségének és hatásának mérésére, hiszen a fém kémiai formájától függően nagyon eltérő lehet a hozzáférhetőség és emiatt az aktuálisan ható koncentráció. A finomított kockázatelemzés során a szennyezőanyag helyszínspecifikus kockázatának jellemzését kibővített metodikával közelítettük meg. Egyrészt kémiai analitikai módszerekkel, különböző kivonási eljárásokkal vizsgáltuk a talajban a fémek mozgékonyságát, transzportját, biológiai felvehetőségét: az összes fémtartalmat királyvizes feltárással, Lakanen-Erviö kivonattal (ammónium-acetát + ecetsav + EDTA) a – szakemberek szerinti - növények számára hozzáférhető fémtartalmat, a mobilis fémtartalmat acetátos kivonattal, és a vízdoldható fémtartalmat pedig vizes kivonattal. Ezeknek a környezeti realitása nem megfelelő, ezért közvetlenül is mértük a talajban található toxikus fémek biológiai szervezetekre gyakorolt hatását és felvehetőségét, azaz az akut toxicitást bakteriális tesztorganizmusokkal. A fémek mobilitását, hozzáférhetőségét a talajban az adott fém(ek) tulajdonságai mellett befolyásolja a talaj típusa, pH-ja, kationcserélő kapacitása és szervesanyag koncentrációja. Ezért a fémekkel szennyezett terület részletes felméréséhez a Triádot bővítettük a talaj fizikokémiai tulajdonságainak mérésével is (7. ábra).



7. ábra. Tesztesyűttes fémekkel szennyezett kiskertek talajának finomított helyszínspecifikus szennyezettség-felmérésére

A 3. táblázat a patakparti sávban, egy ritkán elárasztott kiskertben mutatja az acetátos kivonás után mért fémtartalom alapján számított kockázat tényező értékeket.

3. táblázat. A pataktól mért 2 m-es sávra vonatkozó kockázatfelmérés az acetátos kivonat alapján

	As	Cd	Cu	Pb	Zn	SUM RQ
Mért koncentráció (PEC)	0,5	0,65	33,2	28,1	146	
B határérték (PNEC)	15	1	75	100	200	
RQ	0,03	0,65	0,44	0,28	0,73	2,2
Veszély	kicsi	enyhe	enyhe	enyhe	enyhe	nagy

A 2. táblázathoz képest sokkal kisebb kockázatot kapunk pl. az acetátos extrakcióval kapott fémtartalom alapján, ami még mindig pesszimista modell az esővízes vagy még inkább desztvízes kioldáshoz képest.

A felszín alatti és felszíni vizekre vonatkozó kockázat számítása esetén az RQ = 2,2 értékkel végeznénk a számítást, de még ez is túlbecslést jelent. A dinamikus talajoldat jellemzési módszerrel, ahol esővízzel folyamatosan extrahálunk, ennél kisebb koncentrációkat és kockázatokat kapunk, viszont nagyobbakat, mint az egyszerű vizes extraktummal.

Egy gyakrabban elárasztott terület talajának kockázatfelmérése (4. táblázat) még jobban mutatja a hozzáférhetőség miatti különbségeket.

4. táblázat. A patakparti sáv kockázata egy rendszeresen elárasztott kiskertben

Mért koncentráció (PEC)	As	Cd	Cu	Pb	Zn	SUM RQ
Királyvizes kivonat	120	8,5	187	473	1668	
Acetátos kivonat	0,17	1,23	1,03	1,40	177	
Vizes kivonat	<0,08	<0,004	0,29	<0,06	1,04	
B határérték (PNEC)	15	1	75	100	200	
RQ királyvizes	8,0	8,5	2,5	4,7	8,3	32,0
RQ acetátos	0,01	1,23	0,01	0,01	0,88	2,14
RQ vizes	0,005	0,004	0,004	0,001	0,005	0,02

Az összfémtartalom alapján RQ = 32, azaz háromszorosa a ritkábban elárasztott területének.

A mozgékony fémhányadnak köszönhető kockázat viszont mindkettőnél $RQ = 2$ körüli érték, ami abból adódik, hogy a nagymennyiségű, a patak által évről-évre frissen lerakott szennyezett üledék mállása még nincs előrehaladott állapotban.

A kockázati értékeket összehasonlítva, logikus, hogy a vizeket veszélyeztető szennyezőanyag kockázatát az acetátos kivonat, esővízhez képest pesszimista eredményéből vezessük le, de mi legyen a talajökoszisztéma és az ember kockázatával. Melyik kémiai modell hasonlít az ökoszisztéma és ember által hozzáférhetővé tett mennyiségből eredő kockázattal?

Az ökoszisztéma kockázatát a talaj direkt kontakt tesztelésével kapott eredményből vezethetjük le: a talajból készült hígítási sor egyes tagjainak gátló hatását mérjük és ábrázoljuk a mérési végpont függvényében és meghatározzuk a károsan még nem ható hígítást. Ha ennek kockázata $RQ = 1$, akkor az eredeti hígítatlan talaj kockázata a hígítás mértékéből számítható.

Az *Azomonas agilis* talajbaktérium dehidrogenázaktivitása alapján a ritkábban elárasztott kiskert $RQ_{Aa} = 10$, a gyakran elárasztotté: $RQ_{Aa} = 30$. Ez egyértelműen a királyvizes kivonat alapján számított RQ értékkel azonos.

A *Vibrio fisheri* mikrobiális tesztorganizmussal kapott eredmény alapján: a ritkábban elárasztott kiskert $RQ_{Aa} = 10$, a gyakran elárasztotté: $RQ_{Aa} = 20$.

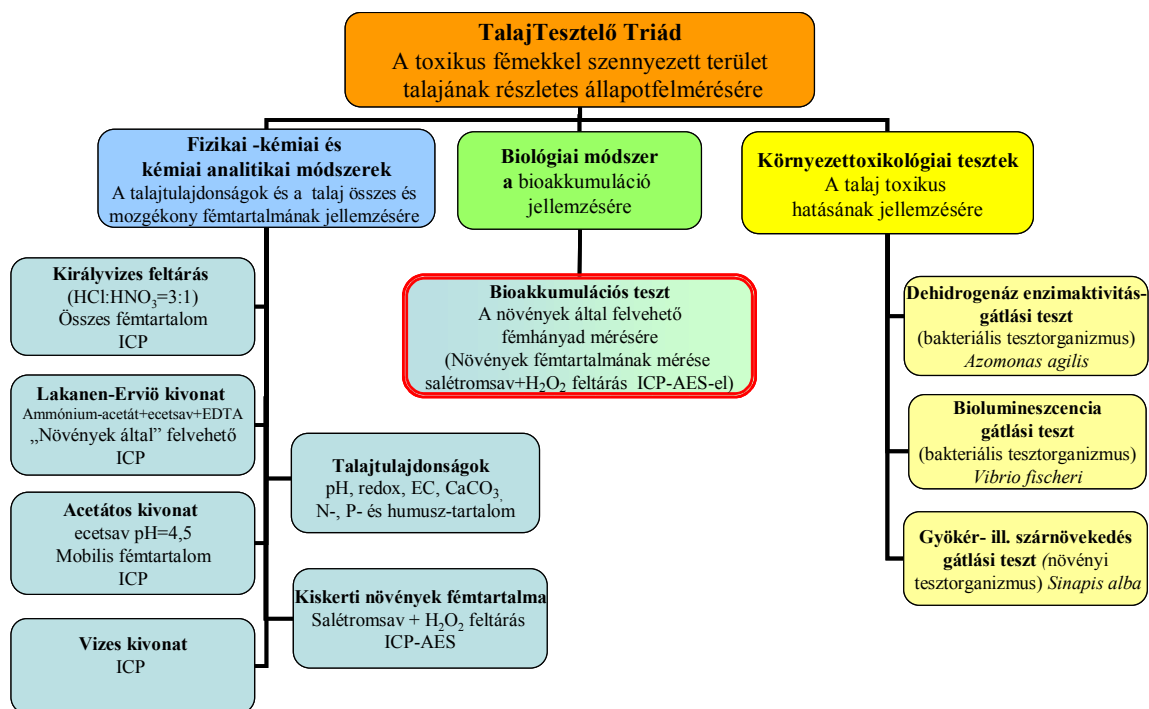
Ezek az eredmények a talajökoszisztéma viszonylag nagy érzékenységét és védelmének szükségességét mutatják, bár a talajmikroflóra adaptációs képessége igen nagy, ami úgy is felfogható, mint egy a magasabb kockázati értékét megengedő jellemző.

