



BUDAPESTI MŰSZAKI ÉS GAZDASÁGTUDOMÁNYI EGYETEM  
MEZŐGAZDASÁGI KÉMIAI TECHNOLÓGIA TANSZÉK

**Nemzeti Kutatási és Fejlesztési Programok (NKFP) – 2001**

**Komplex és hatékony bioremediációs technológiák kifejlesztése  
szennyezett talajok kármentesítésére**

**3/002/2001**

## **TALAJ BIOREMEDIÁCIÓ OPTIMÁLÁSA**

### **V. Szakmai részjelentés**

*A projekt szakmai vezetője:* Prof. Dr. Szejtli József, ügyvezető igazgató  
(Cyclolab R&D Lab. Ltd.)

*Projektvezető BME részéről:* Dr. Gruiz Katalin, egyetemi docens  
(Budapesti Műszaki Egyetem, Mezőgazdasági Kémiai Technológia Tanszék)

A kutatási részjelentést összeállította: Dr. Gruiz Katalin

A kutatásokban részt vettek:

Dr. Gruiz Katalin, Ph. D., egyetemi docens  
Molnár Mónika, Ph. D. hallgató  
Sipter Emese, Ph.D. hallgató  
Szécsényi Nagy Zita, Ph.D. hallgató  
Leitgib Laura, Ph.D.hallgató  
Szőnyi Mónika, Ph.D. hallgató  
Fehérné Tolner Mária, üzemmérnök  
Vaszita Emese, kutató, geológus  
Dr. Siki Zoltán, Ph.D., egyetemi adjunktus  
Auerbach Rita diplomázó egyetemi hallgató  
és megbízott külső munkatársak.

Budapest, 2004. június. 20.

## 12/4 – Technológiai módszeregyüttes, az optimális biotechnológiához tartozó paraméterek kiválasztása

### 1. Általános áttekintés az *in situ* talajremediációban alkalmazható integrált megoldásokról: technológia-szempontrú állapotfelmérés, technológiai módszeregyüttesek, technológiai paraméterek, technológiamonitoring

#### Bevezetés

Az *in situ* technológiákat a reaktoros technológiákhoz hasonlóan tervezni és méretezni kell, azzal a különbséggel, hogy heterogén rendszert és fal nélküli reaktort (v.ö. Reaktorszemlélet) kell figyelembe venni. Az *in situ* talajremediációs technológiák általános tervezésének lépései így többletfeladatokkal és lépésekkel egészülnek ki.

Az *in situ* talajremediációs technológiák olyan technológiai és analitikai módszeregyüttest igényelnek, melynek megalkotásához nem szükségesek teljesen új eljárások; ismert elemeket, másutt már bevált módszereket kell helyes kombinációban alkalmazni. A helyes módszeregyüttes megalkotásához viszont tisztánlátás, multidiszciplináris tudás és helytálló interpretációt létrehozó készség, vagyis szakértelem szükséges. Ezért félnek sokan a gyakorlatban az *in situ* technológiák alkalmazásától, mert mechanikusan szeretnének dolgozni, gondolkodás nélkül, egy gépesített üzemhez hasonló, gépiesen kezelhető rendszert szeretnének létrehozni. Egy kényelmes rendszert. Véleményem szerint teljesen mechanikusan kezelhető rendszer sem a talajremediációban, sem a környezetvédelemben nem várható, hiszen ez ellentmondásban lenne azzal, hogy a környezet folyton változó élő rendszer, ökoszisztémák és emberek élőhelye, a talaj pedig élő anyag, melynek maroknyi mennyiségében élő mikroorganizmusok száma megegyezik a Föld lakosságáéval. A talajt sajnos még mindig holt anyagnak, fizikai elemnek tekintik beszűkült szemléletű szakmai (sajnos gyakran mérnöki) körök. Ezen mindenképpen változtatni kell, különösen akkor, ha a talajt *in situ*, eltávolítás nélkül, eredeti helyén kezeljük. A környezettel sosem leszünk képesek „jól bánni”, ha mechanikusan gondolkodunk, hiába növekszik az emberiség tudásanyaga és oldódik meg a mindenre kiterjedő jogi szabályozás. A környezetet meg kell értenünk, és a környezet és az ember ellentétes igényeinek igazságos mérlegelése után, testreszabott megoldásokat találni, ha csak lehet enyhe, további károkat nem okozó, természeteshez közel álló módszereket választani.

#### 1. Állapotfelmérés

Az egyik ilyen többletfeladat a kezelendő terület illetve talajtérfoghat felmérése, melynek ki kell terjednie a térbeli és időbeli eloszlásokra, a terület állapotából következő kockázatra és az *in situ* technológia alkalmazhatóságával kapcsolatos jellemzők felmérésére. Ehhez megfelelő terjedési modellt kell létrehozni és a helyspecifikus terjedést ennek segítségével előrejelezni. A terjedés alapján állapítjuk meg a szennyezett terület kockázatát és a célkockázatot. E kettő összevetéséből adódik a z alkalmazandó technológia konkrét feladata, a kockázatcsökkentés mértéke.

#### 2. Az *in situ* technológia-alkalmazás feltételei

A technológia-alkalmazásához kapcsolódó paraméterek egybeeshetnek az állapot,

illetve a kockázat felmérését célzó mért értékekkel, de gyakran többletfeladatot és technológusi szemszögből történő megítélést jelentenek. Ezek a vizsgálatok illetve mérendő paraméterek vonatkoznak a területre illetve a kezelendő térfogatra, a szennyezőanyagra és a technológiai paraméterekre.

3. Természetes biológiai folyamatok felmérése

Az állapotfelmérési feladatkör tovább bővül, ha biológiai eljárás választását tervezzük, tudniillik, akkor a szennyezettség és a terjedés felmérését ki kell egészíteni a biológiai folyamatot segítő vagy potenciálisan gátló jellemzők mérésével, például biodegradálhatóság és a biodegradáció intenzitása, biológiai kioldás, biológiai stabilizáció, stb. és ezen folyamatok intenzifikálásának lehetőségére)

4. Talajfázisok azonosítása

A technológus további feladata a kezelendő (szennyezett, elviselhetetlen kockázatot mutató) talajfázisok azonosítása és azok alkalmasint eltérő szennyezettségéből és célkockázatából adódó eltérő kezelési módok kiválasztása és integrált tervezése.

5. Talajfázisok szerinti technológiaegyüttesek

A talaj háromfázisú rendszer lévén (ehhez negyedikként járulhat a szennyezőanyag különálló fázisa, például talajvíz felszínén úszó olajlencse) a remediációs megoldás ritkán jelenthet egyetlen technológiát. Előfordulhat, hogy egyes szennyezőanyagok megoszlása extrém eltolódásokat mutat talajfázisonként, ezért elegendő a dominánsan szennyezett fázist kezelni, de ez ritka eset, a szennyezőanyagok legnagyobb része mindhárom fázist szennyezi és mindhárom fázishoz kötődik. A megoldás tehát vagy a teljes talaj (háromfázisú) kezelése vagy az egyes fázisok párhuzamos kezelése. Utóbbi előnye, hogy így mindegyik fázisra a számára optimális technológia alkalmazható.

6. Technológiamonitoring

Különleges követelmények elé állítja az *in situ* technológia tervezőjét és kivitelezőjét a technológiamonitoring. A folyamatok követésére és hű kép nyeresére alkalmas releváns és mérhető monitoring-paramétereket kell keresni. A szilárd fázis és a szennyezőanyag nagyfokú heterogenitása lehetetlenné teszi a teljes talajból vett minta analízise alapján történő technológia-követést, de még a talaj folyadék fázisánál is előfordulhatnak szennyezőanyag-lencsék felúszó és leülepedő különálló szennyezőanyag fázisok, melyek a vízből történő mintavétel és eredmények bizonytalanságát elviselhetetlen mértékűre növelik. A legmegbízhatóbb talajfázis a talajlevegő, melyből átlagminta vétele és folyamatos analízise megoldható, az interpretáció viszont nem mindig egyszerű, ezért a heterogenitások és transzportfolyamatok elfedő hatását magán hordozó folyadékfázis mégiscsak előnyre tesz szert, hiszen eredményeiből a talajvízre direkte a szilárd fázisra pedig egyszeres áttétel alapján lehet extrapolálni. A technológiamonitoringban ugyanúgy a TalajTesztelőTriád elv érvényesül, mint az állapot vagy kockázatfelmérés során.

7. A remediációs technológia környezeti kockázata

Végül, de nem utolsó sorban, a reaktoros technológiákhoz képest az *in situ* technológiáknál fokozott figyelmet kell fordítani a technológiát befogadó terület környezetének védelmére. Míg egy reaktoros technológia kibocsátása a betöltéshez és ürtetéshez kötődik, a technológia alkalmazása közben csak a nyílásokon távozhat a rendszerből szennyezőanyag vagy adalékanyag, addig az *in situ* technológiák mindvégig, minden oldalukkal, teljes felületükkel érintkeznek a környezettel, annak több elemével és fázisával is. A technológus feladata, hogy korlátozza, adott esetben nullára csökkentse a technológiából való kibocsátást egy olyan rendszerből, mely teljes felületével érintkezésben van a környezettel.

8. A kezelt talaj minősítése, a terület utómonitoringja  
A remediáción átesett talaj „meggyógyult”, de hogy mennyire azt a minősítő eljárások mondják meg és ettől függ a talaj jövőbeni használata is. Az *in situ* alkalmazott technológiák viszonylag nagy kockázata, a talaj belsejének „fekete doboz” volta miatt a terület utómonitoringja szintén nagy hangsúlyt kell kapjon. A helyes betekintést és interpretációt a TalajTesztelőTriád teszi lehetővé, annak is az a változata, amikor az környezettoxikológiai teszteken van a hangsúly.

## **2. Bioremediáció lépései konkrét szennyezett területen: Kaba, Kutricamajor**

Fenti témakörök részletes, de általános ismertetése után a megoldást végigvezetjük egy konkrét eset, a Kaba Kutricamajorban folyó intenzifikált bioremediáció példáján.

### **1. *In situ* kezelendő terület állapotfelmérése**

Egy szennyezett területe felmérése két célt szolgál. Az állapotfelmérés alapján állapítjuk meg a terület kockázatát, melyet a célkockázathoz hasonlítva konkretizálódik a feladat. A felmérés másik szempontja az alkalmazandó technológia. A kezelendő közegnek a technológiát befolyásoló, a technológia tervezését megalapozó jellemzésre is szükség van. Ez a két dolog gyakran egybevágh (a talaj átteresztőképesége mind a terjedés, mind a technológia, például vízszivattyúzás, bioventilláció) szempontjából szükséges lehet, de vannak speciális paraméterek, melyek a technológia alkalmazásának feltételei: pl. homogenitás, biológiai aktivitás, toxicitás hiánya, stb.

A szennyezettség felmérésénél figyelembe kell vennünk, a fizikai-kémiai módszerek korlátait (csak arról van eredmény, amit beveszünk a mérési programba, kölcsönhatásokat nem integrálja, stb., v. ö. módszeregyüttes) és melléjük tenni a hatások vizsgálati eredményeit. A fizikai-kémiai-biológiai-ökotoxikológiai integrált módszeregyüttes (TalajTesztelőTriád) fog helyes képet adni a terület szennyezettségéből adódó környezeti kockázatáról. A Triád alkalmazása minden szennyezettség-felméréskor szükséges.

A szennyezőanyag terjedésének modellezését az integrált metodikával kapott eredmények alapján fogjuk végezni, figyelembe véve a hatásokat, a biológiai folyamatok és átalakulások feltételeit és lehetőségeit is.

A sikeres *in situ* remediáció kétféleképpen oldható meg: az egyik lehetőség, hogy a szennyezett térfogatot fekete dobozként kezeljük, a másik, hogy tökéletesen leképezzük a belsejét, „röntgenfelvételt” készítünk róla., ily módon egy „hasonmás modellt” nyerünk. Utóbbit általában csak modellezéssel tudjuk megoldani, mérésekkel validált modellekkel jó eredményt érhetünk el.

A „fekete doboz” megoldás akkor használható jól, ha van olyan mérhető kimenő jel, például a kiszivattyúzott víz vagy levegő szennyezettsége vagy benne mérhető megbízható indikátor, mint a széndioxid vagy az oxigén, esetleg más kémiai vagy biológiai végtermék. Ilyenkor a technológiai paraméterek változtatásának hatását a kimenő jelre, folyamatosan mérhetjük, és mindaddig változtatjuk a paramétereket, amíg maximális vagy optimális kimenő jelet nem kapunk. Ez nemcsak a technológiai paraméterek beállításának metodikáját jelenti, hanem a szabályozás alapját is.

A „hasonmás modellre”, a szennyezett talajtérfogat tökéletes leképezésre olyankor van szükség, amikor nincs alkalmas kimenő jel, vagy a „fekete dobozunk” folyamatosan változik,

váratlan és gyors átalakulásokra számíthatunk. Ilyen például a szennyezett kétfázisú talaj, amikor a szennyezettség talajvízáramlással gyorsan terjedhet, vagy a talajvízen úszó olajlencse, vagy a függőlegesen lefele mozgó, víznél nehezebb szennyezőanyag esete.

A talaj jellemzése során azonos fontossággal bírnak a fizikai-kémiai vizsgálatok, a talaj biológiai jellemzői és toxicitása. Kiegészítik egymást, információt adnak a szennyezőanyag minőségéről és mennyiségéről, a talaj állapotáról, életképességéről, aktivitásáról, a szennyezőanyag hatásáról és hozzáférhetőségéről, biodegradálhatóságáról és a módszeregyüttes segítségével modellezhető a talaj külső behatásokra adott válasza is.

## **2. A remediációs technológia alkalmazhatóságának megítélését célzó vizsgálatok**

A technológia-alkalmazásához kapcsolódó paraméterek egybeeshetnek az állapot, illetve a kockázat felmérését célzó mért értékekkel, de gyakran többletfeladatot és technológusi szemszögből történő megítélést jelentenek. Ezek közül legfontosabb a terület, illetve szennyezett talajtérfogot homogenitása, helyesebben heterogenitása, a szennyezőanyag megoszlása a talajfázisok között, mobilizálhatósága, biodegradálhatósága. A szennyezőanyagra vonatkozó jellemzők esetében nem csak az azonosított szennyezőanyagok adatbázisokban található értékeire kell támaszkodni, hanem helyszínspecifikus mérési eredményekre, hiszen a szennyezőanyagok szinte mindig keverék formában fordulnak elő, és eltekintve e teljesen friss szennyeződésektől, egy sor fizikai, kémiai és biológiai változáson mentek keresztül a talajban, tehát nagymértékben eltérhetnek a tiszta vegyületek adatbázisokban fellelhető tulajdonságaitól. A talajjal kapcsolatban annak átlevégőztethetősége, vízadóképesége, víztartóképesége, a redoxviszonyok, tápanyagellátottság, stb. Külön csoportot képeznek azok a vizsgálatok, amelyek a szennyezett terület és a környező területek szennyeződésre való érzékenységének jellemzését szolgálják. Ezek ismeretére azért van szükség, mert mind a szennyezett terület, mind az *in situ* alkalmazott technológia folyamatosan veszélyezteti ezeket a területeket. Ezt a kockázatot a területhasználatok ismeretében és függvényében korlátozni kell, mind a remediációt megelőzően, mind alkalmazása közben.

## **3. Természetes folyamatok az *in situ* bioremediációval kezelendő talajban**

A talaj saját biológiai folyamatain alapuló technológia alkalmazása esetében a felmérés iránya kettős. Szükség van a biológiai folyamat meglétének bizonyítására és jellemzésére. Lehetőleg fel kell mérni a szűk keresztmetszetet, hogy azt az alkalmazott intenzifikáló technológia kiküszöbölhesse. A biológiai folyamatot olyan szempontból is jellemezni kell, hogy az mennyire érzékeny a külső körülmények változására, stabilan jelen van-e és hosszútávon milyen irányt, irányokat vesz/vehet.

A biológiai folyamat jellemzésén kívül elengedhetetlen a környezeti paraméterek felmérése, azoké a körülményeké, melyek között a biológiai rendszernek működnie kell. Egyik legfontosabb ilyen paraméter a redoxpotenciál, de a kiegyensúlyozott tápanyagellátottság, a pH és ozmózisviszonyok szintén alapvetőek. A hőmérséklet, a nedvességtartalom. Nem elég az állapot rögzítése, annak időbeni kiterjedése is fontos.

Előfordul, hogy nem a talaj saját biológiai rendszerét, hanem mesterséges (kívülről bevitt) biológiai rendszert tervezünk alkalmazni, pl. mikrobiális oltóanyagot vagy tudatosan szelektált és manipulált növényeket, stb. Ilyenkor a célorganizmus vagy konzorcium igényeit is figyelembe kell venni és összhangba kell hozni a kívánatos saját biotával.

Leggyakrabban a mikrobiális biodegradációt használjuk fel szennyezőanyagok ártalmatlanítására, jelen kutatásban szereplő egyik demonstrációs területen is ilyen megoldást alkalmazunk. Ilyen esetben meg kell állapítani, hogy biodegradálható szennyezőanyagról van-e szó, hogy a helyi mikroflóra adaptálódott-e már a szennyezőanyaghoz, megtanulta-e, képessé vált-e annak bontására. Az anyag biodegradálhatósága nem mindig tudható meg adatbázisból, hiszen gyakran több éves, évtizedes, kontrollálatlan és már átalakult szennyezőanyagaink vannak, tehát biodegradálhatóságuk megbízhatóan csak kísérletesen tesztelhető. A helyspecifikus biodegradáció, a specifikus bontóképességű mikroorganizmusok megjelenése a biodegradáció megindulását illetve folyását bizonyítják. Itt megint a mikrokozmosz tesztek segíthetnek és a speci bontóképességű mikrobák kimutatását szolgáló szelektív és elektív tenyésztési módszerek.

A biodegradáció közti- és végtermékei nem mindig ártalmatlan vegyületek, bár a cél és szerencsés esetben (jól vezetett technológia esetében) a végtermék széndioxid és víz. Toxikus közti- és végtermékeke után elsősorban környezettokológiai tesztekkel kutathatunk, és aha ezek pozitívak, akkor célszerű a kémiai analitikai módszerekkel való azonosítás.

Szennyezett területek részletes felmérésekor és a technológia tervezése során általában azonos hangsúlyt kapnak a fizikai-kémiai vizsgálatok, a talaj biológiai jellemzői és toxicitása. Kiegészítik egymást, információt adnak a szennyezőanyag minőségéről és mennyiségéről, a talaj állapotáról, életképességéről, aktivitásáról, a szennyezőanyag hatásáról és hozzáférhetőségéről, biodegradálhatóságáról és modellezhető a talaj külső behatásokra adott válasza is.

A TalajTesztelőTriád talajbioremediációban 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.

#### **4. A szennyezett talajfázisok azonosítása**

A szennyezett talajfázisok azonosítása előtt fel kell mérni, eldönteni vagy átgondolni, hogy a szennyeződés 0 időpontjában mely talajfázisok szennyeződtek és abból kiindulva hogyan szennyeződött a többi. Nem mindegy ugyanis, hogy például a területre érkezett szennyezett talajvíztől szennyeződött-e meg a talaj szilárd fázisa, vagy fordítva a talaj szilárd fázisáról oldotta/mosta-e le a szennyezőanyagot a mozgó talajvíz. A szennyezőanyag megoszlásában ugyanis ritkán áll be egyensúly a talajban. Ha beállna az egyensúly, akkor majdnem mindegy lenne, mert a szennyezőanyag fázisok közötti megoszlását a megoszlási hányadosaik (gáz–folyadék és szilárd–folyadék, esetleg szilárd–gáz) szabnák meg. Az egyensúlyi megoszlási állapottól való nagyfokú eltérést tovább növelheti a szennyezőanyag külön fázisként való jelenléte. Egy talajvíz felszínén úszó olajlencse a talajvíz állandóan változó szintjétől függően friss vagy már szennyezett szilárd talajjal találkozhat, és szennyezheti azt. A helyzetet tovább bonyolítja, hogy egyes szennyezőanyagok különböző kémiai formákban lehetnek jelen, melyek fázisok közötti megoszlása is eltér. Gondoljunk arra a példára, amikor egy nehézfémrel szennyezett meddőközet kerül a környezetbe. Az atom- és molekulárcsba épült fémek ideig-óráig hozzáférhetetlen állapotúak, a szilárd fázishoz kovalensen kötöttek, de a közet mállása során egyre hozzáférhetőbbek, végül ionos formájúak lehetnek. A kovalensen kötött forma a szilárd fázis eróziója során terjed tovább, az ionos formát, viszont a víz viszi oldott állapotban. Ha ez a víz talajvíz, akkor nagy az esély arra,

hogy a nagy adszorpciós és ionmegkötő kapacitással rendelkező talaj kiszűri a talajvízből a nehézfémionokat, ezzel tisztítja a vizet, viszont szennyezett talajt, ráadásul mozgékony fémmel szennyezett talajt eredményez. A vízi ökoszisztéma mentesül, de a talajökoszisztéma nagyobb terhelést kap. A nehézfém toxicitása is megoszlik a fázisok között.

Tehát a szennyezett talajfázisok azonosítása után az egyes talajfázisok szennyezettségének mértékét és a tendenciózus folyamatokat kell megállapítani.

A szennyezőanyag fázisok közötti megoszlása technológia választás szempontjából is fontos információ. Ha a szennyezőanyag megoszlása egyik fázis felé erősen eltolódott, vagy eltolható, ez a tény technológia alapjául szolgálhat. A megoszlás mesterséges eltolása is hatékony remediációhoz vezethet, például a deszorpció, vagyis a szilárd fázisból a gázfázisba való átmenet melegítéssel, vagy a szorbeálódott fázis vízfázisba vitele emulgeálószerrel, szolubilizáló szerekkel vagy komplexképzőkkel. Fázisok közötti átmenetet okozhat a pH vagy a redoxpotenciál azáltal, hogy megváltoztatja a kémiai formát vagy az oxidációs fokot. A folyadékfázisból gázfázisba átmenetet a sztrippelés vagy kihajtás segítségével érhetjük el. Mind a mozgékonyabbá tétel és ezáltal a kevésbé sűrű fázisba való átmenet, mind pedig ennek ellentéte a a mozgékonyosság lecsökkentése, ezáltal a gáz>folyadék>szilárd fázisba való eltolódás lehet a remediáció alapja. Gyakran több folyamat kombinációja vezet a megoszlás megváltozásához, illetve e fázisváltáshoz: ilyen összetett fizikai-kémiai-biológiai átlakulási folyamat a biodegradáció, mely egyre kisebb, egyre mozgékonyabb termékek keletkezéséhez vezet, a végül széndioxid távozik a talajlevegőbe, abból pedig a légkörbe diffundál. Még bonyolultabb folyamat a talajban a humuszképződés, melyben a szerves vegyületek makromolekulákká növekedése, emiatt az oldható és mozgékony molekulák egyensúlyi rendszeréből kikerülő, immobilis termékek keletkezése.

A szerves vegyületek fázisok közötti megoszlása többnyire két fázis között történik, a gázfázis csak néhány kivételes esetben játszik szerepet (Hg, Cd). Annak ellenére, hogy csak két fázis közötti megoszlásról van szó, a kémiai formák sokfélesége és a kölcsönhatások nagy száma miatt a egyensúlyok eltolódása illetve mesterséges eltolása egy sor mérnöki alkalmazás alapjául szolgálhat. A mozgékonyabbá tétel és talajvízzel vagy mosófolyadékkal való eltávolítás inkább csak *ex situ* technológiák esetében válik használható technológiává, *in situ* mindössze a fitoextrakciónak van realitása a mobilizáló technológiák közül. A legtöbb *in situ* eljárás a fémek mozgékonyosságának drasztikus és irreverzibilis lecsökkentésén alapul. A legtükrétebb immobilizációs eljárás a fémek szilikátokba építése, a mállási folyamatok megfordításaként is értelmezhető molekula- vagy atomrácsba építéssel. Természetesen ehhez a mikroszintű immobilizáláshoz makroszintűnek is párosodnia kell, magyarul, biztosítani kell azt, hogy ez a fémtartalmú ásványi anyag fizikailag ne szállítódjék, ne eródálódjék vagy deflálódjék a területen. Tehát a kémiai stabilizálást fizikai (érdekes, hogy ezt a fizikai stabilitást leggyakrabban egy biológiai rendszer a növényzet képes biztosítani) stabilizálással kell majd kombinálni.

A szennyezőanyag mobilizációján alapuló technológiák az illó és vízoldható vegyi anyagokra, az immobilizációs technológiák általában a szorbeálódó, nem illó, nem vízoldható és nem is biodegradálható szennyezőanyagokra alkalmasak inkább.

## 5. Technológia-kombinációk

A szennyezőanyagok a talaj mindhárom fázisát szennyezik, azok között megoszlanak. Egyes szennyezőanyagok dominánsan egyik vagy másik fázisban vannak jelen, de vannak egyenletesen eloszló szennyezőanyagok, főleg a keverékek között (kőolaj,

kőolajszármazékok, benzin, pakura, dízelolaj, transzformátorolaj, oldószerek, PCB, PAH, stb.). Ebből adódóan a talaj két vagy három fázisát kell párhuzamosan kezelni.

Vannak olyan talajremediációs műveletek, amelyek a talaj valamennyi fázisát egyben kezelik, tehát teljes talajra alkalmasak és valamennyi fázisra hatásosak. Ilyen az aerob és az anaerob biodegradáció. Vannak viszont technológiák, amelyek csak egyetlen fázis kezelésére alkalmasak, ilyen a sztrippelés, amely csak a vízfázisban oldott gáz kihajtására alkalmas, vagy a termikus deszorpció, mely kimondottan a szilárd fázis megszabadítását célozza az adszorbeálódott szennyezőanyagoktól.

Ha a talaj mindhárom fázisa szennyezett és létezik a szennyezőanyagra alkalmas olyan módszer, például biodegradáció, mely mindhárom talajfázis kezelését (egyszerre) megoldja, akkor az ilyen típusú eljárás természetesen előnyt élvez.

Amennyiben a szennyezőanyag feldúsult valamelyik fázisban, akkor annak a fázis szempontjából leghatékonyabb kezelésre kell koncentrálni: pl. illó anyagok eltávolítására talajvízből sztrippeléssel. A gázfázis és a szilárdfázis kezelése kapcsolódó kiegészítő technológiákkal történik.

Gyakori, hogy ugyanazok a körülmények nem ideálisak a vízdoldható és az adszorbeált szennyezőanyagok ártalmatlanítására, ilyenkor szeparáljuk a vizet a talaj szilárd fázisától és talajvizet és a szilárd fázist két külön technológiával kezeljük. Egyik leggyakoribb példa erre, hogy a talajvízben oldott anyagot fakultatív anaerob mikroorganizmusokkal bontatjuk le alternatív légzési formákhoz szükséges adalékok (nitrát, szulfát) alkalmazásával, hiszen a talajvíz légköri levegővel való aerobbá tétele igen költséges lenne. Ugyanakkor viszont a talajvíz feletti háromfázisú talaj szilárd fázisára adszorbeálódott szennyezőanyagot aerob biodegradációval eltávolítjuk el, ehhez a háromfázisú talaj levegőztetésére, bioventillációra van szükség. Ez két párhuzamosan alkalmazott *in situ* technológiát jelent.

Népszerűbb megoldás, hogy a vizet kiszivattyúzzák (könnyen mozgatható fázis) és a felszínen kezelik aerob biodegradációval vagy más biológiai vagy fizikai-kémiai módszerrel. Ilyenkor egy *ex situ* talajvízkezelést egy *in situ* talaj szilárd fázis kezeléssel kombinálunk. További kombinációt jelenthet, hogy az *in situ* kezelés vonatkozhat a telítetlen talajra, de tartós vízszintsüllyesztéssel az eredetileg telített talajt is kezelhetjük aerob biodegradáción alapuló technológiával.

1. táblázat: Technológiakombinációk fázisok és a kezelés helyétől függően

|         |               | In situ     |          |                     |              |
|---------|---------------|-------------|----------|---------------------|--------------|
|         |               | Talajlevegő | Talajvíz | Talaj szilárd fázis | Teljes talaj |
| Ex situ | Talajlevegő   | +           | +        | +                   | +            |
|         | Talajvíz      | +           | +        | +                   | +            |
|         | Talaj szilárd | -           | +        | -                   | -            |
|         | Teljes talaj  | -           | +        | -                   | -            |

A technológiakombinációk tehát alapvetően kétfélek: fázisok szerint eltérőek és a kezelés helyétől függően eltérőek. A kombinációs mátrix természetesen nem teljes.

Az 1. táblázat értelmezését megkönnyíti a 6/4-es feladatpontban ismertetett „Reaktorszemlélet a talajremediációban” című összefoglaló. Az *in situ* végzett teljes talaj



vagy talaj szilárd fázis kezeléshez kapcsolódhat ex situ talajvíz és/vagy talajgáz kezelés. Ilyenkor a talajvíz és a talajlevegő nagyobb részét kiszivattyúzás után a felszínen kezeljük, ugyanakkor természetesen az in situ kezelés kihat a háromfázisú talajban lévő vízre és levegőre, valamint a vele érintkező egybefüggő vízrétegre is. In situ vagy ex situ vízkezelésre gyakran van szükség ex situ talajkezelés mellett, hiszen a szennyezett víz általában nagyobb térfogatot képvisel és hiába távolítjuk el a szennyezett háromfázisú talajt, a talajvíz szennyezettsége ezzel még megmarad. Az eltávolított talaj helyén maradó munkagödörben felgyűlő talajvizet *in situ* tavas vagy ex situ reaktoros kezelésnek vethetjük alá.

A fázisok és kezelések különféle kombinációira fentiekben néhány példát hoztunk, teljes körű áttekintést a 6/4 „Reaktorszemlélet a talajremediációban” című fejezetben kapunk ezekről a kombinációkról.

## 6. Technológiamonitoring

A bioremediáció monitoringja során a kémiai jellemzők és a talaj működésére a "cell factory" állapotára vonatkozó információknak egyensúlyban kell lenniük. A fizikai-kémiai vizsgálatok egy része a biológiai működés jellemzését és követését szolgálja (légzés, metabolitok). Az ökotoxikológiai tesztelés a technológia fő fázisban még kisebb jelentőségű, inkább csak a biztonságot szolgálja vagy felvilágosítást adhat a szennyezőanyag hozzáférhetőségéről. *In situ* technológiák esetében az ökotoxikológiai jelentősége nagyobbá válhat, ha szerepe a technológia kibocsátásának ellenőrzése. A remediáció befejező fázisában a talaj minősítését szolgálhatják.

A remediáció során végzett technológiamonitoring több szerepet is betölt:

1. Lehetővé teszi a technológia vezetését, optimumon való működtetését
2. A beavatkozások irányítását
3. A technológiából történő kibocsátás kontrollját
4. A technológia végértékének ellenőrzését, a kezelt talaj minősítését.

A fizikai-kémiai mérések nem csak a talaj és szennyezőanyag analízisét, de a cell factory működését mutató kémiai paraméterek mérését is szolgálják. Ezeknek a méréseknek főleg *in situ* alkalmazott technológiákban van különös jelentőségük, ahol a mintavétel a talaj szilárd fázisából nehézkes, emiatt a technológiamonitoring a gáz és folyadékfázis monitoringján keresztül oldódik meg.

A biológiai állapotot jellemző mutatók így a sejtszámok, a fajeloszlás, a légzés, az enzimaktivitások egyértelműen jelzik az átalakító tevékenységet végző mikroflóra állapotát, amely a technológia központi magva, amelynek optimális működéséről a technológusnak kell gondoskodnia a technológiai paraméterek beállításával. A biológiai állapot központba állításával juthatunk az optimális tápanyagellátottság, a levegőmennyiség, a talaj állaga, hőmérséklete, pH-ja stb. paraméterek értékekhez, melyeket aztán főleg fizikai-kémiai mérésekkel kontrollálunk.

A szennyezőanyagot, ahogy eddig mindig, kémiai koncentrációja vagy hatása alapján követhetjük. A szennyezőanyag hatása a remediáció vége fele kritikus, hiszen addigra már hatástalannak kellene lennie. Technológia folyamán is keletkezhetnek toxikus melléktermékek és ezek terjedése is kritikus lehet, pl. *in situ* technológiák során, ezért az ökotoxikológiai tesztelést a technológia folyamán a vegyi anyag természetétől függő mértékben a vége felé intenzívebben alkalmazzuk.

Ökotoxikológiai tesztekkel a toxikus szennyezőanyag biológiai hozzáférhetőségét is követhetjük, hiszen a hozzáférhetőség feltétele a bidegradációnak és előfordul, hogy limitáló tényező. Ha a technológia során a hozzáférhetőség limitálónak válik, akkor a technológus két

dolgot tehet: vagy gondoskodik a hozzáférhetőség növeléséről (tenzidek, ciklodextrinek, hőmérsékletnövelés alkalmazása), vagy ha egy biztonságos határon túl csökken a hozzáférhetőség, akkor ezt a csökkent állapotot stabilizálja (oxidatív körülmények, humuszképződés irányába eltolás)

## 7. A remediációs technológia környezeti kockázata

A reaktoros technológiákhoz képest az *in situ* technológiáknál fokozott figyelmet kell fordítani a technológia kibocsátására és az abból adódó környezeti kockázatra, a technológiát befogadó terület környezetének védelmére.

Az *in situ* technológiák a környezetbe vannak helyezve, tehát akár úgy is tekinthetjük, hogy a szennyezőanyagok és adalékanyagok teljes mennyisége a környezetbe kerülhet, hiszen azzal közvetlenül érintkezik. Míg egy reaktoros technológia kibocsátása a betöltéshez és ürtetéshez kötődik, a technológia alkalmazása közben csak a nyílásokon távozhat a rendszerből szennyezőanyag vagy adalékanyag, addig az *in situ* technológiák mindvégig, minden oldalukkal, teljes felületükkel érintkeznek a környezettel, annak több elemével és fázisával is. Ugyanakkor, a reaktorszemléletből következően a reaktor falát nem egy izoláló fal, hanem a hatások a hatóterület vagy térfogat határozzák meg. Ugyanez a kockázat illetve a kibocsátás korlátozása szempontjából azt jelenti, hogy mag a technológia vagy szükség esetén segédtechnológiák biztosítják azt, hogy a kvázi reaktor térfogatán kívülre ne juthasson szennyezőanyag. Vannak persze más megoldások is, például az *in situ* kezelt terület felszín alatti résfalakkal való körülvétele, de ez legtöbbször kiváltható elegánsabb és főleg kevésbé költséges terjedést korlátozó megoldásokkal.

A technológus feladata, hogy korlátozza, adott esetben nullára csökkentse a technológiából való kibocsátást egy olyan rendszerből, mely teljes felületével érintkezésben van a környezettel. A korlátozó megoldásoknak elsősorban a két mobilis szennyezett talajfázisra kell vonatkozniuk, a talajvízre és a talajlevegőre.

A szennyezett talajlevegő kisteljesítményű ventilátorokkal összegyűjthető a talajból, megfelelően elhelyezett perforált csőhálózat segítségével összegyűjtött és állandó depresszió mellett végzett szívás tökéletesen megoldja a szennyezett talajlevegő terjedésének korlátozását, elsősorban a légkörbe jutását.