4.2.1.3. Toxikus fémekkel szennyezett kiskertek részletes kockázatfelmérése bioakkumuláció figyelembevételével

Toxikus fémekkel szennyezett területek talaján megtelepedett természetes vagy termesztett növényzet fémakkumulációja az egyik legkockázatosabb folyamat. A bioakkumuláció általában az élőlények azon tulajdonsága, hogy egyes elemek, illetve vegyületek környezetből történő felvétele eredményeképpen saját szervezetükben nagyobb koncentrációt hoznak létre, mint amekkora a forrásul szolgáló környezeti elemekben volt. Biokoncentrációnak is nevezik, mértékét a BCF jellemzi. A BCF érték megadja, hogy a bioakkumulációra képes élőlény a vele érintkező környezetben lévő elem vagy vegyület koncentrációját hányszorosára növeli meg saját szervezetében. Nagyságát az egyensúlyi állapotban mérhető: $C_{\text{élőlény}} / C_{\text{környezet}}$ hányados adja meg. A táplálékláncok miatt a bioakkumulációból adódó kockázat hatványozódhat.

A kiskertekben termesztett növényeket a falu lakossága fogyasztja, sokan kizárólag azt fogyasztják, ez megnövekedett expozíciót és átlagos napi bevitt jelent a helyi lakosság számára. A természetes területeken is elsődleges a táplálékláncok kockázata, ráadásul az ökoszisztéma tagjai számára a táplálékláncon keresztül történő biomagnifikáció hatványozott kockázatot jelent. A [8. mellékletben](#) megadtuk a Gyöngyösorszi kiskertekre felállított, terjedést és expozíciót magában foglaló integrál kockázati modellt.

A terület részletes felmérésére alkalmazott metodikát tovább bővítettük a kiskertekből vett növényminták analízisével és a kifejlesztett bioakkumulációs gyorseszteszt alkalmazásával (8. ábra). A kifejlesztett és a részletes állapotfelmérés metodikájába beépített bioakkumulációs gyorseszteszt alkalmas a talajoldatba került, biológiailag felvehető fémtartalom mérésén kívül növények fémfelvételének tesztelésére és az ebből adódó kockázat meghatározására is. Ilyenkor a vizsgálat során a fejlődött növények gyökerét és szárát külön választjuk, hogy lássuk, hogy a növény a föld alatt elhelyezkedő gyökerében, vagy a föld felett elhelyezkedő szárban (hajtásban) akkumulál-e nagyobb mennyiségű fém. A föld feletti növényi részek környezeti kockázata nagyobb, mivel a növényevő állatok főként ezeket a részeket fogyasztják, így az itt akkumulálódott fémmennyiség könnyebben bekerül a táplálékláncba. Ha egy növény nagy mennyiségben képes a föld feletti részébe szállítani és akkumulálni a fémeket, akkor az fitoextrakcióra alkalmazható lehet. Azaz, a teszttel előszelektálhatjuk a fitoextrakcióra alkalmas növényeket. Így a módszer már az esetleges remediáció tervezését is segíti.



8. ábra. Tesztgyűttes a fémekkel szennyezett kertek talajának részletes helyszínspecifikus szennyezettség-felmérésére

Felmértük a Gyöngyösorosziban a patakparti kiskertekből vett növényi minták fémtartalmát és BCF értékeit. Ezzel a felméréssel két célunk is volt: egyrészt a tápláléklánccal összefüggő környezeti kockázat nagyságának felmérése, másrészt egy tervezendő fitoremediációhoz alkalmas hiperakkumuláló fajok keresése (1–2. kép).



1. kép. Toka patak, pH- mérés



2. kép. Mintavételezés a kiskertben

A növényekben mérhető fémkoncentrációk is alátámasztották a területen szétszóródó szennyezőanyagok fémtartalmának egyre fokozódó feltáródását és felvehetőségének növekedését. Ezek az értékek mind az ökoszisztéma, mind az ember szempontjából rendkívül kockázatosak. A növények fémtartalmának a termőhely talajának összes és felvehető fémtartalmával történő összehasonlítása után meghatároztuk a BCF értékeket (8. melléklet 8.1.–8.4. táblázat). A létező élelmiszer-határértékekkel összevetettük a növényekben mért koncentrációkat.

Az 5. táblázatban egyes fémekre megadjuk a HQ (Hazard Quotient) értéket, melyet az élelmiszer-növényben és a meddőhányó déli lejtőjéről származó növényekben mért koncentráció és az élelmiszer-határérték hányadosaként számítottunk ki. A növényeken keresztüli kockázathoz képest (növényi koncentráció/élelmiszer-határérték vagy takarmány-határérték) a talaj összfémtartalmából számított kockázat (talaj összfémtartalom/talaj-határérték) még a leginkább koncentrálni képes növények esetében is túlbecslést jelent, azaz indokolatlanul túlságosan pesszimista. Tehát a tápláléklánc kockázatát nem lehet jól becsülni a talaj királyvizes kivonata alapján. Ez is indokolja egy biológiai modell bevezetését a táplálékláncon keresztüli kockázat megítéléséhez. A bioakkumulációs gyors-teszt alkalmazásával realisabb eredményeket lehet kapni. (A kidolgozott módszer részletes leírását megadtuk az I. Munkaszakasz részletes szakmai jelentésének vonatkozó tanulmányában.)

5. táblázat. Kiskertekből és a meddőhányóról származó növények fémakkumulációjából eredő kockázat nagysága

		<i>Élelmiszer határérték</i>	<i>K14 sóska</i>	<i>Hobby31 torma gyökér</i>	<i>Nád szár, levél</i>	<i>Nád gyökér</i>	<i>Pöffeteg Tönk, kalap</i>
		<i>mg/kg szárazanyag</i>	<i>Hobbykertekből</i>		<i>Meddőhányó déli lejtőjéről</i>		
As	mg/kg	2	9,7	1,73	1,00	3,15	4,60
HQ_{As}			4,85	0,86	0,5	1,57	2,3
Cd	mg/kg	0,5	0,60	1,68	0,32	1,97	6,54
HQ_{Cd}			1,2	3,36	0,64	3,94	13,08
Cu	mg/kg	nincs	18,9	3,30	13,93	97,9	24,1
HQ_{Cu}							
Hg	mg/kg	0,1	0,25	0,07	0,10	0,10	1,43
HQ_{Hg}			2,5	0,7	1,0	1,0	14,3
Pb	mg/kg	3	14,8	2,04	22,9	311,6	5,23
HQ_{Pb}			4,9	0,7	7,6	103,9	1,7
Zn	mg/kg	nincs	108,0	595,0	141,0	605,7	89,5

Kutatás-fejlesztési munkánk során kidolgozott biakkumulációs gyorstesztben egy a Gyöngyösoroszi, Szilvási híd utáni kiskertek egyikéből (Kató földje) származó, erősen szennyezett talajt alkalmaztunk (jelölés: Kató). A 6.a. táblázat a bioakkumulációs gyorstesztel meghatározott BCF értékeket tartalmazza *Sinapis alba* (fehér mustár) növényvel. A táblázat mutatja a növény gyökerében és szárában mért koncentrációkat, valamint a királyvizes kivonat illetve a Lakanen-Erviö (LE) kivonat alapján meghatározott *BCF_{összes}* és *BCF_{felvehető}* értékeket. A táblázatban megadjuk a HQ (Hazard Quotient) értéket is, melyet a fehér mustárban mért fémkoncentráció és az élelmiszerhatárérték hányadosaként számítottunk ki. Összehasonlításként (6.b. táblázat) a talajban mért fémkoncentrációkat, ill. zárójelben kék színnel *talaj fémkoncentráció/talajhatárérték* hányadosot adtuk meg.