Hasonló megoldás javasolható a talajvízre: a szennyezett terület határáig terjedő depressziót létrehozó kúthálózat képes a szennyezett talajvíz terjedésének megakadályozására. A kút, kutak, vagy kútszisztem tervezésénél figyelembe kell venni a talajvíz áramlási irányát, a talaj átteresztő illetve vízáradó képességét, a vízszinteket és a vízszintingadozásokat és ennek megfelelő elrendezésű kutakat és teljesítményű és típusú szivattyúkat kell alkalmazni. Állandó depresszió fenntartása tökéletesen megakadályozza a szennyezett talajvíz tovaterjedését. Szennyezett talajvíz tovaterjedésének megakadályozásán kívül lehetséges másik megoldás a területről távozó talajvíz minőségének biztosítása. Ennek manapság kifejlesztett megoldása az aktív résfal, mely az áramló talajvíz útjába épített felszín alatti szűrőréteg, egy tervezett és méretezett töltött reaktor, amelyen történő átszivárgás (átfolyás) során megtörténik a vízkezelés, a szennyezőanyag ártalmatlanítása, fizikai, kémiai vagy biológiai módszerekkel vagy ezek kombinációjával.

A technológia környezeti kockázatának folyamatos vizsgálata szükséges, hiszen az, végig a remediáció során változik. Ez a változás nem okvetlen jelent csökkenést, a remediáció során növekedhet is, hiszen a legtöbb technológiában a szennyezőanyagok hozzáférhetőségének szándékos növeléséről van szó, és veszélyes köztitermékek keletkezése is előfordulhat.

*In situ* remediáció folyamán tulajdonképpen a szennyezett terület felszíne, sok esetben maga a talaj is használható, természetesen csak olyan célra, amely elviseli az aktuális kockázatot. Ha használjuk a területet, akkor folyamatosan követni kell a kockázatokat és mértéküket és a területhasználatot attól függően korlátozni.

## **8. A kezelt talaj minősítése, a terület utómonitoringja**

A TalajTesztelőTriád három tagja a remediáció során azonos hangsúlyt kap, de a remediáció befejeztével a talaj minősítésében a fizikai-kémiai és az ökotoxikológiai módszerek lesznek mérvadóak.

A remediált talaj jövőbeni használata, a talajkezelő telepen kezelt talaj újrafelhasználhatósága kockázatának mértékétől függ.

Ismert szennyezőanyagok kémiai analízisén kívül a talaj egészségének hatását, kockázatát a toxikológiai tesztek adják meg (akut toxicitás, krónikus toxicitás, mutagén, teratogén hatás, a szennyezőanyag bioakkumulálhatósága, stb.).

Ma még kevésbé foglalkoztatja a gyakorlati szakembereket a szennyezett vagy a kezelt talaj újrafelhasználása, a talajok bizonyos célra történő használhatósága csupán kémiai jellemzőknek, szennyezőanyag koncentráció-határoknak eleget téve használhatóak. Ez a kémiai szemlélet nagymértékben korlátozza gondolkodásunkat és a talajok ésszerű és gazdaságos felhasználását. Az egyedi kockázatfelmérés során sem kötelező feltétel az ökotoxikológiai tesztelés.

A kezelt talajok ökotoxikológiai tesztelésen alapuló minősítésére való igény minden környezetközpontú gondolkodást célzó országban és tevékenységben megjelenik, az egységesített és szabványosított megoldások még váratnak magukra. Fontosságukat és sürgősségüket mi sem mutatja jobban, minthogy nélkülük egy immobilizáción vagy stabilizáción alapuló remediációs technológia eredményét – a jelenlévő kémiai koncentráció ellenére nagymértékben vagy teljesen lecsökkent kockázatot – meg sem tudjuk ítélni.

A kezelt terület utómonitoringja hasonló vizsgálatokat tartalmaz, mint a technológia alkalmazása közbeni környezeti kockázat (kibocsátás) ellenőrzés. Azt kell figyelni és bizonyítani, hogy a remediáció hatására lecsökkent kockázati szint hosszú távon állandó. Egy ilyen célú monitoringrendszer a mobilis fázisok monitoringjára kell koncentrálnon, tehát elsősorban a talajvízre, másodsorban a talajlevegőre. Előtérbe kerülnek a hatások, a káros hatások meglétének, váratlan megjelenésének biológiai és környezettoxikológiai módszerekkel való mérése.

## **3. Technológiai módszeregyüttes, az optimális biotechnológiához tartozó paraméterek egy konkrét példán: KABA, Kutricamajor**

### **1. Bevezetés**

A demonstrációs területünkön több éves biodegradálható szennyezettséget azonosítottunk a talaj valamennyi fázisában. A talajökoszisztéma adaptálódott a szennyezőanyaghoz, tehát a választott megoldás: természetes biodegradáció intenzifikálása (ENA).

A modellterület Kaba, Kutricamajor néhai mezőgazdasági üzemanyagtöltő állomás, ahol mind a talaj, mind a talajvíz nagymértékben szennyezett, nem nagy kiterjedésben. A

természetes lebontási folyamatok intenzifikálásának lehetőségét vizsgáljuk a területen egy komplex remediációs technológiát alkalmazó szabadföldi kísérletben, melyet egy olyan esettanulmánynak szánunk, ahol az ökomérnöki szemlélet végigvonul a felmérés, az előkísérletek, a technológia tervezése, kivitelezése és monitoringja során.

A korábbi töltőállomás területén tipikus felszíni és felszín alatti szénhidrogén-szennyeződéssel van dolgunk. A szennyezőanyag minden fázisban megtalálható: a felszíni talajrétegben, felszín alatti talajban, talajvízben, talajvíz felszínén, külön fázisként. A szennyezőanyag vegyes, dízel-olaj és motorolaj keveréke, heterogén eloszlású. A talaj is heterogén, a terület nagy része változó vastagságú feltöltés. A szennyezőanyag biodegradálható, a terület talajának mikroflórája adaptálódott, amint azt a laboratóriumi kísérletek bizonyították.

A területen folyó természetes biodegradáció intenzifikálására komplex technológia-együttest terveztünk és alkalmazunk. A talajvíz *ex situ* fizikai-kezelésével párhuzamosan folyó, talajlevegő-elszívással működő *in situ* bioventillációt a talaj felszín alatti telítetlen zónájának kezelésére használjuk, az *in situ* bioventillációt követően a felszíni réteg biodegradáción alapuló helyszíni kezelésére pedig agrotechnikai eljárást alkalmazunk.

Kaba Kutricamajor komplex szennyezettsége esetére az intenzifikált spontán szennyezőanyag-bontás (ENA) technológiájának alkalmazását mutatjuk be, végigkövetve az újszerű integrált felmérési módszert, a gáz- és vízanalízisen alapuló technológia-monitoringot.

## 2. A terület felmérése

### 2.1. Állapotfelmérés

A felmérés három lépcsőben történt. 2001-ben a szennyezettség bizonyítása és lehatárolása, a szennyezett talaj, talajvíz és felúszó olaj mennyiségének becslése. 2002-ben feltárógödörből vettük a laboratóriumi kísérletekhez szükséges mintákat. 2002-ben a feltárógödör rétegsorain kívül mély furatokból származó magminták szennyezettségét a mélység függvényében is vizsgáltuk, méterenkénti illetve félméterenkénti talajrétegekből.

*A szennyezett terület jellemzőinek összegzése:*

- A szennyezőanyag: szénhidrogének, elsősorban dízelolaj és motorolaj
- A szennyezőanyag koncentrációja a talajban: 3 000 mg/kg – 28 800 mg/kg
- A szennyezőanyag koncentrációja talajvízben: 0,1 mg/l – 145 mg/l
- A felszín alatti szennyezett talajtömeg: kb. 300 m<sup>3</sup>
- A szennyezett felszíni talajréteg: 200 m<sup>2</sup>, 0,5 méteres rétegben, azaz 100 m<sup>3</sup>
- A talajvízen úszó szénhidrogén fázis mennyisége: kb. 8 m<sup>3</sup> (kiterjedése 50–80 m<sup>2</sup>)
- Szennyezett talajvíztest térfogata: kb. 600 m<sup>3</sup> (kiterjedése: kb. 300 m<sup>2</sup>)

A terület felmérése során a TalajTesztelőTriádot alkalmaztuk, a talaj fizikai-kémiai tulajdonságain és a szennyezettség kémiai analitikai jellemzésén túl laboratóriumi kísérletsorozatot indítottunk a szennyezőanyag biodegradálhatóságnak bizonyítására és a biodegradálhatóság intenzifikálási lehetőségeinek vizsgálatára.

Laboratóriumi mikrokozmosz kísérletekben 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 mikrokozmosz tesztek egyértelműen bizonyították a

szennyezőanyag biodegradálhatóságát és a talajmikroflóra bontóképességét. A levegőztetés mértékének meghatározására technológiai kísérletsorozatot indítottunk.

## 2.2. Laboratóriumi kísérletek a biodegradáció intenzifikálására

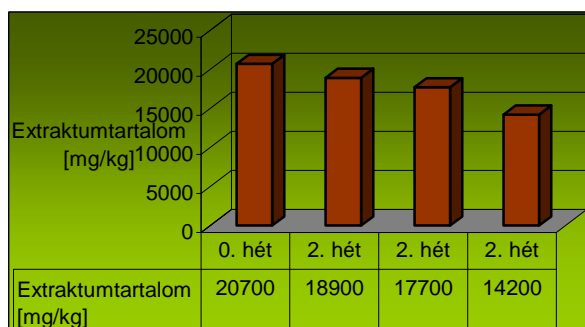
A laboratóriumi kísérleteket Kaba Kutrica majorból származó, 18 300 mg/kg koncentrációban szennyezett talajjal végeztük. A levegőztetés hatását a háromfázisú talajra (bioventilláció modellezése) különböző mértékben levegőztetett kisméretű reaktorokban vizsgáltuk (10 perc, 2 óra és 6 óra naponta). Mivel 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 mikrobiális tevékenység indikátoraként a mikrobák által termelt CO<sub>2</sub> mennyiségét folyamatosan mértük a kísérlet során. A reaktorokból vett talajmintákat a kezdeti időpontban és 2 hét elteltével a végpontban kémiai analitikai és biológiai módszerekkel is vizsgáltuk.

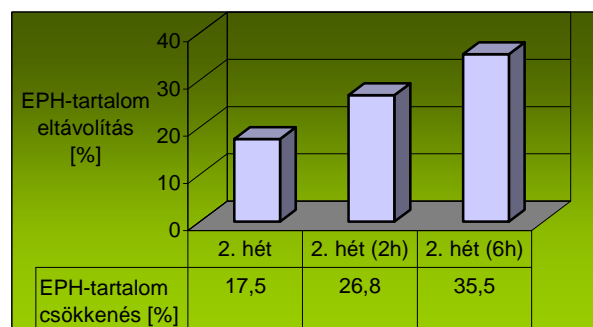
A szennyezettség kémiai analitikai vizsgálata: talajminták extrakciója ultrahangos dezintegrátorban hexán-aceton (2:1) arányú elegyével történt, az extraktumtartalom meghatározása gravimetriásan, extraktumtartalom gravimetriás és gázkromatográfiás meghatározása,

Biológiai vizsgálatok: erob heterotróf telepképző sejtek száma, lemezöntéses módszerrel, szénhidrogénbontó sejtek koncentrációja határhígítással; a „legvalószínűbb sejtszám” értékének meghatározása statisztikai módszerrel, a talajlégzés mérése CO<sub>2</sub> termelés alapján, a CO<sub>2</sub> mennyiségi meghatározása gázanalitikai módszerrel, sav-bázis titrálással

Az extraktumtartalom változását és az EPH-eltávolítást két hét elteltével az 1. és 2. ábra mutatja. Hangsúlyozzuk, hogy két hét a folyamatok kezdeti szakaszának megjelenésére elegendő, de a trendek és különbségek ilyen rövid idő alatt is láthatóak és megítélhetőek.



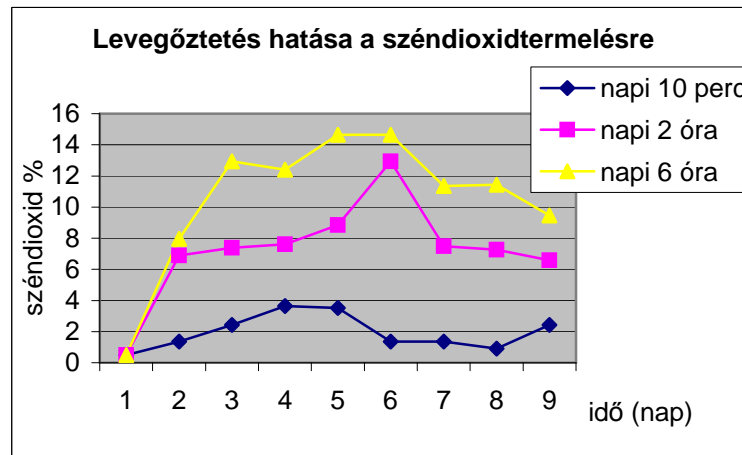
1. ábra: Hexán-acetonos extraktumtartalom



2. ábra: EPH-eltávolítás [%] a talajokban

A kezelés hatására csökkenő tendencia figyelhető meg mind az extraktumtartalom, mind a gázkromatográfiás szénhidrogén-tartalom változásában mindegyik reaktorban 2 hét után.

A szennyezőanyag-tartalom csökkenése és a levegőztetés időtartama között nincs tökéletesen lineáris összefüggés.



3. ábra: A levegőztetés hatása a CO<sub>2</sub> termelésre laboratóriumi kísérletben

A szénhidrogén-eltávolítás a levegőztetés mértékének növelésével nőtt, 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).

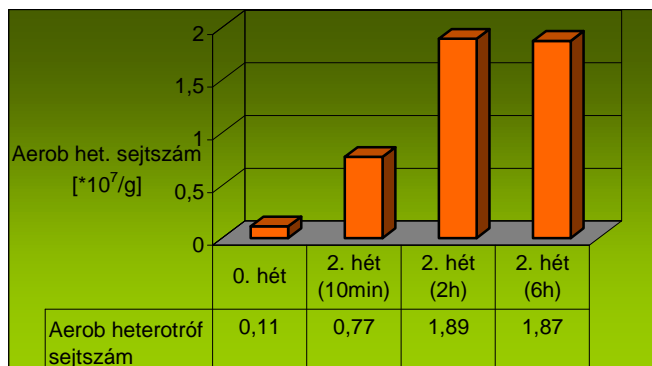
A talaj állapota, aktivitása a talajlégzési teszttel egyszerűen jellemezhető, úgy hogy a levegőztetett talaj CO<sub>2</sub> termelését folyamatosan mérjük. A mérés segítségével választ kaphatunk arra, hogy adaptálódott-e a mikroflóra, aktívan működik-e és tovább aktiválható-e a technológiai paraméterek változtatásával. Megtudhatjuk, hogy az oxigén hiánya limitálja-e a szervesanyag bontását. A CO<sub>2</sub> termelés monitorozása azért is fontos, mert a szabadföldi kísérletben is a talajból kiszívott gáz CO<sub>2</sub> tartalma segítségével szeretnénk követni a remediációs folyamatokat. A kísérlet során a CO<sub>2</sub>-tartalom változása a 2.3. ábrán látható.

A keletkezett CO<sub>2</sub> a szénhidrogén mikrobiológiai lebontásából származik. Az intenzívebben levegőztetett talajban meredek növekedés tapasztalható a CO<sub>2</sub> termelésben, a 6 órás nagyobb CO<sub>2</sub> 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 perces levegőztetett talajban. A CO<sub>2</sub>-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.

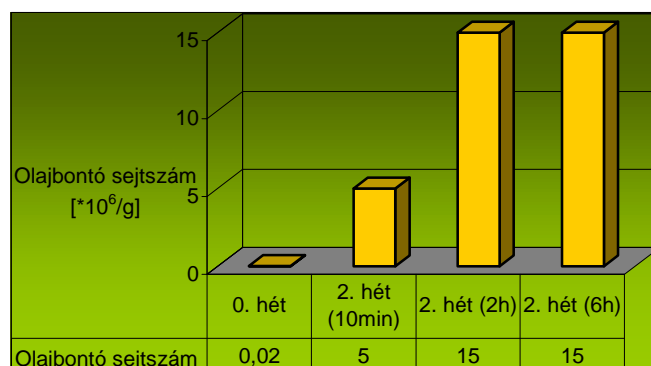
A kapott eredmények egyértelműen arra utalnak, hogy a helyi mikroflóra biodegradációs képessége intenzifikálható a levegőztetés mértékének növelésével.

A biológiai vizsgálatok felvilágosítást adnak a talaj állapotáról, a talajban élő mikroorganizmusok jelenlétéről, arról, hogy viszonyulnak a talajba bekerült szennyezőanyaghoz, képesek-e adaptálódni és hasznosítani azokat anyagcseréjük során. Az aerob heterotróf telepképző sejtkoncentráció változása információt ad arról, hogy a helyi mikroflóra hogyan reagál a szennyezőanyag jelenlétére, s a megváltozott remediációs paraméterekre. A dízelolaj komponenseit szubsztrátként felhasználni képes mikroorganizmusok elszaporodva pedig a szennyezőanyag degradációját eredményezik.

Két hét után az aerob heterotróf telepképző sejtek koncentrációjának változását a 4. ábra, az olajbontó sejtkoncentráció változását az 5. ábra mutatja.



4. ábra: Aerob heterotróf sejtkoncentráció



5. ábra: Olajbontó sejtkoncentráció

A kísérlet ideje alatt megfigyelhetjük az aerob heterotróf sejtkoncentráció növekedését a levegőztetett talajokban. A napi 10 perces levegőztetés hatására két nagyságrenddel, a 2 illetve 6 órás levegőztetésnek alávetett talajokban három nagyságrenddel nőtt meg az olaj bontásra képes sejtek koncentrációja. Ez bizonyítja, hogy a levegőztetés serkentette a helyi mikroflórát, melynek ezáltal nőtt a szennyezőanyag lebontó kapacitása.

A kémiai és biológiai vizsgálatok eredményei alapján tehát megállapítható, hogy a szennyezett terület talajában élő mikroorganizmusok adaptálódtak a szennyezőanyaghoz, aktívan működnek, és a mikroflóra tovább aktiválható levegőztetés alkalmazásával.