6.a. táblázat. Kató kiskertjéből származó talajon nőtt fehér mustár BCF értékei és a növényi fémtartalmak

Vizsgáltelem	<i>Sinapis alba</i> gyökér					<i>Sinapis alba</i> szár			
	<i>Élelm. határért.</i>	<i>Konc. gyökében</i>	<i>HQ</i>	<i>BCF királyvizes</i>	<i>BCF LE</i>	<i>Konc. a szárban</i>	<i>HQ</i>	<i>BCF királyvizes</i>	<i>BCF LE</i>
	[mg/kg]	mg/kg				mg/kg			
As	2	82,7	41,0	0,24	90,68	10,3	5,2	0,03	11,29
Cd	0,5	11,8	23,6	1,65	2,17	2,9	5,8	0,40	0,53
Cu	100*	195,0	1,9	0,58	1,22	33,0	0,3	0,10	0,21
Pb	3	519,0	17,0	0,33	3,35	66,6	22,2	0,04	0,43
Zn	100*	1710,0	1,7	1,20	2,96	708,0	7,1	0,50	1,22

* - szárított zöldségre

6.b. táblázat. Kató kiskertjéből származó talaj fém tartalma (*fémkoncentráció/talajhatárérték*)

	<i>Fém tartalom Kató kiskertjéből származó talajban [mg/kg]</i>		<i>"B" határérték [mg/kg]</i>
	<i>Királyvizes feltárás után</i>	<i>Lakanen-Erviö LE kivonás után</i>	
As	341 (22,7)	0,912 (0,06)	15
Cd	7,17 (7,2)	5,43 (5,4)	1
Cu	335 (4,5)	160 (2,1)	75
Pb	1573 (15,7)	155 (1,55)	100
Zn	1425 (7,1)	578 (2,9)	200

A növényi akkumuláció miatt a táplálékláncon keresztüli kockázat (HQ) még a királyvizesből számított kockázati tényezőnél ($RQ_{As} = 22,7$) is nagyobb és hiába kisebb a BCF mint 1, a nagy szennyezetttség miatt a pl. 0,24-es *BCF_{As}* is HQ = 41-es értéket eredményez.

Látható, hogy bizonyos esetekben (pl. Zn) a kiugróan magas növényi fém tartalom ellenére a Zn BCF értékei nem kiemelkedően magasak. Ugyanakkor az *As* esetén igen nagy *BCF_{szár}* érték nem fed nagy növényi koncentrációkat. A bioakkumulációs teszt eredményei alapján látható, hogy az adott szennyezett kiskerti talajon megengedhetetlen mértékű a bioakkumuláció. A szárban kisebb BCF értékeket mértünk, de így is nagy a tápláléklánc útján fellépő kockázat.

Ennek alapján természetességre vonatkozó határozatok szükségesek, vagy a szennyezett talajt ki kell zárnia a termelésből, illetve a szennyezettség stabilizálásával csökkenteni kell a növények általi felvehetőséget.

Szoftveres egészségkockázat-felmérést is végeztünk első lépésként a Risk Assistant segítségével: cink-, kadmium- és ólomra, a Toka-patak üledékkal előtött kiskertek talajára a község belterületén, valamint az üledékkal előtött kiskertek talajára a Szilvási-híd és a mezőgazdasági víztározó között. A Risk Assistant® szoftver a US EPA irányelveit követi, egyszerűen kezelhető program. Az összes környezeti közeget képes kezelni, de minden környezeti közeg esetében megadott expozíciós lehetőségek közül választhatunk csak. A szennyezett közegből történő terjedés paraméterei azonban nagyon hiányosak, nem veszi figyelembe pl. a szennyezett talajon természetett növényekbe kerülő szennyezőanyagot. A kémiai anyagok paraméterei a programban nem módosíthatóak. Az egyszerű kezelhetőség mellett a területspecifikus adatok bevitele korlátozott, illetve a hiányzó kémiai adatok pótlása nem lehetséges. A szoftverrel emiatt az eredmények csak részben értékelhetőek, a kapott kockázatok elenyésző részét képezik a valós kockázatnak. A szoftver alapján három fémre összesen kapott humán egészségkockázati adatok, a táplálkozási expozíció nélkül: 0,16. A manuálisan, a fogyasztási paraméterek figyelembe vételével Cd-ra és Zn-re mindössze három növényre (sárgarépa, saláta, kukorica) $HQ_{oralis} = 0,59$. Ha figyelembe vesszük, hogy ennek a részkockázatnak a részaránya nem meghatározó az összkockázatban, akkor ez a 0,59-es érték igen nagy kockázatot reprezentál. A szoftver hiányosságai így szükségessé tették a manuális számításokat. A manuális egészségi kockázatfelmérés eredményei alapján is bebizonyosodott az a kezdeti feltételezés, hogy a terület lakossága a szennyeződésből adódóan komoly kockázatnak van kitéve (9. TANULMÁNY). Az egészségkockázat felmérő szoftverek összehasonlítása alapján a RISC- HUMAN szoftver legújabb fejlesztése lesz alkalmas.

4.2.2. REMTESZT tesztgyűttesek alkalmazása szénhidrogénekkal szennyezett benzintöltő-állomás területének screenelésére, részletes kockázatfelmérésére és remediáció tervezésére

4.2.2.1. Kaba, benzintöltő-állomás szénhidrogénekkal szennyezett területének előzetes kockázatfelmérése

A vizsgált terület *természetföldrajzi szempontból* a Dél-Hajdúság kistáj területén található. A Hajdúság déli része löszös iszappal fedett hordalékkúp-síkság. A terület déli részét nagy sűrűségben fedik különböző feltöltődési stádiumban levő egykori folyómedrek.

A telephely Kaba külterületén, a várostól K-DK-i irányban található. A modellterület lakóterület-től távol helyezkedik el. A Kutrica major körül szántó területek húzódnak. A telephelyen a mezőgazdasági gépek üzemanyag tárolása, kiszolgálása, majd később repülőgép üzemanyag tárolása, kiszolgálása folyt. Az üzemanyag tárolására 1 db földalatti szimplafalú 25 m^3 -es tartály szolgált. Az üzemanyag feltöltéséhez egy lefejtő akna található a területen. Az üzemanyag kiszolgálása egy kútfejről történt. Az üzemanyagkút és a lefejtő akna az üzemanyagtartállyal felszínalatti vezetékkel van összekapcsolva. Az üzemanyagkút szénhidrogénekkal szennyezett területére mindhárom felmérési lépcsőre (1. szűrővizsgálatra, 2. részletes állapotfelmérésre és a 3. technológiaválasztást és tervezést megalapozó dinamikus jellemzésre) bemutatjuk a kidolgozott szempontrendszert, amely megadja, hogy milyen problémára, milyen tesztgyűttessel kapható meg a lehető legjobb válasz. (Az eredményeket részletesen a 10. TANULMÁNY-ban adjuk meg.)

A volt üzemanyagöltő állomás területének összefoglaló kockázatszemponitú jellemzése

Jellemző folyamatok:

- növekvő mozgékonyág és biológiai hozzáférhetőség
- terjedés talajvízzel

Területhasználat: mezőgazdasági (szántó)

Expozíciós utak:

- talaj felporzása következtében porszemcsék lenyelése és belégzése
- talajvízzel.

Az első durva felmérés alapján a Kutrica major üzemanyag tároló-kiszolgáló létesítményei környezetében a talaj szénhidrogénnel (főként dízelolaj) szennyezett. Az olaj több évtizede folyó manipulálása - lefejtése, tárolása, kiszolgálása - miatt az elcsöpögésből adódóan jelentős a felszíni (0,5-0,8 m mély) talajréteg elszennyeződése. A szennyezés gócpontja a földalatti tartály és szerelvényei, valamint az üzemanyagkút.

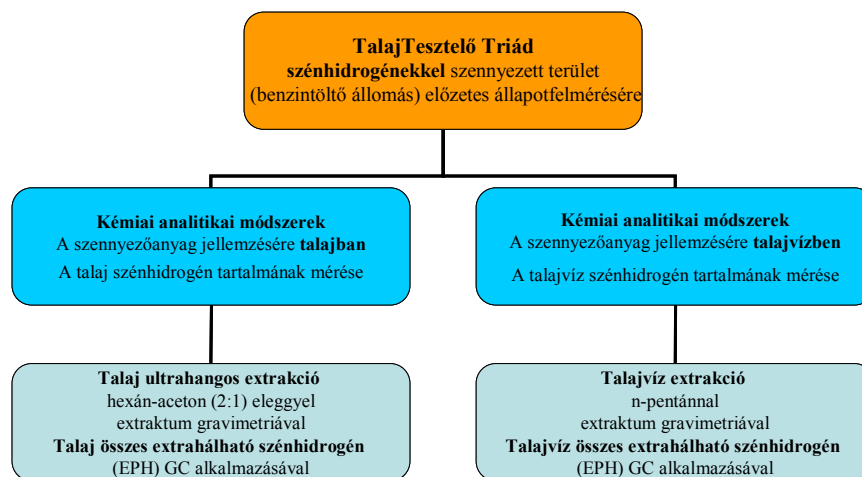


4. kép. A feltárógödör rétegei

⇐ 3. kép. A feltárógödör

A helyszínen mélyített feltárógödör (3–4. kép) a következő jellegzetességeket mutatta: a felső néhány cm termőtalajhoz hasonló réteg, alatta kemény, olajjal átítatott, jellegzetes rétegződést mutató képződmény található. A kemény összeállt réteg alatt 20 cm vastag homok található, nem tűnik nagyon szennyezettnek, alatta 55 cm salakos réteg, kevés agyag-betelepüléssel. A salakos réteg kis sűrűségű, erősen olajszagú. A salakos réteg alatt agyagos talaj, érzékszervi vizsgálat alapján szennyezettnek tűnt.