A talajok levegőztetése jelentősen megváltoztatta a honos mikroflóra közösség összetételét. A levegőztetés hatására jelentős olajbontó sejtszám növekedést figyelhetünk meg (kezdeti  $0,02 \cdot 10^6$ -ról  $5-15 \cdot 10^6$  sejt/g talaj értékre emelkedett), ami valószínűleg a szubsztrátként rendelkezésre álló szénhidrogénhez való adaptációnak köszönhető és mivel az eddig korlátozó oxigén hiány is megszűnt, egy jóval gyorsabb szénhidrogénbontás valósulhatott meg. A maximális EPH-eltávolítás (35,5%) a napi 6 órán át levegőztetett talajban valósult meg, viszont a napi 10 perces levegőztetés is már 17,5%-s EPH csökkenést okozott. Ennek ismeretében a gazdasági megfontolásokat is figyelembe véve kell az optimumot megállapítani a talajtisztítási technológia tervezésénél.

### 3. Az alkalmazandó technológiaegyüttes

A terület felmérése, a laboratóriumi kísérletek eredménye és a szóbajövő technológiák számbavétele és átgondolása után a terület talajában folyó természetes biodegradáció intenzifikálására a következő komplex technológia-együttest alakítottuk ki:

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

A talajkezelést előkészítő laboratóriumi kísérletekkel párhuzamosan megindult a talajvíz kiszivattyúzása és *ex situ* kezelése. A bioventillációs technológia telepítése előtt finomítottuk a felmérést, azonosítottuk és jellemeztük a szennyeződés centrumát.

### 3.1. Talajvízkezelés

A vízkezelés *ex situ*, a felszínre szivattyúzás után történik, fizikai-kémiai kezeléssel. A próbaszivattyúzás alapján kidolgozott vízkezelési technológiát a Megaterra Kft. 2002-es és 2003-as jelentésében találjuk.

A felúszó olajréteg nem éri el azt a vastagságot, amely lehetővé tenni a lefölezést, ezért a vízzel együtt kiszivattyúzott szabad fázisú szénhidrogént részben fázisszétválasztással a maradékot pedig aktív szenes adszorpcióval távolítjuk el.

A vízszivattyúzással nemcsak a kezelendő vizet nyerjük ki, de vízszintsüllyesztést is okozunk, ezzel megnöveljük az aerob módszerrel kezelt háromfázisú, telítetlen talajtér fogat nagyságát. A tavaszi nyugalmi vízszint 1 méter körüli érték (0,75–1,33), ez a nyári száraz időszakban a 2,8 méterre csökkent.

A szivattyúzás során a központi kútban 2 méter körüli vízszintcsökkenést is el lehet érni. A víznyerőkúttól távolabbi kutakban ez a vízszintsüllyesztés 0,1–1,0 méter közötti érték, a talajrétegek vízadó-képességétől függően.

A kiszivattyúzott víz fázisszétválasztás után aktívszenes adszorberbe kerül, amelyből a távozó tisztított víz nagy része a közeli felszíni vízgyűjtő csatornába folyik. A kezelt víz egy részével a talaj felületét és belsejét nedvesítjük, és az adalékanyagokat juttatjuk a talajba.

### 3.2. Bioventilláció

A talajlevegő oxigéntartalmának növelésére azért van szükség, hogy a biodegradációt végző mikrobák élőhelyére, a biofilmbe diffúzióval történő bejutáshoz megfelelő hajtóerőt biztosítson a levegővel kitöltött pórustér fogat és a biofilm közötti koncentrációkülönbség. Az oxigéntartalmat a légköri levegő mélyebb rétegekbe vezetésével oldjuk meg, szívással. A talajszellőztetés a mikrobák működését korlátozó termék, a CO<sub>2</sub> elvezetését is megoldja és biztosítja a szénhidrogének egyenletesebb eloszlását a szilárd szemcsék felületén.

A talaj belsejében enyhe légáramot alakítunk ki talajszellőztetéssel, vagyis ventillátorral történő levegőkiszívással. A levegő kiszívása perforált béléscsővel ellátott levegőztető kutakon keresztül történik, kis teljesítményű ventillátorral.

A centrális elszíváshoz a függőleges hengerpaláston kialakított passzív-kútsor tartozik, mely a légköri levegő mélyebb rétegbe vezetését szolgálja. Az eltömődés megakadályozására a PVC béléscsövet, a víznyerőkutakhoz hasonlóan, nagy áteresztőképességű, kavicssal, feltöltött térben helyezük el.

A centrális levegőelszívó kutat egyesítettük az *ex situ* vízkezeléshez tartozó víznyerő kúttal. A víznyerő kút állandó szivattyúzásával olyan vízszintcsökkentés érhető el, amely biztosítja a szennyezett talajréteg pórustér fogatának levegővel való kitöltését és bioventillációval történő kezelését. A vízszintingadozás a bioventilláció szempontjából nem káros, mert segít szétoszlatni, illetve a felsőbb szintekre juttatni a felúszó szénhidrogénréteget. A centrális szívócsőhöz képest, a terület kis kiterjedésének megfelelően három-öt darab, szimmetrikusan elhelyezett levegő-bevezető kút elegendő.



Tápanyagadalékokat is alkalmaztunk: a szennyezőanyag mennyiségének ismeretében kiszámítottuk a szükséges N és P műtrágya mennyiséget, melyet a lebomlás exponenciálisan csökkenő folyamatának figyelembevételével több, egyre csökkenő mennyiségű részletben adagolunk vizes oldat formájában. A talaj mélyebb rétegeibe a perforált levegőztető kutakon keresztül juttatjuk be a tápsóoldatot.

A hozzáférhetőséget növelő ciklodextrin (CD) adalékot 0,1–0,5 %- vizes oldat formájában juttatjuk a talaj mélyebb rétegeibe a perforált kutakon keresztül. Ez azt jelenti, hogy az 50 %-os töménységű kereskedelmi terméket a talajba juttatás előtt 100–500-szorosra hígítjuk. Az alkalmazandó mennyiséget és koncentrációt, a CD fajtáját és adagolásának módját az előkísérletek eredményei és korábbi tapasztalatok alapján 0,1 %-ban határoztuk meg a kezelendő talajra vonatkoztatva.

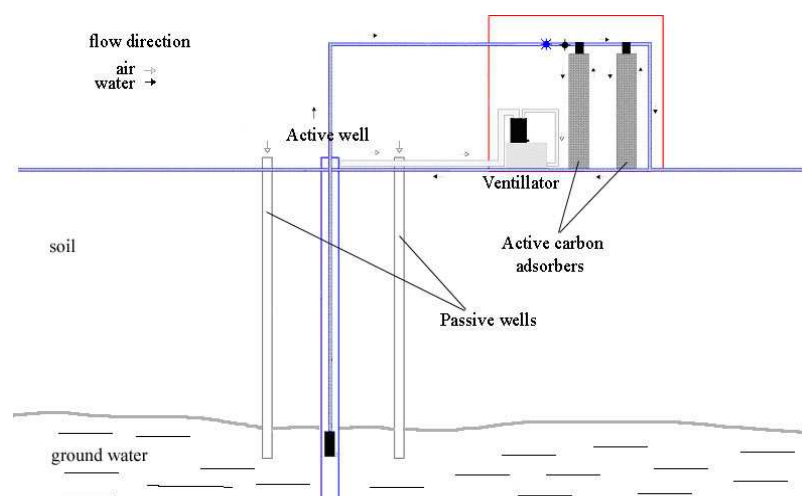
A technológiát a kísérleti eredmények figyelembevételével terveztük, a kivitelezés során pedig a folyamatos technológia-monitoring alapján módosítjuk.

### 3.3. A felszíni talajréteg kezelése agrotechnikai eljárással

Az *in situ* kezelés befejezését követően a kemény cementálódott réteget mezőgazdasági gépekkel (kerti kapa) vagy kézi erővel (ásó) fellazítjuk, majd elboronáljuk, a talajt ideális nedvességtartalmon tartjuk, tápanyagtartalmát a szennyezőanyag mennyisége alapján számított műtrágya mennyiséggel 4-5 részletben kiegészítjük, hozzáférhetőséget növelő adalékot megfelelő hígításban rálocsoljuk, a talajt rendszeresen keverjük, forgatjuk. Paraméterek pontosítása majd további kísérletek eredményei alapján történik.

### 3.4. Az integrált technológiaegyüttes megvalósítása

A kombinált talajremediációs technológia berendezéseinek telepítése 2002-ben megtörtént. A kezelés két fázisban indult. A vízszivattyúzás és az *ex situ* vízkezelés a 2002. augusztusi próbaüzemet követően november végéig működött, majd 3,5 hónapos téli szünet után márciusban indult újra. A technológia elrendezését a 6. ábra mutatja.



6. ábra: A kombinált talajkezelés technológiai sémája

A bioventilláció két lépésben indult. 2003. áprilisban megindult a levegőelszívás. A megbízható üzem és a stationer állapot beállása után került sor az adalékanyagok (random metilezett  $\beta$ -ciklodextrin: RAMEB és N-, P-forrás) talajba juttatására augusztus hónap folyamán. A téli szünet 2003. novemberétől 2004. márciusáig tartott, a tavasszal újraindított vízszivattyúzással és levegőztetéssel párhuzamosan folytatódott a részletes technológiamonitring.

#### 4. A technológiamonitring során alkalmazott integrált módszeregyüttes

Az integrált technológia-együttes monitorozása gáz- és vízanalízisen alapuló technológiamonitringgal, a talaj szennyezettségének ellenőrzése a „3T” TalajTesztelőTriád alkalmazásával történik. A technológiamonitring rendszerét a 7. ábra mutatja.

A technológiamonitring módja a kiválasztott komplex technológiához illeszkedve a következő: a terület bolygatatlanságát biztosítandó újabb magmintákat csak korlátozott számban veszünk a talajból, a talaj belsejének állapotát a kiszívott víz és levegő analízise alapján követjük. A talajból csak tavasszal (május) és a nyári intenzív kezelési időszak után októberben vettünk magmintát és vetettük alá részletes vizsgálatnak. A talaj szilárd fázisából való mintavétel a nagymértékű heterogenitás miatt sem célszerű.

A technológiamonitring célja a folyamatok, a biológiai állapot, a szennyezőanyag-tartalom követése és a végállapot ellenőrzése. A monitoring során vett környezeti mintákat fizikai-kémiai, biológiai és ökotoxikológiai módszerekkel jellemeztük. A TalajTesztelőTriád segítségével a szennyezettség és a talaj kémiai jellemzőin kívül teljes képet kaphatunk a talaj mikrobiológiai állapotáról, a talajban működő, a biodegradációt végző mikroorganizmusok aktivitásáról és aktiválhatóságáról, a technológiai paraméterek szerepéről és a szennyezett talaj káros hatásairól.

Rendszeresen mérjük a **talajgáz** CO<sub>2</sub>-tartalmát és a kiszivattyúzott **talajvíz** fizikai-kémiai és biológiai jellemzőit.

##### Fizikai-kémiai mérések:

- Talajgáz CO<sub>2</sub> tartalmának mérése és dinamikus talajgázvizsgálatok: levegőztetés leállításának és újraindításának hatása
- A talajvíz n-pentános kivonatából az összes extrahálható szénhidrogén (EPH) meghatározása gázkromatográfiával
- A talajvíz RAMEB-tartalma
- Talajvíz pH-ja, vezetőképessége, UV elnyelése, nitrit-, nitrát-, szulfát- és vastartalma

##### Biológiai mérések:

- Talajvíz sejtszámok: aerob heterotróf sejtkoncentráció és szénhidrogénbontó sejtkoncentráció

##### Ökotoxikológiai vizsgálatok:

- A talajvíz toxicitásának ellenőrzése *Vibrio fischeri* biolumineszcencia-gátlási teszttel

A **talaj szilárd fázisából** eddig két mintavételezés történt a remediáció megkezdése után. Az integrált módszeregyüttes betekintést enged a talaj, mint fekete doboz belsejébe, hogy lássuk a finomabb részleteket, a mikroorganizmusok működését is.

##### Fizikai-kémiai vizsgálatok:

- pH, redoxviszonyok, nedvességtartalom, tápanyag (C, P, N, K, Fe stb.)
- Talajminták extrakciója: ultrahangos dezintegrátorban hexán-aceton (2:1) elegyével
- A talaj hexán-acetonos kivonatából az extraktumtartalom meghatározása gravimetriásan, és az összes extrahálható szénhidrogéntartalom (EPH: Extractable Petroleum Hydrocarbon) meghatározása gázkromatográfiával történt.

#### Biológiai vizsgálatok:

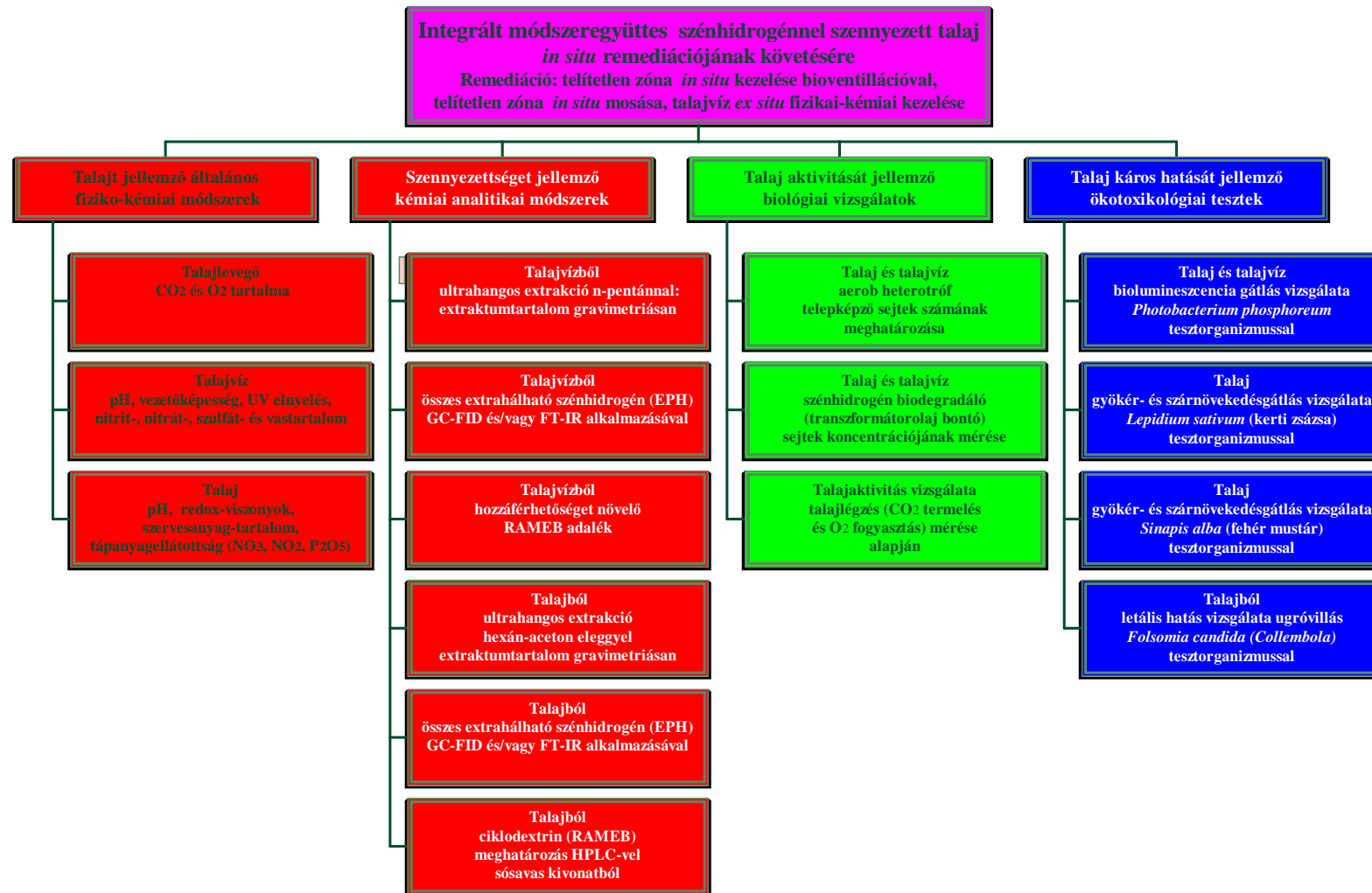
Biológiai, elsősorban mikrobiológiai módszerekkel a talaj általános állapotát, a szennyezőanyaghoz való adaptálódását, szennyezőanyag-bontó aktivitását és annak növelhetőségét vizsgálhatjuk. A kísérletek során

- aerob heterotróf telepképző sejtek számának meghatározása,
- szénhidrogénbontó sejtek számának meghatározása,

#### Ökotoxikológiai tesztek:

A talaj mintavételek a szennyeződés centrumához közel (KK mintavételi pont) körül történtek. Az ökotoxikológiai módszerekkel a szennyezett talaj toxikus hatásait vizsgáltuk három trófikus szintről származó tesztorganizmus alkalmazásával:

- *Vibrio fischeri* biolumineszcencia gátlási teszt,
- *Azotobacter agile* dehidrogenáz enzimaktivitás gátlási teszt,
- *Sinapis alba* gyökér- és szárnövekedés gátlási teszt,
- *Folsomia candida* (Collembola) mortalitás teszt



7. ábra: A technológiamonitöring szerkezete

## 5. A technológiamonitöring és az eredmények interpretációja

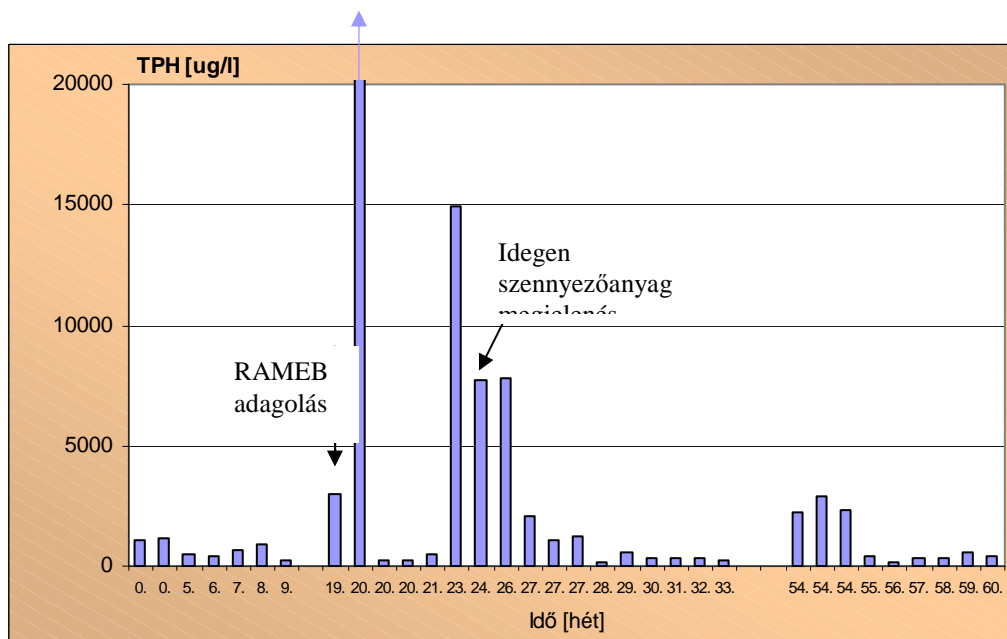
### 5.1. A talajvíz

A 2002-es próbaüzem és a téli szünet után 2003. április 3.-án indult a talajvízszivattyúzás és az ex-situ vízkezelés. A vízminták szennyezettségét, RAMEB-tartalmát és a szénhidrogénbontó sejt koncentrációt a 2. táblázat mutatja. A szennyezőanyag-tartalom a 8. ábrán látható.