A terület felmérésének első szakaszában, a *szűrővizsgálat* során az üzemanyagkút és földalatti tartály környezetében a szennyezés mértékének, összetételének és kiterjedésének meghatározása, valamint a vizsgált terület kísérleti hasznosíthatóságának eldöntése céljából 8 db talajfúrást mélyítettünk. Minden fúrásból vettünk talajvízmintát. A talaj és talajvízmintákból extrahálható szénhidrogéntartalmat határoztunk meg gázkromatográfiával (GC). Az alkalmazott metodikát mutatja a 9. ábra.



9. ábra. A szénhidrogénnel szennyezett terület előzetes állapotfelmérésére alkalmazott módszeregyüttes

A terület főbb szennyezettségi adatai az előzetes felmérés alapján a következők:

- A szennyezőanyag: szénhidrogének, elsősorban dízelolaj és motorolaj
- A szennyezőanyag koncentrációja a talajban: 3 000–28 800 mg/kg
- A szennyezőanyag koncentrációja talajvízben: 0,1–36,8 mg/l
- A szennyezett felszíni talajréteg: 200 m², 0,5 méteres rétegben, azaz 100 m³
- A talajvízen úszó szénhidrogén-fázis kiterjedése: 50–80 m²
- A talajvízen úszó szénhidrogén fázis mennyisége: kb. 8 m³.

Konkrét mérési adatok álltak rendelkezésünkre a szennyezőanyag talajban és talajvízben mért koncentrációjára, ezért a kockázatfelmérés első lépcsőjében ezeket az adatokat, illetve a hatályos talajra, és talajvízre vonatkozó határértékeket alkalmaztuk közvetlenül a kockázati tényező (RQ) kiszámításához. A fentiekkel összhangban a talajra vonatkozó szennyezettségi határérték: 3000 mg/kg (összes petróleum szénhidrogén (TPH) mg/kg); a talajvízre vonatkozó szennyezettségi határérték: 1000 µg/l (összes petróleum szénhidrogén (TPH) µg/l).

A kockázati tényező (RQ), a mért koncentráció értékek és a határértékek figyelembe vételével (peszsimista becsléssel):

$$RQ_{\text{talajvíz}} = \frac{PEC_{\text{talajvíz}}}{PNEC_{\text{talajvíz}}} = 36,8 \quad (0,1-36,8) \quad \text{IGEN NAGY KOCKÁZAT}$$

$$RQ_{\text{talaj}} = \frac{PEC_{\text{talaj}}}{PNEC_{\text{talaj}}} = 9,5 \quad (1-9,6) \quad \text{NAGY KOCKÁZAT}$$

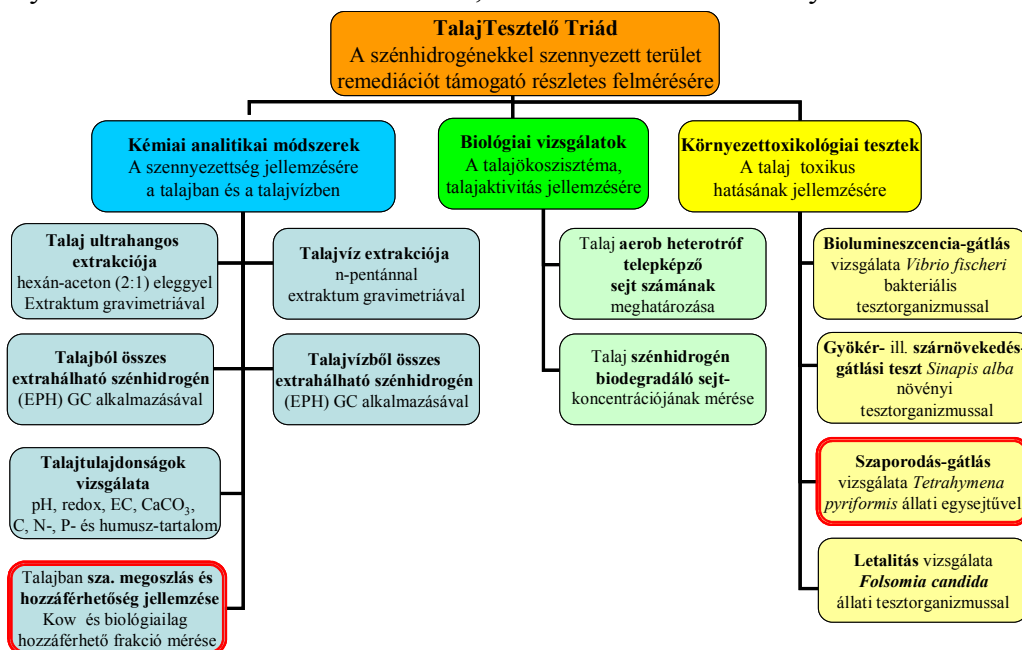
RQ (kockázati tényező) értékek alapján tehát a talajban és a talajvízben a szennyező szénhidrogének veszélyességi szintje igen magas. Mivel mindkét esetben meghaladta a kockázati tényező értéke az RQ=1 kritikus értéket, további helyszíni mérésekkel finomítottuk a kockázatfelmérést.

A további kockázatfelmérési lépcső(k)ben a kutatás-fejlesztési munka során kidolgozott metodika alkalmazásával pontosítottuk a kockázatfelmérést a modellterületen, figyelembe véve a megoszlásokat, a biológiai hozzáférhetőséget, a biodegradációt és a helyszínspecifikus toxicitást.

4.2.2.2. Kaba, benzintöltő-állomás szénhidrogénnel szennyezett területének részletes kockázatfelmérése

Szennyezett területek **részletes felmérésekor** általában azonos hangsúlyt kapnak a fizikai-kémiai vizsgálatok, a talaj biológiai jellemzői és a toxicitás. Kiegészítik egymást, információt adnak a szennyezőanyag minőségéről és mennyiségéről, a talaj állapotáról, aktivitásáról, a szennyezőanyag megoszlásáról, hozzáférhetőségéről, biodegradálhatóságáról és toxicitásáról.

A második felmérési lépcsőben alkalmazott metodikát bővítettük a szennyezőanyag megoszlási tulajdonságainak (Kow) és hozzáférhetőségének jellemzésével, illetve a szennyezett talajok káros hatásának vizsgálatát kiegészítettük a LOKKOCK pályázat keretében kifejlesztett új, állati egysejtű alkalmazó direkt kontakt környezettotoxicológiai eljárással, *Tetrahymena pyriformis* szaporodásgátlási teszttel (I. Munkaszakasz szakmai jelentés) (10. ábra). Ezen eredmények figyelembevételével pontosítottuk a szennyezett területre kockázatfelmérést, a számított kockázati tényező értékét.



10. ábra. A szénhidrogénnel szennyezett terület részletes állapotfelmérésére alkalmazott módszeregyüttes

A részletes felmérés kémiai eredményei (az extraktumtartalom és a gázkromatográfiás módszerrel meghatározott EPH tartalom) közötti eltérés érdekes jellegzetességeket és heterogenitást mutatott. A kémiai eredmények egyértelműen azt mutatták, hogy főként dízelolaj van jelen, de a felszínen és a mélyebb rétegekben található szennyeződés nem dízelolajtól származik (motorolaj). A tartályból származó szennyezőanyag viszont dízelolaj. A biológiai eredmények (a sejtszámok) aktívan működő talajra utaltak. A szénhidrogénbontó baktériumok jelenléte arányos volt a szennyezettség mértékével és abszolút értékben is nagy volt, tehát a szénhidrogén-biodegradáció természetes feltételei adottak voltak a területen.

Talajban kémiai analízissel meghatározott EPH-tartalom értékek bizonytalanabbak, mint a talaj-vízben mért értékek. Ezért a kockázatfelmérést finomítottuk a szennyezőanyag megoszlásának figyelembe vételével. A részletes felmérés során, a talajvízben mért maximális koncentráció értékből ($10\ 700\ \mu\text{g/l}$) számoltunk vissza a talajban levő szénhidrogén koncentrációra $\text{PEC}_{\text{talaj}} = \text{Koc} \times \text{foc} \times \text{PEC}_{\text{víz}}$ egyenlet, illetve $\text{Kp} = \text{Koc} \times \text{foc}$ összefüggés, valamint a kidolgozott Kow mérési módszerrel meghatározott oktanol-víz megoszlási hányados segítségével.

Kp : talaj-víz megoszlási hányados [l/kg]

Koc : szerves széntartalom szerinti megoszlási hányados

foc : szerves szén frakció a talajban

A kidolgozott Kow meghatározási módszert alkalmazva a dízelolajra meghatározott $\log \text{Kow} = 5,0$ volt. (Lásd I. részletes szakmai jelentés). A mért Kow érték segítségével határoztuk meg a szennyezőanyag talaj-víz megoszlási hányadosát, Kp -t Kutricamajor talajára mért szerves szénhányad ($\text{foc} = 0,024$) figyelembevételével. A szennyezőanyag talaj-víz megoszlási hányadosa: $\text{Kp} = 978\ \text{l/kg}$ volt a mérési eredmények alapján. Ebből számítva a $\text{PEC}_{\text{talaj}}$ érték = $10\ 465\ \text{mg/kg}$ volt.

A szerves szennyezőanyag megoszlását figyelembe véve az új, finomított kockázati tényező értéke:

$$\text{RQ}_{\text{talaj}} = \frac{\text{PEC}_{\text{talaj}}}{\text{PNEC}_{\text{talaj}}} = 3,5 \quad \text{NAGY KOCKÁZAT}$$

Ez az érték csaknem harmada az első közelítő számítással meghatározott RQ értéknek. Azaz a durva felmérés során túlbecsültük a kockázatot a talajban.

Az ökoszisztéma kockázatát a talaj direkt kontakt tesztelésével kapott eredményekből vezettük le. A három trófikus szintről származó – bakteriális, növényi és állati - tesztorganizmusokkal végzett környezettoxikológiai tesztek eredményei legtöbb esetben csak enyhe toxicitást mutattak a szennyezett talajra. Ennek alapján a talajban mért szennyezőanyag nagy része, a kémiai analízissel meghatározott nagy EPH koncentrációk ellenére, nincs biológiailag hozzáférhető formában.

Az ökoszisztéma kockázatát jellemző RQ értéket a talaj hígítási sorának egyes tagjaira mért a gátló hatás adatokból határoztuk meg a 4.2.1.2. szakaszban bemutatott módon.

A *Vibrio fischeri* biolumineszcencia-gátlási teszt alapján a szennyezett talajra

$$\text{RQ}_{\text{Vf}} = 2,4 \quad \text{NAGY KOCKÁZAT}$$

A *Sinapis alba* gyökér- ill. szárnövekedés-gátlási teszt alapján a szennyezett talajra

$$\text{RQ}_{\text{Sa}} = 2,5 \quad \text{NAGY KOCKÁZAT}$$

Ezek az eredmények is tükrözik, hogy ha a helyszínspecifikus jellemzőket (pl. toxicitási adatok) is tekintetbe vesszük kiküszöbölhetők az előzetes kockázatfelmérés pontatlanságai.

4.2.2.3. Szénhidrogénekkal szennyezett terület remediáció tervezését támogató felmérése

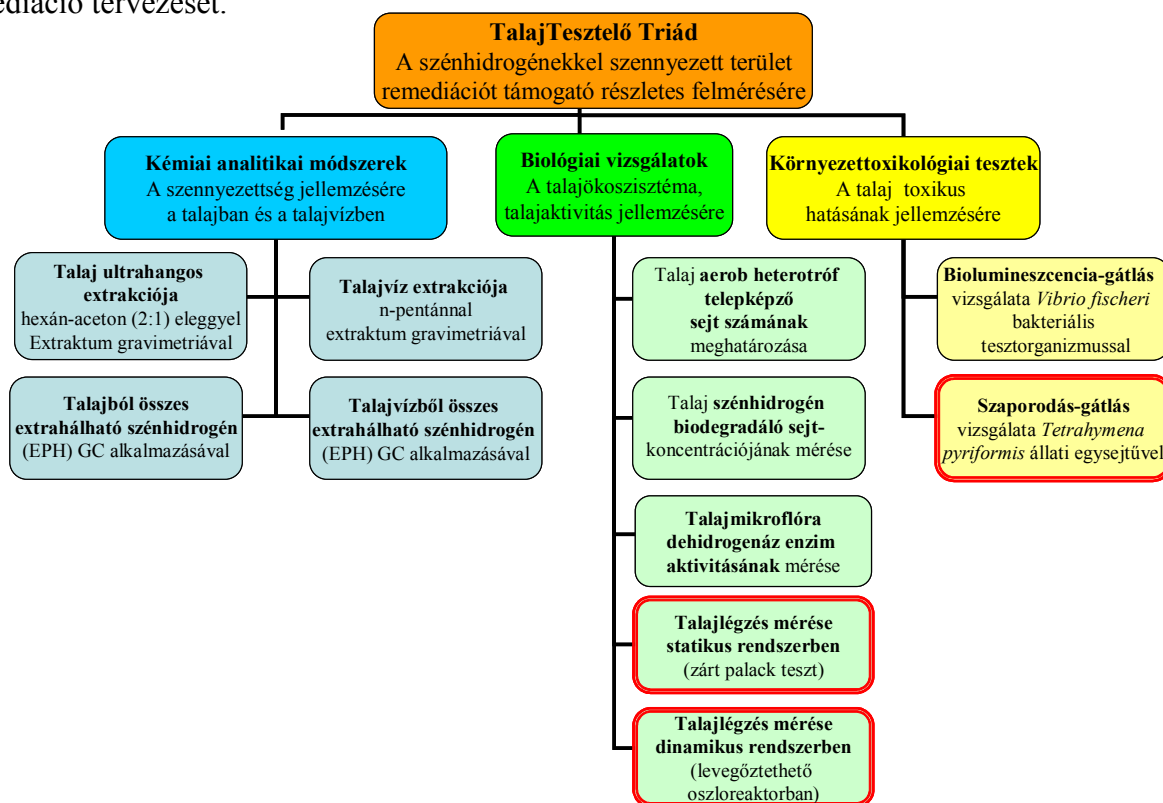
A harmadik, a **remediációt támogató és megalapozó felmérési lépcsőben** fő célunk a biotechnológia alkalmazhatóságának vizsgálata volt a szennyezett terület talajára. Ahhoz, hogy a talaj élővilágának működését saját hasznunkra fordítsuk, ismerni és beavatkozni kell tudnunk a talajban folyó biológiai átalakításokba, biodegradációs és bioakkumulációs folyamatokba. Ezt a mérnöki tevékenységet támogatja az a módszeregyüttes, amit kimondottan a bioremediációval kezelhető talajok felmérésénél követünk.

A TalajTesztelőTriád talaj bioremediációban történő hasznosítása során a fő hangsúly a talajban élő mikroflóra, a biotechnológia központi magvát alkotó "cell factory" vizsgálatára helyeződik. A mikroflóra mennyisége, minősége, aktivitásai, légzése egyértelműen jellemzik a potenciális és a folyó bioremediációs tevékenységet.

Ehhez kiegészítésként szükségesek a kémiai analitikai eredmények, melyek a szennyezőanyag oldaláról is bizonyítják a folyamatok hasznosságát. Az ökotoxikológiai mérések a talaj ellenőrzését szolgálják, esetenként a szennyezőanyag hozzáférhetőségét jellemezhetik.

A talaj kezelését szolgáló biotechnológiák esetében tehát a biológiai dominanciával jellemezhető 3T módszeregyüttes használandó a bioremediáció minden szakaszában, az előzetes kísérletekhez, a modellkísérletekhez, a mikrokozmoszokhoz, a szabadföldi technológia monitoringjához. A biológiai jellemzéshez képest a monitoring során akkor nő a fiziko-kémiai vizsgálatok jelentősége, ha a biológiai tevékenységet magát (pl. légzésmérés) vagy annak eredményét (szennyezőanyag csökkenés, pH változás) viszonylag egyszerű fizikai-kémiai analitikai eljárással tudjuk követni.