2. táblázat. A talajvíz EPH-tartalma, RAMEB-tartalma és olajbontó sejt koncentrációja

| Hét | Vizsgált talajvízminták dátum | EPH-tartalom GC-FID [ $\mu\text{g/l}$ ] |         |                    | RAMEB tartalom | Olajbontó sejt konc. |
|-----|-------------------------------|---|---------|--------------------|----------------|----------------------|
|     |                               | C5-C12                                  | C13-C40 | $\Sigma\text{EPH}$ | %              | [sejt/ml]            |
| 0   | KT1 (2003. 04.03.)            | 16                                      | 909     | 925                | -              | -                    |
| 0   | KT1 (2003. 04.03.)            | 50                                      | 1 190   | 1 240              | -              | -                    |
| 0   | KT1 (2003. 04.04.)            | 90                                      | 1 090   | 1 180              | -              | -                    |
| 5   | KT1 (2003. 05.06.)            | 50                                      | 449     | 499                | -              | 46                   |
| 6   | KT1 (2003. 05.12.)            | 20                                      | 430     | 450                | -              | 15                   |
| 7   | KT1 (2003. 05.22.)            | 33                                      | 659     | 692                | -              | 4,6                  |
| 8   | KT1 (2003. 05.26.)            | 23                                      | 905     | 928                | -              | 93                   |
| 9   | KT1 (2003. 06.04.)            | 7                                       | 282     | 289                | -              | 4,6                  |
| 19  | KT1 (2003. 08. 11.)           | 41                                      | 2 960   | 3 000              | -              | 1,0                  |
| 20  | KT1 (2003. 08. 14.)           | 8 800                                   | 122 000 | 131 000            | 4,00           | 2,4                  |
| 20  | KT1 (2003. 08. 15.)           | 4                                       | 247     | 251                | 0,05           | <1                   |
| 20  | KT1 (2003. 08. 16.)           | 1                                       | 251     | 252                | 0,02           | <1                   |
| 21  | KT1 (2003. 08. 26.)           | 8                                       | 467     | 475                | -              | <1                   |
| 23  | KT1 (2003. 09. 09.)           | 1 300                                   | 13 600  | 14 900             | -              | <1                   |
| 24  | KT1 (2003. 09. 16.)           | 746                                     | 6 980   | 7 730              | -              | <1                   |
| 26  | KT1 (2003. 10. 03.)           | 689                                     | 7 120   | 7 810              | -              | <1                   |
| 27  | KT1 (2003. 10. 06.)           | 194                                     | 1 910   | 2 105              | -              | 11                   |
| 27  | KT1 (2003. 10. 07.)           | 80                                      | 1 013   | 1 096              | -              | 1                    |
| 27  | KT1 (2003. 10. 08.)           | 79                                      | 1 195   | 1 270              | -              | -                    |
| 28  | KT1 (2003. 10. 15.)           | 11                                      | 140     | 151                | -              | <1                   |
| 29  | KT1 (2003. 10. 22.)           | 11                                      | 562     | 573                | -              | <1                   |
| 30  | KT1 (2003. 10. 29.)           | 9                                       | 299     | 308                | -              | <1                   |
| 31  | KT1 (2003. 11. 05.)           | 8                                       | 339     | 347                | -              | <1                   |
| 32  | KT1 (2003. 11. 12.)           | 28                                      | 283     | 311                | -              | <1                   |
| 33  | KT1 (2003. 11. 20.)           | 9                                       | 207     | 216                | -              | 24                   |
| 54  | KT1 (2004. 04. 15.)           | 43                                      | 2 170   | 2 210              | -              | 240                  |
| 54  | KT1 (2004. 04. 15.)           | 104                                     | 2 800   | 2 900              | -              | 240                  |
| 54  | KT1 (2004. 04. 16.)           | 95                                      | 2 210   | 2 310              | -              | 43                   |
| 55  | KT1 (2004. 04. 22.)           | 3                                       | 393     | 396                | -              | 11                   |
| 56  | KT1 (2004. 04. 29.)           | 3                                       | 167     | 170                | -              | 11                   |
| 57  | KT1 (2004. 05. 06.)           | 5                                       | 310     | 315                | -              | <1                   |
| 58  | KT1 (2004. 05. 13.)           | 4                                       | 328     | 332                | -              | 11                   |

|    |                            |   |     |     |   |    |
|----|----------------------------|---|-----|-----|---|----|
| 59 | <i>KT1 (2004. 05. 20.)</i> | 6 | 554 | 560 | - | 11 |
| 60 | <i>KT1 (2004. 05. 27.)</i> | 3 | 382 | 385 | - | <1 |



8. ábra: Extrahálható szénhidrogén-tartalom talajvízben 2003.–2004. folyamán

A RAMEB illetve N- és P- tápanyag-kiegészítők beadagolását (2003. 08. 11.) követően augusztus 14-én 131 000  $\mu\text{g/l}$  EPH- és 4 % RAMEB- tartalmat mértünk a talajvízben. Annak eldöntésére, hogy ez a nagy mennyiségű szennyezőanyag a RAMEB komplexáló-mobilizáló hatásának a következménye-e, novemberben megismételtük a technológiai beavatkozást RAMEB- (és tápanyag) adagolás nélkül. A három napos üzemszünet után újraindítva a vízszivattyú-berendezést, nem tapasztaltunk az előbbihez hasonló jelenséget. Ez alapján elmondható, hogy a RAMEB mobilizáló hatásának köszönhető a talajvízben ideiglenesen nagymértékben megnövekedett TPH-tartalom.

Ugyanakkor szeptember 9.-én nagy mennyiségű extrahálható szénhidrogéntartalmat mértünk (14 900  $\mu\text{g/l}$ ) a talajvízben, melynek mennyiségi változása időben csökkenő tendenciát mutatott (október 8-án már 1 270  $\mu\text{g/l}$  az EPH tartalom). A szennyezőanyagtól minőségileg is eltérő, nagy N és S tartalmú ismeretlen kemikália (feltehetően növényvédőszer) került a remediáció alatt álló területre. Erre utalnak a vízmintával végzett további biológiai, kémiai analitikai vizsgálatok és az ökotoxikológiai teszt eredményei is (3.-7. táblázat.).

A talajvízben október közepétől a csökkenő EPH-tartalommal párhuzamosan az aerob heterotróf sejtkoncentráció növekedését tapasztaltuk, amint azt a 3. táblázat mutatja. Átmeneti növekedést mértünk az ismeretlen szennyezőanyag megjelenését követő hónapban és az újraindításkor. Az újraindítás viszonylag magas talajvízszint mellett történt hosszú ideig tartó bolygatatlanság után. A szivattyúzás által nem bolygatott kétfázisú talajban van idő arra, hogy a szilárd talajfázis és a talajvíz közötti megoszlások megközelítsék egyensúlyi állapotukat: vonatkozik ez a szennyezőanyagok, a tápanyagok, a talajalkotók és mikroorganizmusok megoszlására.

3. táblázat. A talajvíz aerob heterotróf telepképző sejt koncentrációja

| <i>Hét</i> | <i>Vizsgált talajvízminták</i> | <i>Aerob heterotróf telepképző sejt koncentráció</i><br>[*10 <sup>2</sup> / ml] |
|------------|--------------------------------|---|
| <b>19</b>  | <b>KT1 (2003. 08. 11.)</b>     | <b>1 800</b>  |
| 20         | KT1 (2003. 08. 14.)            | 7   |
| 20         | KT1 (2003. 08. 15.)            | 15  |
| 20         | KT1 (2003. 08. 16.)            | 7   |
| 21         | KT1 (2003. 08. 26.)            | 11  |
| 23         | KT1 (2003. 09. 09.)            | 5   |
| 24         | KT1 (2003. 09. 16.)            | 3   |
| 26         | KT1 (2003. 10. 03.)            | 2   |
| 27         | KT1 (2003. 10. 06.)            | 38  |
| 27         | KT1 (2003. 10. 07.)            | 235   |
| 27         | KT1 (2003. 10. 08.)            | 328   |
| 28         | KT1 (2003. 10. 15.)            | 2   |
| 29         | KT1 (2003. 10. 22.)            | 0   |
| 30         | KT1 (2003. 10. 29.)            | 2   |
| 31         | KT1 (2003. 11. 05.)            | 33  |
| 32         | KT1 (2003. 11. 12.)            | 6   |
| 33         | KT1 (2003. 11. 20.)            | 3   |
| 54         | KT1 (2004. 04. 15.)            | 2 050   |
| 54         | KT1 (2004. 04. 15.)            | 2 080   |
| 54         | KT1 (2004. 04. 16.)            | 319   |
| 55         | KT1 (2004. 04. 22.)            | 144   |
| 56         | KT1 (2004. 04. 29.)            | 72  |
| 57         | KT1 (2004. 05. 06.)            | 39  |
| 58         | KT1 (2004. 05. 13.)            | 21  |
| 59         | KT1 (2004. 05. 20.)            | 109   |
| 60         | KT1 (2004. 05. 27.)            | 83  |

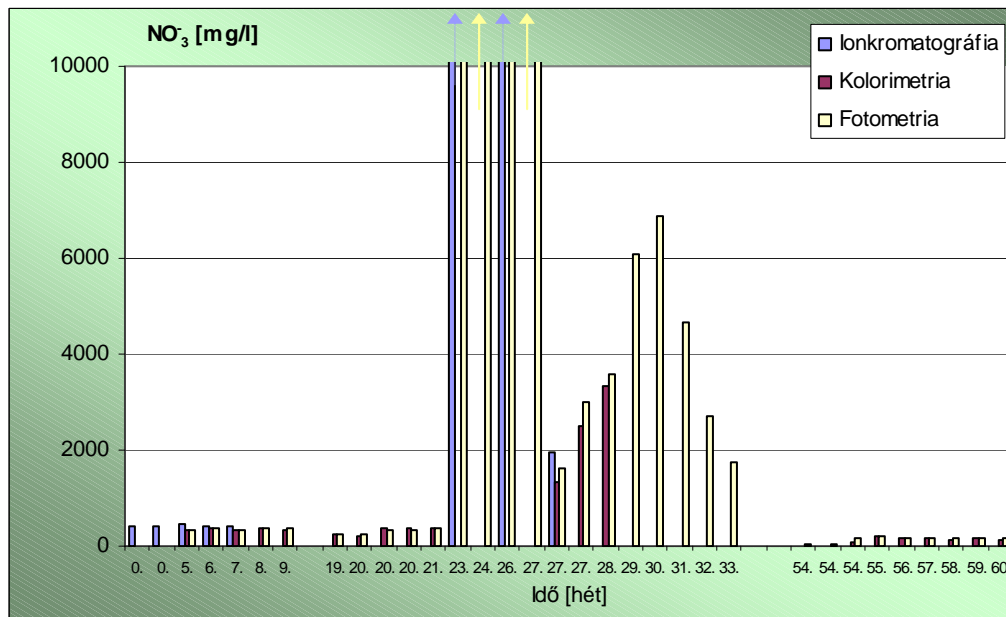
A talajvízben a talaj redoxviszonyait és az alternatív légzésformákat meghatározó kémiai jellemzők monitorozását is folytattuk. Az eredményeket a 4.–6. táblázat tartalmazza.

4. táblázat: Talajvíz minták NO<sub>2</sub>-, NO<sub>3</sub>-tartalma

| Vizsgált talajvízminták (mintavételi időpont) | NO <sub>2</sub> -, NO <sub>3</sub> -tartalom talajvízben [mg/l] |                            |                          |                            |                    |
|---|---|----------------------------|--------------------------|----------------------------|--------------------|
|   | NO <sub>2</sub> Ionkrom.  | NO <sub>2</sub> Kolorimetr | NO <sub>3</sub> Ionkrom. | NO <sub>3</sub> Kolorimetr | NO <sub>3</sub> UV |
| KT1 (2003. 04. 03.)                           | 0,4   | -                          | 416                      | -                          | -                  |
| KT1 (2003. 04. 04.)                           | -   | -                          | 417                      | -                          | -                  |
| KT1 (2003.05. 06.)                            | 0,2   | 0,10                       | 442                      | 322                        | 329                |
| KT1 (2003. 05. 12.)                           | 0,3   | 0,10                       | 428                      | 355                        | 362                |
| KT1 (2003. 05. 22.)                           | 0,3   | 0,12                       | 417                      | 330                        | 342                |
| KT1 (2003. 05. 26.)                           | -   | 0,10                       | -                        | 370                        | 369                |
| KT1 (2003. 06. 04.)                           | -   | 0,10                       | -                        | 328                        | 361                |
| KT1 (2003. 08. 11.)                           | -   | 0,14                       | -                        | 235                        | 257                |
| KT1 (2003. 08. 14.)                           | -   | -                          | -                        | 220                        | 267                |
| KT1 (2003. 08. 15.)                           | -   | 0,17                       | -                        | 368                        | 346                |
| KT1 (2003. 08. 16.)                           | -   | 0,2                        | -                        | 387                        | 345                |
| KT1 (2003. 08. 26.)                           | -   | 0,22                       | -                        | 387                        | 360                |
| KT1 (2003. 09. 09.)                           | -   | 0,1                        | 84 100                   | -                          | 66 200             |
| KT1 (2003. 09. 16.)                           | -   | 0,1                        | -                        | -                          | 51 100             |
| KT1 (2003. 10. 03.)                           | -   | 10                         | 40 400                   | -                          | 28 700             |
| KT1 (2003. 10. 06.)                           | -   | 21                         | -                        | -                          | 14 450             |
| KT1 (2003. 10. 07.)                           | -   | 38                         | 1 960                    | 1 340                      | 1 620              |
| KT1 (2003. 10. 08.)                           | -   | 38                         | -                        | 2 510                      | 2 990              |
| KT1 (2003. 10. 15.)                           | -   | 36                         | -                        | 3 350                      | 3 580              |
| KT1 (2003. 10. 22.)                           | -   | 31                         | -                        | 5 170                      | 6 070              |
| KT1 (2003. 10. 29.)                           | -   | 32                         | -                        | 6 110                      | 6 860              |
| KT1 (2003. 11. 05.)                           | -   | 35                         | -                        | 3 070                      | 4 660              |
| KT1 (2003. 11. 12.)                           | -   | 16                         | -                        | 1 790                      | 2 690              |
| KT1 (2003. 11. 20.)                           | -   | 8                          | -                        | 1 170                      | 1 730              |
| KT1 (2004. 04. 15.)                           | -   | 0,3                        | -                        | 2,8                        | 51                 |
| KT1 (2004. 04. 15.)                           | -   | 0,2                        | -                        | 9,6                        | 58                 |
| KT1 (2004. 04. 16.)                           | -   | 0,3                        | -                        | 100                        | 146                |
| KT1 (2004. 04. 22.)                           | -   | 0,6                        | -                        | 194                        | 204                |
| KT1 (2004. 04. 29.)                           | -   | 0,9                        | -                        | 146                        | 179                |
| KT1 (2004. 05. 06.)                           | -   | 0,9                        | -                        | 159                        | 168                |
| KT1 (2004. 05. 13.)                           | -   | 0,4                        | -                        | 130                        | 164                |
| KT1 (2004. 05. 20.)                           | -   | 0,05                       | -                        | 146                        | 186                |
| KT1 (2004. 05. 27.)                           | -   | 0,04                       | -                        | 122                        | 159                |

-: nem mértük





9. ábra Talajvíz nitrát-tartalmának változása a bioremediáció során

A RAMEB-es kezelést követő mobilizálódás idején határozottan csökkent a nitráttartalom a talajvízben: ez azt jelenti, hogy a fakultatív anaerob mikroorganizmusok az addiginál intenzívebb működésbe kezdtek, alternatív légzésükhöz szükséges oxigént (hidrogénakceptor) a nitrát redukációjából nyerték. A nitrát csökkenéssel párhuzamosan a nitritkoncentráció átmeneti növekedését is megfigyelhetjük (4. táblázat és 9. ábra)

Más jellegű és léptékű változásokat mértünk a 09. 09.-i szennyezéssel összefüggésben. Az ismeretlen szennyezőanyag nagy nitráttartalmú volt, de ez extrém nitráttartalom a talajból gyorsan eliminálódott. Kisebb mértékű, de egyértelmű nitrátbemosódás történt a talajba végig október hónap folyamán, mely tetemes nitrittartalom emelkedéshez vezetett a talajvízben. A talajvíz sejtszáma nem növekedett ezzel párhuzamosan, feltehetően a vízben meg nem jelenő, talajhoz kötött mikroorganizmusok hasznosították azt.