Mindezek figyelembevételével a harmadik – remediációt megalapozó – lépcsőben a talaj mikroflórájának működésén, aktiválhatóságán volt a hangsúly. Kevesebb kémiai analitikai és környezettokológiai módszer mellett módszeregyüttesünket több talajaktivitás jellemzésére szolgáló eljárással egészítettük ki. Ezek közül - költséghatékony céljából is - fontos szerepe van a talajlégzés dinamikus mérésének, mely jellemzi a mikroflóra aktivitását, aktiválhatóságát ugyanakkor a módszer alkalmazásával választ kapunk a technológiai paraméterek változtatásának hatására is (11. ábra). (A talajlégzés mérését, a kutatócsoportunk által kifejlesztett oszlopreaktoros átlevégőztethető rendszerben a kutatás előző fázisaiban is alkalmaztuk és teszteltük biotechnológiát megalapozó mikrokozmosz kísérletekben.) Így a dinamikus talajlégzés vizsgálatával kiegészített metodikánk a felmérés harmadik lépcsőjében, egyszerre költséghatékonyan és információhatékonyan támogatta a remediáció tervezését.



11. ábra. A szénhidrogénnel szennyezett terület remediációt megalapozó felmérése alkalmazott módszeregyüttes

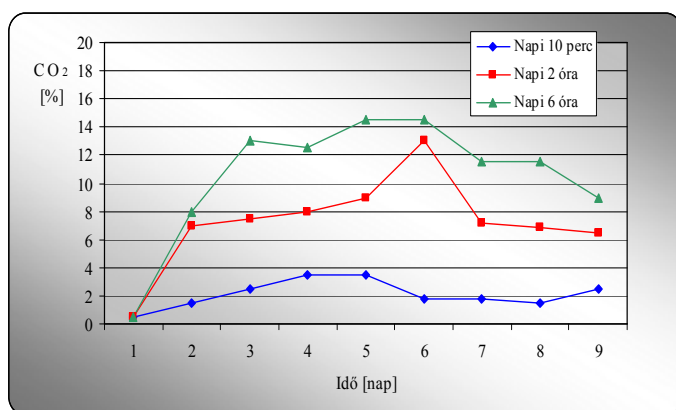
A szerves szennyezőanyagok a talajba kerülve felborítják a kialakult kvázi egyensúlyt. A talajban lezajló fizikai, kémiai és biológiai folyamatok megváltoznak, melynek során beindul a szénhidrogént hasznosítani képes mikroorganizmusok szelekciója és feldúsulása a szennyezőanyag környezetében.

A részletes felmérés biológiai eredményei (aerob heterotróf és szénhidrogénbontó sejtszámok) aktívan működő talajra utaltak. Az aerob heterotróf sejtszám értéke a talajban $2-60 \cdot 10^7$ sejt/g talaj között változott; emellett $1-75 \cdot 10^5$ sejt/g talaj speciális szénhidrogénbontó sejtkoncentráció értékeket mértünk. A szénhidrogénbontó mikroorganizmusok nagy száma jelezte, hogy a természetes biodegradációra alapozott technológia feltételei adóttak a területen.

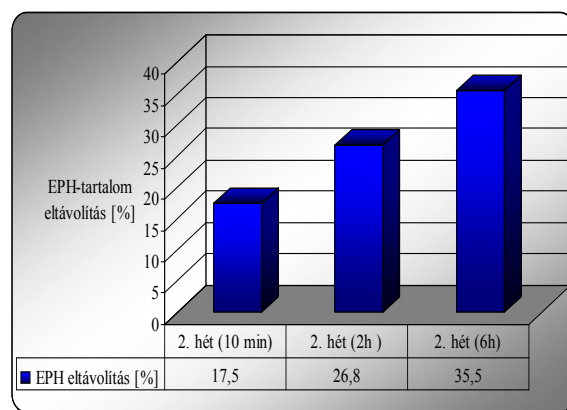
Számos esetben, ahol kemény „záró” réteg van a talajban, fő limitáló faktor a biodegradációhoz nélkülözhetetlen oxigén hiánya. Kutricamajorban a felszín alatti 20-50 cm között kemény agyagos homokkő helyezkedik el, mely záró réteget képez a talajban. Megfelelő környezeti feltételek biztosításával azonban növelhető a biodegradáció határfoka. Laboratóriumi mikrokozmosz kísérletekben, levegőztethető oszlopreaktorban a talajlégzés dinamikus mérésével tanulmányoztuk, hogy a szennyezett területen képes-e a helyi mikroflóra a szennyezőanyag bontására. Technológiai kísérletekben vizsgáltuk, hogy levegőztetéssel növelhető-e a mikroflóra aktivitása, és így intenzifikálható-e a szennyezőanyag biodegradációja.

A laboratóriumi mikrokozmosz kísérleteket Kutrica majorból származó, 18 300 mg/kg koncentrációban szennyezett talajjal végeztük. A 2 hét időtartamú, rövidtávú kísérleteket 25 °C-on, háromfázisú talajjal töltött, folyamatosan levegőztethető reaktorban folytattuk, 500-500 g szennyezett talajjal. Az egyes reaktorokat meghatározott ideig (10 perc, 2 óra és 6 óra) levegőztettük naponta. Mivel a szénhidrogén biológiai bontásakor a talaj N és a P tartalma is jelentősen csökken (beépül a felszaporodó mikroorganizmusokba), emiatt a kísérlet kezdetétől kiegészítő N-, P-forrásként tápsókat adagoltunk a reaktorba töltött talajokhoz. A mikrobák által termelt CO₂ mennyiségét folyamatosan mértük a kísérlet során. A reaktorokból vett talajmintákat a kezdeti időpontban és 2 hét elteltével, a végpontban kémiai analitikai és biológiai módszerekkel vizsgáltuk. A kísérlet során a CO₂-tartalom változása a 12. ábrán, a százalékos szennyezőanyag-eltávolítás a 13. ábrán látható.

Az intenzívebben levegőztetett talajokban meredek növekedés tapasztalható a CO₂ termelésben, a napi 6 órás levegőztetés nagyobb CO₂ termelési szintet eredményez, később ez a különbség csökken. Azokban a reaktorokban, ahol naponta 2 illetve 6 órán folyt a levegőztetés, a szénhidrogén-bontás előrehaladottabb állapotban van, mint a napi 10 percig levegőztetett talajban. A CO₂-termelés csökkenése figyelhető meg a 6. naptól, mely valószínűleg a maradék szénhidrogén-összetétel változásának, a csökkenő biodegradációnak a következménye. Újabb adaptációs periódusra lehet szükség a maradék szennyezőanyag további degradációjához.



12. ábra. A levegőztetés hatása a CO₂ termelésre laboratóriumi kísérletben

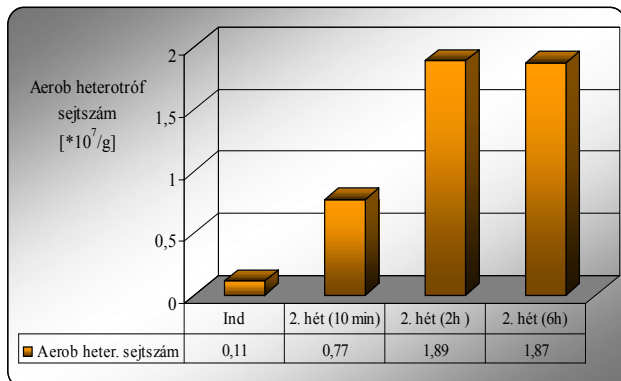


13. ábra. EPH-eltávolítás [%] a talajokban

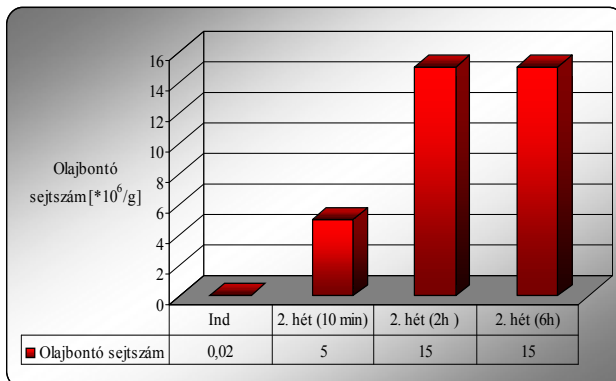
A szénhidrogén-eltávolítás a levegőztetés mértékének növelésével nő, a napi 6 órás levegőztetés hatására a legnagyobb mértékű (18 300-ról 11 800 mg/kg-ra csökkent, ez 35,5 %-s eltávolítás), viszont már a napi 10 perces levegőztetés is felgyorsította a biodegradációt (18 300-ról 15 100 mg/kg-ra, 17,5 %-s eltávolítás). Napi 6 órás levegőztetés csupán kétszer annyi EPH-fogyást eredményezett a két hét alatt, mint a napi 10 perces. A napi 2 órás levegőztetés hatására az EPH 18 300-ról 13 400 mg/kg-ra csökkent (26,8 %-s eltávolítás). Tehát kezdetben a levegőztetés mértéke nagy befolyást gyakorol a biodegradációra.

A kapott eredmények egyértelműen arra utaltak, hogy a helyi mikroflóra biodegradációs képessége javítható a levegőztetés mértékének növelésével.

A két hét után mért aerob heterotróf telepképző sejtek koncentrációját a talajokban 14. ábra, az olajbontó sejtkoncentrációt a 15. ábra mutatja.



14. ábra. Aerob heterotróf sejtkoncentráció

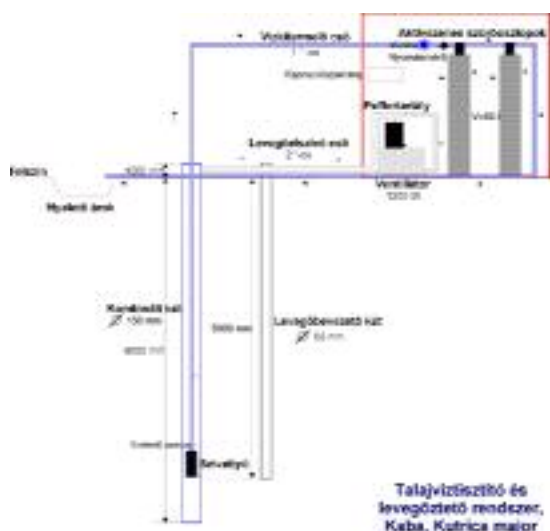


15. ábra. Olajbontó sejtkoncentráció

A két hetes levegőztetés hatására mind az aerob heterotróf, mind a szénhidrogénbontó sejtkoncentráció nagymértékben növekedett a talajokban. A napi 10 perces levegőztetés hatására két nagyságrenddel, a napi 2 illetve 6 órán át levegőztetett talajokban közel három nagyságrenddel nőtt meg az olajbontásra képes sejtek koncentrációja. Ez is bizonyítja, hogy a talajökoszisztéma adaptálódott a szennyezőanyaghoz, a levegőztetés serkentette a helyi mikroflórát, melynek ezáltal nőtt a szennyezőanyag lebontó kapacitása.

A terület részletes és remediációt támogató felmérése és a szóbajövő technológiák számbavétele és átgondolása után a terület talajában folyó természetes biodegradáció intenzifikálására három technológia komplex együttesét találtuk a legalkalmasabbnak (16. ábra.)

- A felúszó olajréteg eltávolítása lefölezéssel vagy kiszivattyúzás utáni fázis-szétválasztással
- Talajvízszint süllyesztés, a talajvíz *ex situ* fizikai-kémiai kezelése
- A talaj telítetlen zónájának bioventillációja, tápanyagpótlással és szükség esetén hozzáférhetőség-növelő adalékkal
- A talaj telítetlen zónájának időszakos átmosása RAMEB tartalmú vízzel
- A talaj felszíni rétegének bioremediációja agrotechnikai eljárások igénybevételével.



16. ábra. Folyamatábra az alkalmazott technológiáról és a kombinált kút a modellterületen

5. A LOKKOCK projekt összefoglaló értékelése

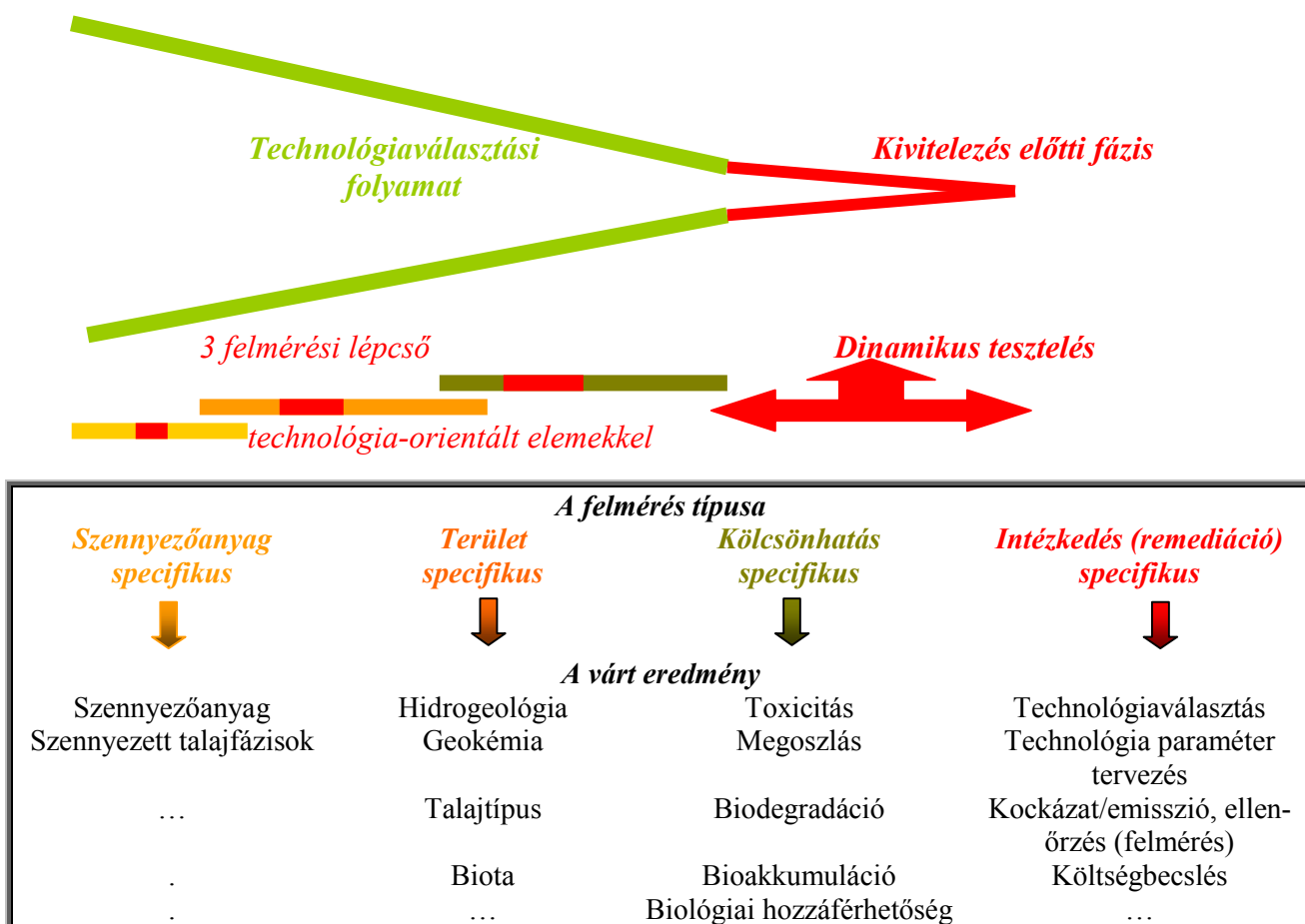
5.1. A LOKKOCK kutatás-fejlesztési munka legfőbb eredményei

1. A szennyezett talaj és szennyezett területek állapotfelméréséhez, monitoringjához és kockázatfelméréséhez szükséges új módszerek kidolgozása, melyek képesek mérni a szennyezőanyag talajfátisok közötti megoszlását, hozzáférhetőségét, biodegradálhatóságát és hatását.

2. *TalajTesztelő Triád* (TTT) koncepcióba tartozó *tesztegyüttesek* létrehozása, az újonnan kifejlesztett módszerek integrálása a módszeregyüttesekbe és a módszeregyüttesek alkalmazása tipikus helyszínspecifikus szennyezettségi, illetve remediálási esetekre, így szerves és szervetlen szennyezettség, ökoteknológián, biológiai módszeren, megoszláson alapuló remediációs technológiák előkészítésére, tervezésére, a kapcsolódó döntések meghozatalára.