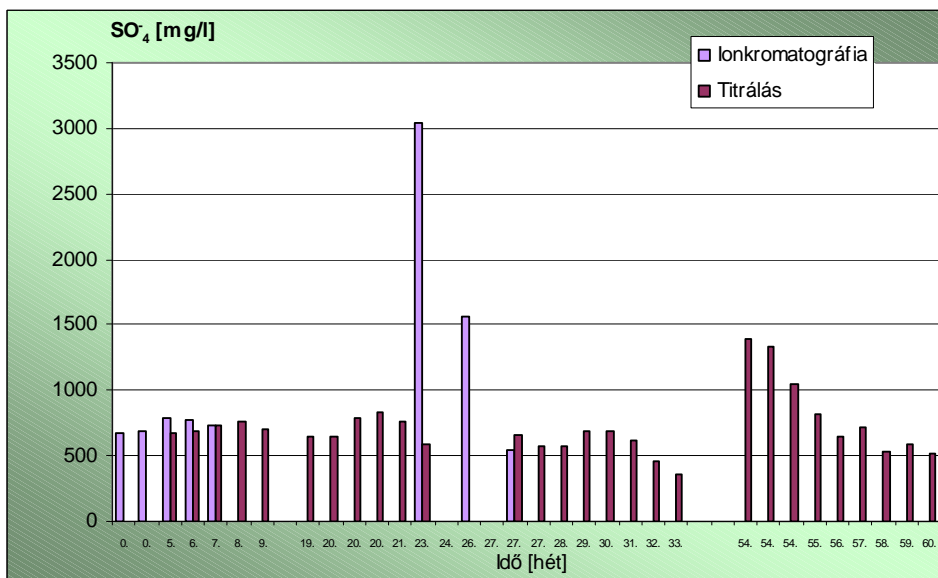
A talajvíz SO<sub>4</sub>-tartalma a RAMEB-adagolással párhuzamosan kismértékben lecsökkent, a fakultatív anaerob mikroorganizmusok fogyasztottak belőle, a nitráthoz hasonlóan. A szulfáttartalom az ismeretlen eredetű szennyeződés megjelenésekor (szeptember) nagyfokú átmeneti növekedést mutatott. Kismértékben növekedett meg a vízkezelőrendszer 2004-es újraindításakor, mely a téli szünet alatt a talajból lassan kioldott szulfátmennyiségnek köszönhető (5. táblázat és 10. ábra).

A talaj pH értéke és vezetőképessége a kísérlet során állandó érték volt, kivéve az ismeretlen eredetű szennyeződés jelenlétének időszakát, amikor is megnőtt a talajvíz vezetőképessége és lecsökkent a pH-értéke (6. táblázat, 11. és 12. ábra).

5. táblázat: 2003.–2004. évi talajvíz minták SO<sub>4</sub>- és Fe-tartalma

| Vizsgált<br>talajvízminták<br>(mintavételi időpont) | SO <sub>4</sub> , Fe-tartalom talajvízben [mg/l] |                             |                |                       |                        |
|---|--|-----------------------------|----------------|-----------------------|------------------------|
|   | SO <sub>4</sub><br>Ionkrom.                      | SO <sub>4</sub><br>Titrálás | Össz Fe<br>ICP | Fe (II)<br>Kolorimetr | Fe (III)<br>Kolorimetr |
| KT1 (2003. 04. 03.)                                 | 675  | -                           | 0,02           | -                     | -                      |
| KT1 (2003. 04. 04.)                                 | 690  | -                           | 4,45           | -                     | -                      |
| KT1 (2003. 05. 06.)                                 | 790  | 681                         | 1,69           | < 0,2                 | < 0,2                  |
| KT1 (2003. 05. 12.)                                 | 775  | 689                         | 0,26           | < 0,2                 | < 0,2                  |
| KT1 (2003. 05. 22.)                                 | 730  | 737                         | -              | < 0,2                 | < 0,2                  |
| KT1 (2003. 05. 26.)                                 | -  | 767                         | -              | -                     | -                      |
| KT1 (2003. 06. 04.)                                 | -  | 700                         | -              | -                     | -                      |
| KT1 (2003. 08. 11.)                                 | -  | 652                         | -              | -                     | -                      |
| KT1 (2003. 08. 14.)                                 | -  | 650                         | -              | -                     | -                      |
| KT1 (2003. 08. 15.)                                 | -  | 788                         | -              | -                     | -                      |
| KT1 (2003. 08. 16.)                                 | -  | 828                         | -              | -                     | -                      |
| KT1 (2003. 08. 26.)                                 | -  | 755                         | -              | -                     | -                      |
| KT1 (2003. 09. 09.)                                 | 3 040  | 584 kevés                   | -              | -                     | -                      |
| KT1 (2003. 09. 16.)                                 | -  | -                           | -              | -                     | -                      |
| KT1 (2003. 10. 03.)                                 | 1 570  | -                           | -              | -                     | -                      |
| KT1 (2003. 10. 06.)                                 | -  | -                           | -              | -                     | -                      |
| KT1 (2003. 10. 07.)                                 | 540  | 657                         | -              | -                     | -                      |
| KT1 (2003. 10. 08.)                                 | -  | 574                         | -              | -                     | -                      |
| KT1 (2003. 10. 15.)                                 | -  | 573                         | -              | -                     | -                      |
| KT1 (2003. 10. 22.)                                 | -  | 683                         | -              | -                     | -                      |
| KT1 (2003. 10. 29.)                                 | -  | 682                         | -              | -                     | -                      |
| KT1 (2003. 11. 05.)                                 | -  | 615                         | -              | -                     | -                      |
| KT1 (2003. 11. 12.)                                 | -  | 460                         | -              | -                     | -                      |
| KT1 (2003. 11. 20.)                                 | -  | 356                         | -              | -                     | -                      |
| KT1 (2004. 04. 15.)                                 | -  | 1 388                       | -              | -                     | -                      |
| KT1 (2004. 04. 15.)                                 | -  | 1 336                       | -              | -                     | -                      |
| KT1 (2004. 04. 16.)                                 | -  | 1 046                       | -              | -                     | -                      |
| KT1 (2004. 04. 22.)                                 | -  | 813                         | -              | -                     | -                      |
| KT1 (2004. 04. 29.)                                 | -  | 652                         | -              | -                     | -                      |
| KT1 (2004. 05. 06.)                                 | -  | 723                         | -              | -                     | -                      |
| KT1 (2004. 05. 13.)                                 | -  | 527                         | -              | -                     | -                      |
| KT1 (2004. 05. 20.)                                 | -  | 581                         | -              | -                     | -                      |
| KT1 (2004. 05. 27.)                                 | -  | 519                         | -              | -                     | -                      |

-: nem mértük

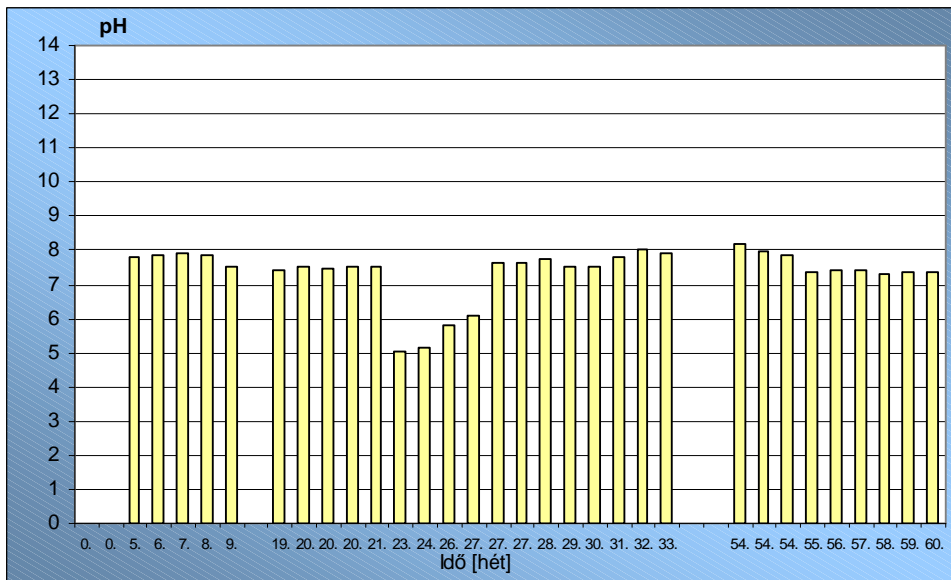


10. ábra Talajvíz szulfáttartalmának változása a bioremediáció során

6. táblázat 2003. évi talajvízminták pH-ja, vezetőképessége és UV-elnyelése

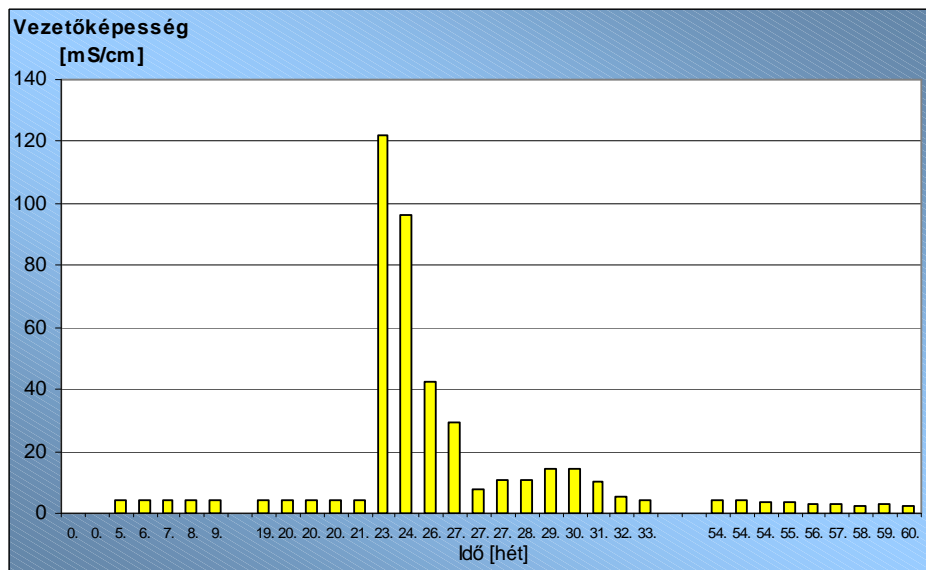
| Vizsgált talajvízminták<br>(mintavételi időpont) | Talajvíz fizikai-kémiai tulajdonságai |                         |                              |
|--|---------------------------------------|-------------------------|------------------------------|
|  | pH                                    | Vezetőképesség<br>mS/cm | UV-elnyelés<br>$\lambda=300$ |
| KT1 (2003. 08. 11.)                              | 7,40                                  | 4,21                    | 0,263                        |
| KT1 (2003. 08. 14.)                              | 7,53                                  | 4,15                    | 0,328                        |
| KT1 (2003. 08. 15.)                              | 7,45                                  | 4,35                    | 0,133                        |
| KT1 (2003. 08. 16.)                              | 7,54                                  | 4,37                    | 0,128                        |
| KT1 (2003. 08. 26.)                              | 7,51                                  | 4,37                    | 0,127                        |
| KT1 (2003. 09. 09.)                              | 5,03                                  | 121,9                   | 3,033                        |
| KT1 (2003. 09. 16.)                              | 5,14                                  | 96,6                    | 3,050                        |
| KT1 (2003. 10. 03.)                              | 5,83                                  | 42,7                    | 2,839                        |
| KT1 (2003. 10. 06.)                              | 6,10                                  | 29,3                    | 1,709                        |
| KT1 (2003. 10. 07.)                              | 7,63                                  | 7,60                    | 0,421                        |
| KT1 (2003. 10. 08.)                              | 7,64                                  | 10,9                    | 0,609                        |
| KT1 (2003. 10. 15.)                              | 7,74                                  | 11,0                    | 0,58                         |
| KT1 (2003. 10. 22.)                              | 7,50                                  | 14,1                    | 0,78                         |
| KT1 (2003. 10. 29.)                              | 7,55                                  | 14,1                    | 0,78                         |
| KT1 (2003. 11. 05.)                              | 7,80                                  | 10,4                    | 0,55                         |
| KT1 (2003. 11. 12.)                              | 8,03                                  | 5,57                    | 0,32                         |
| KT1 (2003. 11. 20.)                              | 7,94                                  | 3,95                    | 0,18                         |
| KT1 (2004. 04. 15.)                              | 8,20                                  | 3,99                    | 1,05                         |
| KT1 (2004. 04. 15.)                              | 7,95                                  | 4,01                    | 1,04                         |
| KT1 (2004. 04. 16.)                              | 7,87                                  | 3,79                    | 0,57                         |
| KT1 (2004. 04. 22.)                              | 7,36                                  | 3,39                    | 0,22                         |
| KT1 (2004. 04. 29.)                              | 7,41                                  | 2,93                    | 0,18                         |
| KT1 (2004. 05. 06.)                              | 7,43                                  | 2,80                    | 0,18                         |
| KT1 (2004. 05. 13.)                              | 7,31                                  | 2,56                    | 0,16                         |
| KT1 (2004. 05. 20.)                              | 7,35                                  | 2,96                    | 0,19                         |
| KT1 (2004. 05. 27.)                              | 7,36                                  | 2,54                    | 0,18                         |

A RAMEB adagolást megelőzően nem mértük



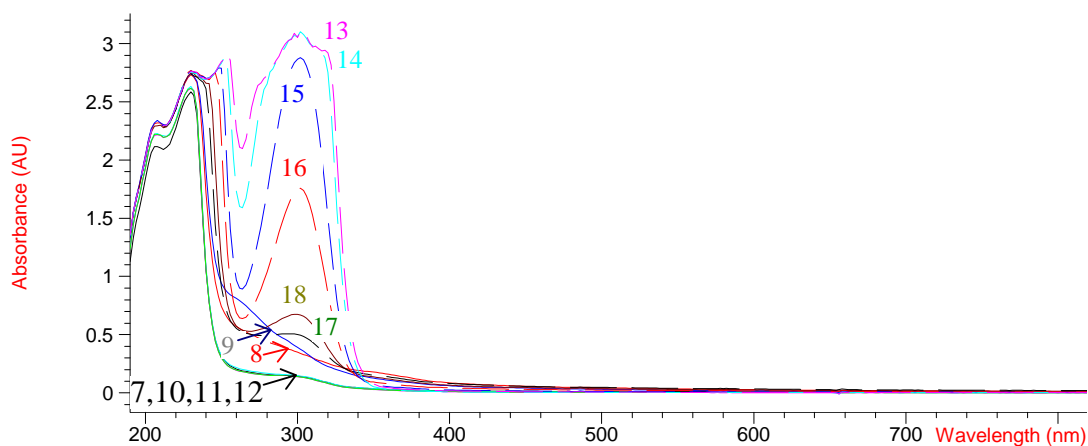
11. ábra: Talajvíz pH-változása a bioremediáció folyamán

A talajvíz pH értéke 7–8 közötti érték, ez csak az ismeretlen szennyezőanyag megjelenésekor csökkent le pH 5 értékre mintegy 4 napra, ezután a szennyezőanyag eliminálása és a talaj puffertartalma révén visszaállt a szokásos helyzet (11. ábra).

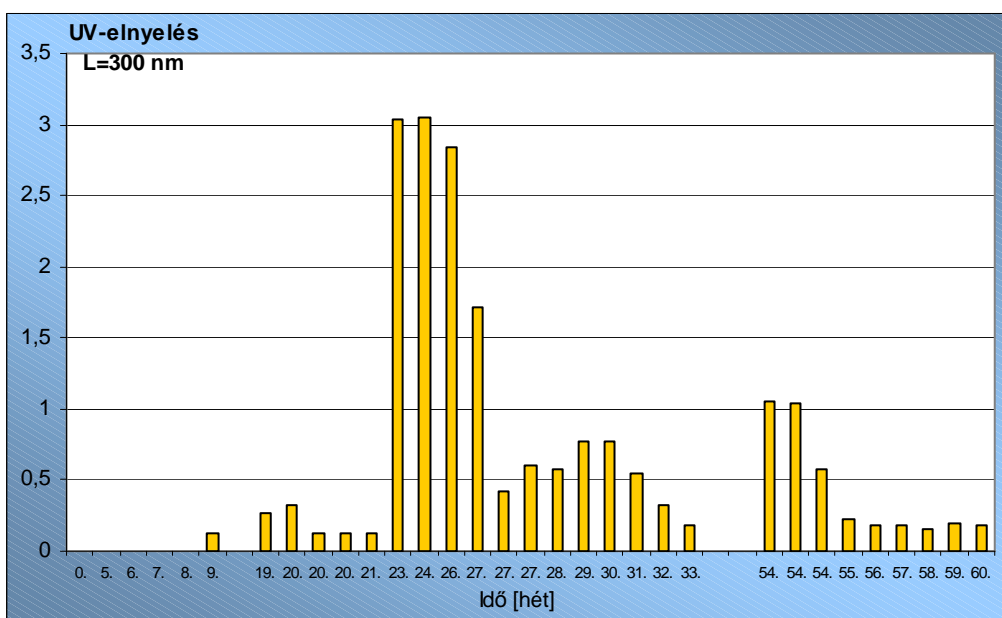


12. ábra: Talajvíz vezetőképességének változása a bioremediáció folyamán

Az idegen szennyezőanyag jelenlétét a talajvíz vezetőképességének nagyfokú növekedése kíséri. Enyhe vezetőképesség növekedés mérhető a 27.–30. hét környéki enyhébb újraszennyezés időszakában (12. ábra)



13. ábra Talajvíz UV- elnyelésének változása a 2003. év folyamán



14. ábra: Talajvíz UV- elnyelésének változása a bioremediáció ideje alatt

Szeptember 9.-én ugrásszerűen megnőtt a KT1 kútból vett talajvízminta EPH-tartalma (8. ábra), iontartalma, elsősorban  $\text{NO}_3$ -tartalma (9. ábra) és vezetőképessége (12. ábra), lecsökkent a pH-ja (11. ábra). A 13. ábrán a szeptember 9-n vett talajvízminta a **13.** jelű, mely UV- elnyelése igen nagy 300 nm-n. Ez időben előrehaladva csökken a korábbi értékekhez (14. jelzésű minta 09. 16., 15. minta 10. 03., 16. minta 10. 06., 17. minta 10. 07., 18. minta 10. 08. dátumnak felel meg). Az ismeretlen szennyezőanyag UV elnyelése különbözik a vízben kimutatható olajos szennyezőanyagétól: a petróleum szénhidrogén 220–230 nm-es elnyelésétől eltérően az ismeretlen szennyezőanyag elnyelése: 300–320 nm. Jó UV elnyelő az október során történt újraszennyeződéssel a talajba került szennyezőanyag is.