3. Az új módszeregyüttesek és szemlélet alkalmazása helyszínspecifikus kockázatfelmérési esetekre. A kockázatalapú állapotfelmérés és remediáció alkalmazásának bemutatása egy toxikus fémekkel és egy szerves szennyezőanyaggal szennyezett területre. Az alkalmazás kontextusának megadása és hatásának előrejelzése a gazdaságosságra és a menedzsment hatékonyságára.

Problémától és céltól függően az új módszerek bevonásával kialakított módszeregyüttest lépcsőzetesen alkalmazzuk 1. *szűrővizsgálatra* (*screenelés*), 2. részletes *állapotfelmérésre* és a 3. *technológiát megalapozó* dinamikus jellemzésre. A módszeregyüttesek funkcionális osztályozását és a várt eredményt mutatja a következő ábra (17. ábra).



17. ábra. A módszeregyüttesek funkcionális osztályozását és a várt eredményt

A helyspecifikus jellemzőket is magában foglaló, megfelelően összeállított és alkalmazott tesztesyűtesekbe beépített új fizikai-kémiai, biológiai és környezettoxikológiai vizsgálati módszerek szolgálják és támogatják

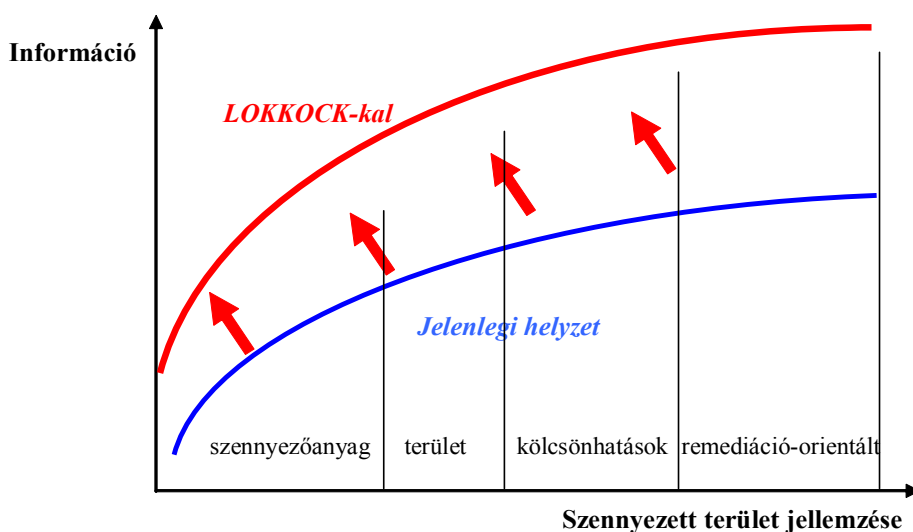
1. a **szennyezőanyag** dinamikus jellemzését: megoszlás, transzport, biodegradálhatóság, biológiai hozzáférhetőség,
2. a **talaj (a szennyezett terület)** jellemzését: fizikai-kémiai tulajdonságai, biológiai állapota stb.,
3. a (kölsön)hatás mérését, biológiai és toxikológiai tesztek a káros hatások jellemzésére és a
4. kockázatcsökkentő intézkedéseket (technológiaválasztás, remediáció tervezés stb.).

5.2. LOKKOCK és az EU STS

A munka időszerűségét, aktualitását jelzi, hogy EU által 2004-ben kidolgozott talajokra vonatkozó stratégiájában (STS – Soil Thematic Strategy), prioritást élvező és fejlesztendő menedzsment területek lefedik LOKKOCK fejlesztéseit és céljait:

1. a kockázatfelmérési koncepciók harmonizálása,
2. olyan lépcsőzetes kockázatfelmérés, mely a döntéseket valóban a szükséges információkkal támogatja, ez azt jelenti, hogy a döntéseket befolyásoló mérőszámok, pl. kockázati érték meghatározásához szükséges adatokat szerezzük be, mérjük meg, ne pedig valamiféle hagyomány alapján berögzülteket,
3. módszerek fejlesztése a vegyi anyagok toxicitásának, ökotoxicitásának mérésére, a szennyezőanyag megoszlásának, biodegradációjának, egyáltalán környezetbeni sorsára vonatkozó információk mérésére.

A kidolgozott módszercsomagok mellett, hogy nagyban hozzájárulnak a szennyezett területek költség-hatékonyabb kockázatfelméréséhez, az ezt követő remediáció tervezését is támogatják. Így a javasolt metodikák (*toolboxok*) alkalmazása a szennyezett területek felmérésben, a kockázat jellemzésében segítik, és lényegesen lerövidíthetik a környezetirányításhoz kapcsolódó döntési folyamatokat. A LOKKOCK projekt során kidolgozott új módszerek komplex módszeregyűtesbe integrált alkalmazásával lehetőségünk nyílik arra, hogy lényegesen olcsóbb és kevesebb módszerrel, de ugyanolyan hatékonyan mérjük fel szennyezett területek kockázat (18. ábra).



18. ábra. LOKKOCK hatása a felmérés hatékonyságára (információ-hatékony és költség-hatékony)

5.3. A LOKKOCK projekt eredményeinek disszeminációja

A 3 éves LOKKOCK pályázat eredményeit mind az oktatásban, mind **publikációkban** hasznosítottuk (hasznosítjuk). A kutatás-fejlesztési munka során született publikációk listáját, és a főbb publikációk másolatát a [10. melléklet](#) tartalmazza. Tudományos eredményeinket számos hazai és nemzetközi konferencián ismertettük.

Nemzetközi folyóiratban, könyvben 11 tudományos cikket közöltünk 2007-ig, további 6 fog megjelenni 2008-ban a *Land Contamination & Reclamation* folyóiratban. Továbbá 5 publikált konferencia anyag, és 14 konferencia részvétel mutatja a született eredmények széleskörű terjesztését. A kutatási eredményekből 5 diplomamunka, 3 TDK dolgozat és 3 PhD. dolgozat készült.

A LOKKOCK projekt eredményei hasznosulnak az **oktatásban** is: két kidolgozott környezettoxikológiai módszert beépítünk a „*Környezeti mikrobiológia és biotechnológia*” laborgyakorlat új tematikájába. Az eredmények, a kidolgozott tesztyüttesek az M.Sc. szakon indult „*Környezettoxikológia*” tárgy oktatási anyagának is részét képezik.

Kapcsolatot alakítottunk ki a Jedlik Ányos Program **MOKKA projektjével**, azzal a készülő magyar és európai adatbázissal és döntéstámogató rendszerrel, mely a LOKKOCK-ban kidolgozott talajtesztelő módszereket egy dinamikus adatbázisba integrálja, ezáltal közismertté és minden szakember és érdeklődő számára elérhetővé teszi.

Kutatási együttműködést kezdtünk Prof. Dr. Wolfgang Sanddal, a **Duisburgi Egyetem Mikrobiológiai Tanszékének** vezetőjével az általuk környezeti mikrobiológiai célokra használt mikrok caloriméter LOKKOCK-ban való kipróbálása és alkalmazása érdekében.

Pályázunk az EU FP7 programjában a portugál **Universidade de Aveiro** Kémiai Intézetének kutatócsoportjával szennyezett területek felmérése témakörben (Dr. Sónia Rodrigues) továbbá a holland **TNO Kutatóintézettel** (Hans van Duine) szennyezett talajok remediációját megalapozó módszeregyüttesek témakörben.

Kutatási együttműködést kezdeményezett velünk Prof. Dr. Esmeralda Morillo, **Sevillai Agrobiológiai Kutatóintézetből**, hogy szennyezett talajok peszticidtartalmának biológiai hozzáférhetőségét és annak megnövelését tanulmányozzuk ciklodextrinek felhasználásával. Közös pályázatot is készítettünk a témában, mely nem nyert.

Kapcsolatba kerültünk az IWA (International Water Association), mely diffúz szennyezettség menedzsmentjével foglalkozó csoportja érdeklődést mutat a diffúz szennyezettség kockázatfelmérésére alkalmas integrált metodika iránt.

Beléptünk az európai **NICOLE** (Network for Industrially Contaminated Land in Europe) hálózatba, amely az ipari eredetű környezetszennyezettség menedzsmentjében alkalmazott új mérési és monitoring módszerekkel foglalkozik.