7. táblázat. *Vibrio fischeri* biolumineszcencia gátlás teszt eredményei talajvízre

| Vizsgált talajvízminták (mintavételi időpont) | ÖSSZEZETT GÁTLÁS $\Sigma Cu_{20}$ [mg Cu/l talajvíz] | JELLEMZÉS   | ÖSSZEZETT GÁTLÁS $\Sigma Cu_{50}$ [mg Cu/l talajvíz] | JELLEMZÉS   |
|---|--|-------------|--|-------------|
| <i>KT1</i> (2003. 08. 11.)                    | <80  | Nem toxikus | <120   | Nem toxikus |
| <i>KT1</i> (2003. 08. 14.)                    | <80  | Nem toxikus | <120   | Nem toxikus |
| <i>KT1</i> (2003. 08. 15.)                    | <80  | Nem toxikus | <120   | Nem toxikus |
| <i>KT1</i> (2003. 08. 16.)                    | <80  | Nem toxikus | <120   | Nem toxikus |
| <i>KT1</i> (2003. 08. 26.)                    | <80  | Nem toxikus | <120   | Nem toxikus |
| <i>KT1</i> (2003. 09. 09.)                    | 269  | Toxikus     | 297  | Toxikus     |
| <i>KT1</i> (2003. 09. 16.)                    | 273  | Toxikus     | 303  | Toxikus     |
| <i>KT1</i> (2003. 10. 03.)                    | <80  | Nem toxikus | <120   | Nem toxikus |
| <i>KT1</i> (2003. 10. 06.)                    | <80  | Nem toxikus | <120   | Nem toxikus |
| <i>KT1</i> (2003. 10. 07.)                    | <80  | Nem toxikus | <120   | Nem toxikus |
| <i>KT1</i> (2003. 10. 08.)                    | <80  | Nem toxikus | <120   | Nem toxikus |
| <i>KT1</i> (2003. 10. 15.)                    | <80  | Nem toxikus | <120   | Nem toxikus |
| <i>KT1</i> (2003. 10. 22.)                    | <80  | Nem toxikus | <120   | Nem toxikus |
| <i>KT1</i> (2003. 10. 29.)                    | <80  | Nem toxikus | <120   | Nem toxikus |
| <i>KT1</i> (2003. 11. 05.)                    | <80  | Nem toxikus | <120   | Nem toxikus |
| <i>KT1</i> (2003. 11. 12.)                    | <80  | Nem toxikus | <120   | Nem toxikus |
| <i>KT1</i> (2003. 11. 20.)                    | <80  | Nem toxikus | <120   | Nem toxikus |
| <i>KT1</i> (2004. 04. 15.)                    | <80  | Nem toxikus | <120   | Nem toxikus |
| <i>KT1</i> (2004. 04. 15.)                    | <80  | Nem toxikus | <120   | Nem toxikus |
| <i>KT1</i> (2004. 04. 16.)                    | <80  | Nem toxikus | <120   | Nem toxikus |
| <i>KT1</i> (2004. 04. 22.)                    | <80  | Nem toxikus | <120   | Nem toxikus |
| <i>KT1</i> (2004. 04. 29.)                    | <80  | Nem toxikus | <120   | Nem toxikus |
| <i>KT1</i> (2004. 05. 06.)                    | <80  | Nem toxikus | <120   | Nem toxikus |
| <i>KT1</i> (2004. 05. 13.)                    | <80  | Nem toxikus | <120   | Nem toxikus |
| <i>KT1</i> (2004. 05. 20.)                    | <80  | Nem toxikus | <120   | Nem toxikus |
| <i>KT1</i> (2004. 05. 27.)                    | <80  | Nem toxikus | <120   | Nem toxikus |

A vízminták toxicitásadatai jól alátámasztják a többi monitoringadattól nyert információt.

A többi eredménnyel összhangban a vízminták toxicitást mutattak a *Vibrio fischeri* biolumineszcencia gátlás teszttel (7. táblázat). A talajból kiszivattyúzott szennyezett talaj nem toxikus a luminobaktériumra, a rézegenértékben kifejezett toxicitás nem éri el a veszélyes határértéket.

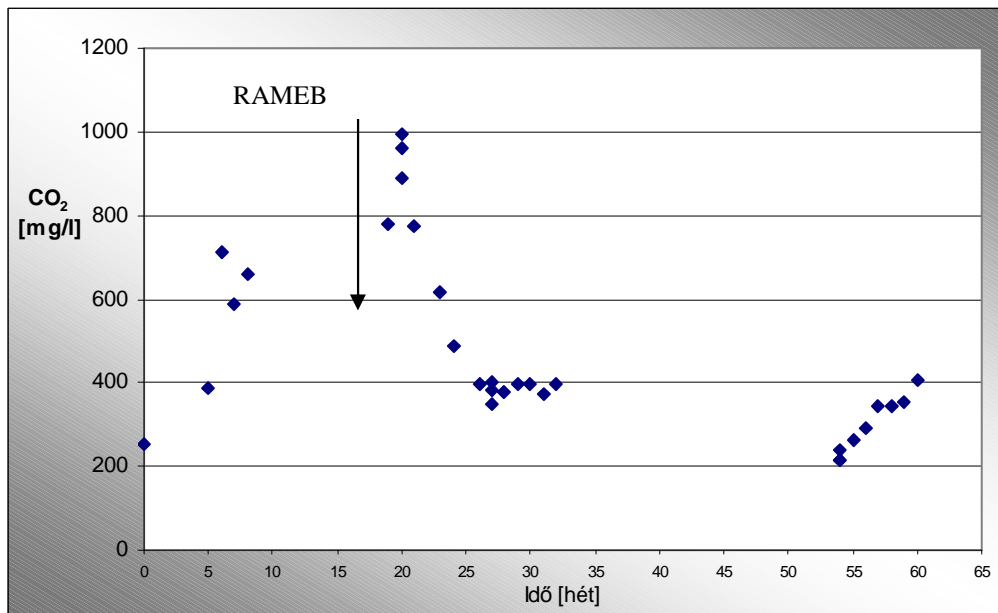
A vízminták kiugró biológiai és kémiai eredményei (2003. 09. 09.) egyértelműen jelzik egy eddig felderítetlen szennyezőanyag (heterociklusos vegyület) jelenlétét a területen. Az ismeretlen vegyi anyag származhat a területen tárolt növényvédőszer tároló tartályokból. A minták kémiai eredményei alapján a toxikus vegyi anyag lassan eltűnik a területről: részben a kiszivattyúzott talajvízzel, részben a biodegradáció miatt. Az októberi eredmények már a korábbi (augusztusi) állapotot tükrözik.

A talajvíz integrált monitoringja részletes bepillantást enged a szennyezett talajvíz kezelése során bekövetkező változásokba. Az alkalmazott talaj- és talajvízkezelési technológiák az eredményekből egyértelműen követhetőek. Arra természetesen nem

számítottunk a technológiamonitring tervezésénél, hogy a szennyezőanyagon kívül, váratlanul megjelenő szennyezőanyagokkal is kell foglalkoznunk. Mivel a környező területek használata nem a mi hatáskörünk és nem is áll a mi ellenőrzésünk alatt, így nincs ráhatásunk a modellterület kívülről való esetleges szennyezésére. Ezzel egy nagyon is valós helyzetet modelleztünk, hiszen ez bármelyik remediáció során hasonló módon megtörténhet. Az idegen szennyezőanyaggal kapcsolatban megállapíthatjuk, hogy annak megjelenését és eltűnését megbízhatóan tudtuk követni és az eredményeket a főszennyezőanyag eredményeitől meg tudtuk különböztetni. Az alkalmazott technológiaegyüttes is jól vizsgázott, hiszen a váratlanul a talajba került szennyezőanyaggal néhány nap leforgása alatt képes volt megbirkózni, azt ártalmatlanítani. Ugyanez mondható el az októberben, mintegy három hetes időtartamban a kezelt területen megjelenő idegen szennyezőanyagról: érzékelhető volt és eliminálódott.

## 5.2. A háromfázisú talaj kezelése bioventillációval

A talaj bioventillációja 2003. április elején indult. A talajlevegő CO<sub>2</sub>-tartalmát alkalmanként mértük, nyugvó állapotból indulva és a levegőztető berendezés indításának pillanatát a mérésbe integrálva. Az egyes időpontokban mért adatok átlagait a 15. ábra mutatja



15. ábra. A talajlevegő CO<sub>2</sub>-tartalma különböző mérési időpontokban

Az adatokból láthatjuk, hogy a talajlevegő CO<sub>2</sub>-tartalma határozottan nő a kezelés idejével párhuzamosan. Kezdetben, amikor a talaj mikroorganizmusai még nem aktiválódtak, kisebb a CO<sub>2</sub>-érték és ahogy egyre aktívabbá vált a talajmikroflóra, úgy nőtt a széndioxid-szint. Az első 5 hétben a levegőztetés hatására aktiválódott a mikroflóra és megnőtt a CO<sub>2</sub> termelése: 200 mg/liter értékről 6–700 mg/liter értékre. A RAMEB és a tápanyagok adagolása tovább növelte a talajmikroflóra aktivitását, a 19. héten ugrásszerű növekedést mértünk, a maximális CO<sub>2</sub> tartalom 1000 mg/liter kiszívott talajlevegő. A RAMEB-adagolás utáni lecsengés menetét nem vehetjük alapul a folyamat jellemzésére, hiszen sajnálatos módon akkor történt az ismeretlen eredetű szennyezés, amely befolyásolhatja a CO<sub>2</sub> termelési görbe lecsengését: ha biodegradálódik, akkor növeli a CO<sub>2</sub>-t, de ha toxikus akkor relatív csökkentést okozhat. Mi ennek a kettőnek az eredőjét mértük. A RAMEB adagolás és az idegen szennyeződés hatásának lecsengése után kb. 400 mg/liter értékre állt be a talajlevegő CO<sub>2</sub>

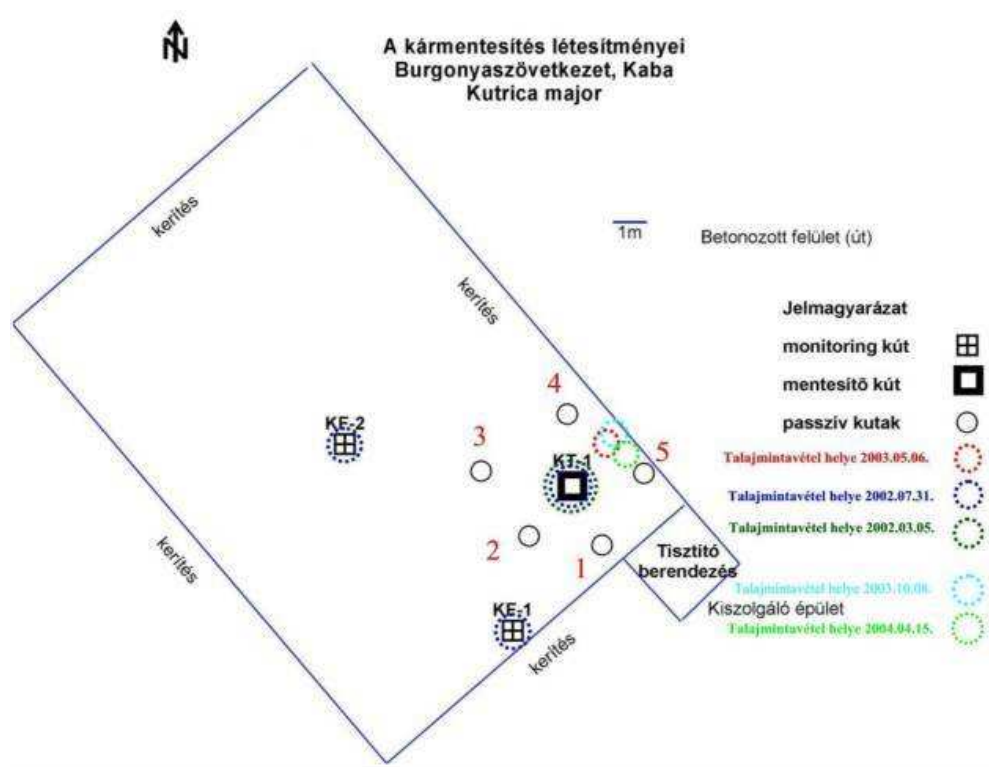
tartalma. A téli szünetben nem levegőztettünk és mérések sem folytak. A tavaszi újraindítás hatására a levegőztetés aktiváló hatására a kezdeti 200 mg/l érték a szokásos 400 mg/literre emelkedett.

### 5.3. A talaj szilárd fázisában lejátszódó változások követése

A komplex remediációs technológia teljes körű követése nem korlátozódik a kezelt talajtérfogat átlagát reprezentáló kiszívott talajlevegő és talajvíz analízisére, a technológia-monitoring részét képezi a terület egyes pontjainak talajszennyezettségét reprezentáló magmintákból származó talajminták részletes analízise is. Költséghatékosság és a terület áramlási viszonyainak bolygatatlansága érdekében a monitoring célú magminták vételét 3–4 esetre korlátoztuk.

Az első és a további talajmintavételek helyét az alábbiak szerint határoztuk meg: a technológia-monitoring céljára vett talajminta a kombinált kút (KT1) és az 5. számú passzív kúttal háromszöglet bezáró pontból lett véve, ahol az előző eredmények alapján a szennyeződés egyik, felszín alatti centruma van. Az 2003. májusi, októberi és 2004. áprilisi talajminták vételi helyét a pontozással határolt piros, kék és zöld gyűrűk jelzik a 16. ábrán.

Mivel a mintavételi pontok a szennyezőforrás közelében vannak és természetesen nem eshetnek egybe, ezért a talajminták eltérései igen nagymértékűek lehetnek.



16. ábra. Kaba, Kutricamajor: a mintavételi pontokat mutató helyszínrajz

A KK talajmintát integrált fizikai, kémiai biológiai és ökotoxikológiai módszeregyüttessel vizsgáltuk. A KK jelű talajminta fizikai-kémiai tulajdonságait a 8.–14. táblázatok tartalmazzák.



8. táblázat: A talaj összes elemtartalma, 2003. májusában mérve

| Elemek    | <i>Kutricamajor KK talajminta</i> |
|-----------|-----------------------------------|
|           | <i>mg/kg</i>                      |
| <i>As</i> | 8,96                              |
| <i>B</i>  | 37,0                              |
| <i>Ba</i> | 259                               |
| <i>Ca</i> | 21 490                            |
| <i>Cd</i> | 0,181                             |
| <i>Co</i> | 12,3                              |
| <i>Cr</i> | 61,5                              |
| <i>Cu</i> | 24,4                              |
| <i>Fe</i> | 31 190                            |
| <i>Hg</i> | <KH                               |
| <i>Mg</i> | 9 240                             |
| <i>Mn</i> | 695                               |
| <i>Mo</i> | 0,281                             |
| <i>Ni</i> | 38,6                              |
| <i>P</i>  | 649                               |
| <i>Pb</i> | 15,6                              |
| <i>Se</i> | <KH                               |
| <i>Sn</i> | 1,47                              |
| <i>Sr</i> | 28,3                              |
| <i>Zn</i> | 74,2                              |

<KH – kimutatási határ alatt

2003. májusban és októberben a különböző rétegekben vett talajminták általános fizikai-kémiai jellemzőit is mértük. Nedves talajból a pH-t, redoxpotenciált és a nedvességtartalmat (9. táblázat), szárított talajból pedig vezetőképességet, pH-t, humusz és mésztartalmat (10. táblázat), mozgékony, könnyen felvehető tápanyagtartalmat (11. táblázat), nitrogénformákat (12. táblázat) és mechanikai összetételt (13. és 14. táblázat).

9. táblázat. Nedves talajok jellemzői: pH, redox, nedvességtartalom

| <i>Talajminta rétegei</i> | <i>pH</i>    |                | <i>Redox [mV]</i> |                | <i>Nedvesség-tartalom [%]</i> |                |
|---------------------------|--------------|----------------|-------------------|----------------|-------------------------------|----------------|
|                           | <i>május</i> | <i>október</i> | <i>május</i>      | <i>október</i> | <i>május</i>                  | <i>október</i> |
| <i>0 m</i>                | 8,03         | 7,73           | 99                | 244            | 12,7                          | 18,9           |
| <i>0,5 m</i>              | 7,56         | 7,85           | 147               | 317            | 23,1                          | 17,2           |
| <i>1 m</i>                | 7,02         | 7,80           | -91               | 272            | 31,1                          | 27,7           |
| <i>1,5 m</i>              | 7,20         | 7,98           | -68               | -24            | 31,9                          | 27,8           |
| <i>2 m</i>                | 7,18         | 7,95           | -150              | 0              | 37,9                          | 26,2           |
| <i>2,5 m</i>              |              | 7,93           |                   | 49             |                               | 28,4           |

A májusi magas talajvízszintet tükrözik a pH, nedvességtartalom és a negatív redoxpotenciál értékek (EC) 1 méter alatt. Októberben csökkent a talajvízszint, felette a redoxpotenciál a levegőztetés következményeként kedvező az aerob mikrobiológiai működés szempontjából.

10. táblázat. Száraz talaj jellemzői: EC, pH, C-, humusz- és CaCO<sub>3</sub>-tartalom

|              | <i>EC</i><br>[mS/cm] |                | <i>pH</i><br><i>H<sub>2</sub>O</i> |                | <i>C</i><br>[%] |                | <i>Humusz</i><br>[%] |                | <i>CaCO<sub>3</sub></i><br>[%] |                |
|--------------|----------------------|----------------|------------------------------------|----------------|-----------------|----------------|----------------------|----------------|--------------------------------|----------------|
|              | <i>május</i>         | <i>október</i> | <i>május</i>                       | <i>október</i> | <i>május</i>    | <i>október</i> | <i>május</i>         | <i>október</i> | <i>május</i>                   | <i>október</i> |
| <b>0 m</b>   | 0,48                 | 0,49           | 8,19                               | 7,97           | 1,15            | 1,75           | 1,98                 | 3,02           | 4,5                            | 8,0            |
| <b>0,5 m</b> | 0,49                 | 0,90           | 8,06                               | 7,84           | 1,20            | 1,89           | 2,07                 | 3,26           | 4,9                            | 13,4           |
| <b>1 m</b>   | 0,87                 | 0,43           | 7,71                               | 8,05           | 2,43            | 2,28           | 4,19                 | 3,93           | 6,5                            | 4,2            |
| <b>1,5 m</b> | 0,55                 | 0,46           | 8,22                               | 8,57           | 3,83            | 1,90           | 6,61                 | 3,28           | 12,2                           | 11,7           |
| <b>2 m</b>   | 0,66                 | 0,52           | 8,24                               | 8,93           | 3,63            | 0,79           | 6,25                 | 1,33           | 11,2                           | 17,6           |
| <b>2,5 m</b> |                      | 0,70           |                                    | 9,21           |                 | 0,62           |                      | 1,05           |                                | 12,1           |

A 10. táblázat eredményei jól mutatják a talaj heterogenitását, mind mélységben, mind oldalirányban igaz, hogy néhány cm-re található talaj legtöbb tulajdonságában különbözik.

11. táblázat. Felvehető tápelemtartalom (ammónium laktáttal-oldható)

| <i>Talajminta</i><br><i>rétegei</i> | <i>P<sub>2</sub>O<sub>5</sub></i><br>[mg/kg] |                | <i>K<sub>2</sub>O</i><br>[mg/kg] |                | <i>Ca</i><br>[%] |                |
|-------------------------------------|--|----------------|----------------------------------|----------------|------------------|----------------|
|                                     | <i>május</i>                                 | <i>október</i> | <i>május</i>                     | <i>október</i> | <i>május</i>     | <i>október</i> |
| <b>0 m</b>                          | 622  | 653            | 535                              | 442            | 2,4              | 2,7            |
| <b>0,5 m</b>                        | 20   | 7              | 166                              | 233            | 3,3              | 4,6            |
| <b>1 m</b>                          | 54   | 46             | 160                              | 160            | 1,0              | 1,1            |
| <b>1,5 m</b>                        | 85   | 35             | 205                              | 109            | 1,3              | 3,3            |
| <b>2 m</b>                          | 87   | 12             | 219                              | 146            | 1,4              | 4,9            |
| <b>2,5 m</b>                        |  | 37             |                                  | 106            |                  | 3,5            |

12. táblázat. Nitrogén-tartalom az egyes talajrétegekben

| <i>Talajminta</i><br><i>rétegei</i> | <i>Összes N</i><br>[mg/kg] |                | <i>NH<sub>4</sub>-N</i><br>[mg/kg] |                | <i>NO<sub>3</sub>-N</i><br>[mg/kg] |                |
|-------------------------------------|----------------------------|----------------|------------------------------------|----------------|------------------------------------|----------------|
|                                     | <i>május</i>               | <i>október</i> | <i>május</i>                       | <i>október</i> | <i>május</i>                       | <i>október</i> |
| <b>0 m</b>                          | 1 080                      | 1 447          | 18                                 | 23             | 7                                  | 27             |
| <b>0,5 m</b>                        | 1 030                      | 868            | 14                                 | 4              | 25                                 | 10             |
| <b>1 m</b>                          | 1 860                      | 1 366          | 32                                 | 29             | 7                                  | 7              |
| <b>1,5 m</b>                        | 1 820                      | 1 069          | 78                                 | 11             | 7                                  | 5              |
| <b>2 m</b>                          | 1 800                      | 536            | 68                                 | 8              | 21                                 | 6              |
| <b>2,5 m</b>                        |                            | 604            |                                    | 6              |                                    | 6              |

A makroelemek (N, P, K, Ca) eloszlása is a heterogenitást mutatja, ami természetes, hiszen a terület nagy része feltöltés. Ahol nem a feltöltés, hanem a természetes talajszelvény érvényesül, ott megfigyelhetjük a mélység szerinti gradienseket.

Az októberi mintában 0,5–1 méteren található finom anyag kisebb víz- és légáteresztő képessége nagyobb szorpciós kapacitással párosul (vö. szennyezőanyagtartalom).

13. táblázat. A talajrétegek mechanikai elemzésének eredményei

| 2003. május | Szemcseméret eloszlás [mm] |           |           |           |            |             |        |
|-------------|----------------------------|-----------|-----------|-----------|------------|-------------|--------|
|             | 2-0,25                     | 0,25-0,05 | 0,05-0,02 | 0,02-0,01 | 0,01-0,005 | 0,005-0,002 | 0,002> |
| 0 m         | 3,0                        | 10,8      | 25,2      | 14,0      | 7,0        | 8,1         | 31,9   |
| 0,5 m       | 1,4                        | 5,8       | 20,5      | 13,0      | 10,1       | 10,6        | 38,6   |
| 1 m         | 1,1                        | 4,4       | 25,0      | 13,4      | 8,5        | 7,9         | 39,8   |
| 1,5 m       | 3,5                        | 6,2       | 21,6      | 12,6      | 10,1       | 7,1         | 38,8   |
| 2 m         | 5,4                        | 7,6       | 20,1      | 12,8      | 8,5        | 7,9         | 37,8   |

14. táblázat. A leiszapolható frakció [%] az egyes talajrétegekben:

| Talajminta rétegei | Leiszapolható frakció [%] |         |
|--------------------|---------------------------|---------|
|                    | május                     | október |
| 0 m                | 49,1                      | 44,4    |
| 0,5 m              | 48,3                      | 50,0    |
| 1 m                | 45,2                      | 63,4    |
| 1,5 m              | 54,3                      | 65,8    |
| 2 m                | 52,8                      | 69,3    |
| 2,5 m              |                           | 81,7    |

A redoxpotenciál növekedését figyelhetjük meg az egyes talajrétegekben májustól októberig, mely a technológiai beavatkozásnak, a talajlevegő gyakori cseréjének köszönhető, ezzel elősegítve a szénhidrogének aerob biodegradációját. A szén- és a humusztartalom, valamint a foszfor-, nitrogén- és a kálium mennyisége jelentős mértékben csökken 1,5 métertől mélyebbre. A szennyező szénhidrogének nagyobb mértékű biodegradációja következtében ezekben a rétegekben sokkal nagyobb az olajbontó mikrobák tápanyag-igénye és -felhasználása. Éppen ezért további N- és P- pótlásra van szükség.

A rétegenként vett talajminták kémiai analízise a 15. és 16. táblázatban illetve a 17. ábrán, a biológiai vizsgálatok eredményei a 17. és 18. táblázatban és a 18. ábrán láthatóak.

15. táblázat. *Extraktum-tartalom [mg/kg]* a különböző talajrétegekben

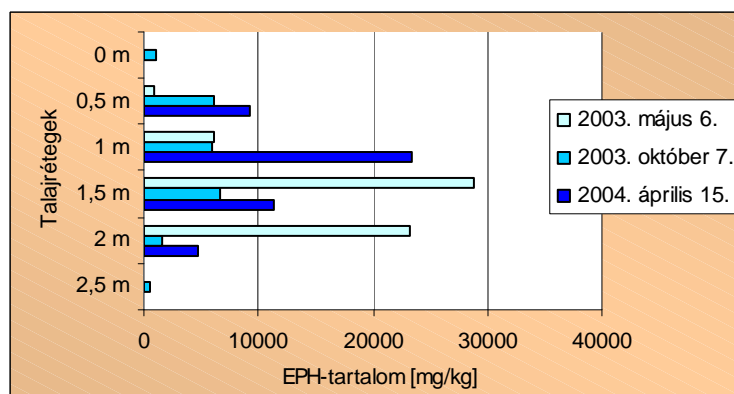
| Talajminta rétegei | 2003. május 6. | 2003. október 7. | 2004. április 15. |
|--------------------|----------------|------------------|-------------------|
| 0 m                | 2 000          | 2 590            | 2 800             |
| 0,5 m              | 3 300          | 8 460            | 12 630            |
| 1 m                | 8 700          | 8 750            | 29 260            |
| 1,5 m              | 21 000         | 8 620            | 13 450            |
| 2 m                | 18 200         | 2 700            | 7 240             |
| 2,5 m              | -              | 1 640            | -                 |

A különböző időpontokban vett minták a szennyeződés centrumától (feltételezhető, hogy az 5. számú passzív kúthoz közel van) eltérő távolságban vannak. Feltételezzük, hogy a 2004. májusában vett minta van a forráshoz legközelebb. Ezt a mélységbeli eloszlás is valószínűsíti: a központban a felszínről beszivárgó szennyezőanyag az agyagos rétegen nagyrészt megkötődött, 1 méteren mérhető a maximális szennyezőanyag-koncentráció. A szennyeződés központjától távolabbra már a talajvíz felületén úszva terjedő szennyezőanyag szennyezte el,

1,5–2 m mélységben. Amint láthatjuk, a térbeli eltérések messze meghaladják az időbelieket, ezért a talajminták elemzése alapján nehéz következtetni a remediációs folyamat előrehaladására.

16. táblázat. Gázkromatográfiával mért *EPH-tartalom [mg/kg]* a különböző időpontokban vett minták különböző rétegeiben

| <i>Talajminta rétegei</i> | <i>2003. május 6.</i> | <i>2003. október 7.</i> | <i>2004. április 15.</i> |
|---------------------------|-----------------------|-------------------------|--------------------------|
| <i>0 m</i>                | 200                   | 1 120                   | 12                       |
| <i>0,5 m</i>              | 900                   | 6 190                   | 9 330                    |
| <i>1 m</i>                | 6 200                 | 5 900                   | 23 470                   |
| <i>1,5 m</i>              | 28 800                | 6 670                   | 11 270                   |
| <i>2 m</i>                | 23 300                | 1 540                   | 4 700                    |
| <i>2,5 m</i>              | -                     | 500                     | -                        |



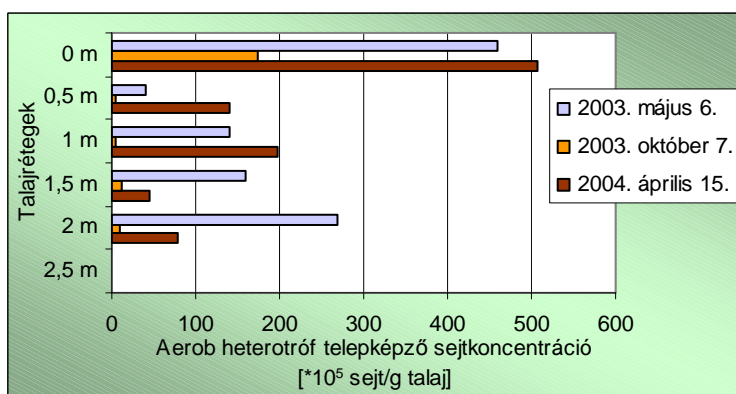
17. ábra. EPH-tartalom [mg/kg] a különböző talajrétegekben

A nagymértékű heterogenitás ellenére az sejthető, hogy a levegőztetés hatására a mélyebb rétegekben intenzív szénhidrogénbomlás történik, az 1 m körüli anyagréteg viszont még mindig sok olajat köt meg. Egy újabb nyári szezonban várható ennek a lebomlása is.

A felszíni réteg kezelésekor történő talajlazítást követően sort kell keríteni a szennyeződésközpont azonosítására, majd a talaj olajtartalmának pontos felmérésére.

17. táblázat. *Aerob heterotróf telepképző sejtek koncentráció* a talajrétegekben

| <i>Talajminta rétegei</i> | <i>2003. május 6.</i><br>[*10 <sup>5</sup> sejt/g talaj] | <i>2003. október 7.</i><br>[*10 <sup>5</sup> sejt/g talaj] | <i>2004. április 15.</i><br>[*10 <sup>5</sup> sejt/g talaj] |
|---------------------------|--|--|---|
| <i>0 m</i>                | 460  | 173,0  | 506,5   |
| <i>0,5 m</i>              | 40   | 5,7  | 141,0   |
| <i>1 m</i>                | 140  | 3,6  | 197,0   |
| <i>1,5 m</i>              | 160  | 11,8   | 44,7  |
| <i>2 m</i>                | 270  | 9,5  | 77,7  |
| <i>2,5 m</i>              | -  | 3,1  | -   |

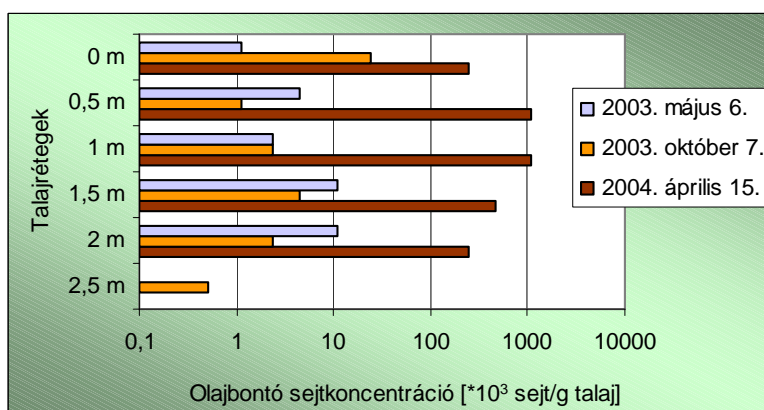


18. ábra. Aerob heterotróf telepképző sejtkoncentráció a talajrétegekben

Szinte minden talajrétegben az aerob heterotróf telepképző és a szénhidrogénbontó sejtkoncentráció csökkenését figyelhetjük meg májustól októberre (18. és 19. ábra.). Ez a változás egyrészt köszönhető a talaj tápanyagellátottságában és a szénhidrogén tartalmában bekövetkező csökkenésének, de összefügghet a területre került toxikus vegyi anyag hatásával is.

18. táblázat. *Olajbontó sejtkoncentráció* a talajrétegekben

| Talajminta rétegei | 2003. május 6. [ $\cdot 10^3$ sejt/g talaj] | 2003. október 7. [ $\cdot 10^3$ sejt/g talaj] | 2004. április 15. [ $\cdot 10^3$ sejt/g talaj] |
|--------------------|---|---|--|
| 0 m                | 1,1   | 24,0  | 240  |
| 0,5 m              | 4,6   | 1,1   | 1 100  |
| 1 m                | 2,4   | 2,4   | 1 100  |
| 1,5 m              | 11,0  | 4,6   | 460  |
| 2 m                | 11,0  | 2,4   | 240  |
| 2,5 m              | -   | 0,5   | -  |



19. ábra. Olajbontó sejtkoncentráció a talajrétegekben

A sejtszámok tökéletes összhangban vannak a talajszennyezettséggel; ha nagyobb az olajtartalom, nagyobbak a sejtkoncentrációk. Ez megnyugtató bizonyíték a biodegradáció folyása mellett, és értelmet ad a heterogenitásból adódóan nem releváns analitikai értékeknek.

A szennyeződés centrumához közel vett talajminták kémiai és biológiai jellemzésén túl ökotoxikológiai tesztelést is végeztünk három különböző trófikus szintről származó tesztorganizmussal (baktériumokkal, növényvel és talajlakó állattal), hogy a talaj illetve az *in*

*situ* alkalmazott technológia kockázatát megítélhessük. Az ökotoxikológiai tesztek eredményeit a 19.–22. táblázatokban illetve 20.–24. ábrán találhatjuk.

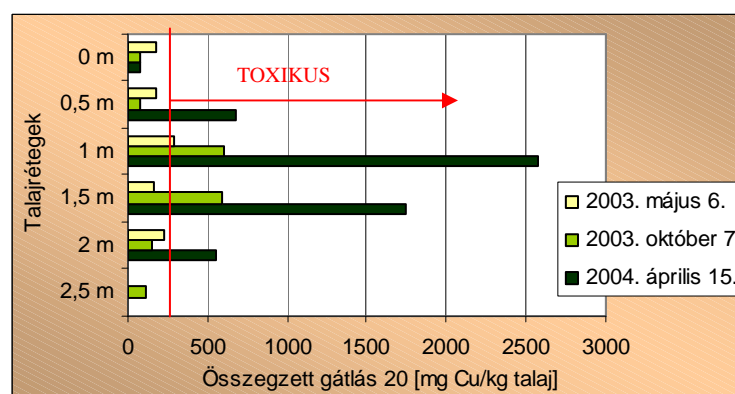
Az ökotoxikológiai vizsgálatok végső eredménye ED20 és ED50, ami azt a talajmennyiséget (ED) jelenti, ami a tesztorganizmus válaszát jellemző végpontban 20 ill. 50 %-os csökkenést mutat. A *Vibrio fischeri* lumineszcencia gátlási teszt esetén a végeredményt rézgyenértékben adtuk meg:

$$\Sigma Cu_{20} = \text{Összegzett gátlás} = (EC_{20Cu} / EC_{20minta}) * 106 \quad [mg/kg]$$

$$\Sigma Cu_{50} = \text{Összegzett gátlás} = (EC_{50Cu} / EC_{50minta}) * 106 \quad [mg/kg]$$

19. táblázat. *Vibrio fischeri* biolumineszcencia gátlás teszt eredményei

| Talajminta rétegei | 2003. május 6.<br>ÖSSZEGZETT<br>GÁTLÁS $\Sigma Cu_{20}$<br>[mg Cu / kg talaj] |                | 2003. október 7.<br>ÖSSZEGZETT<br>GÁTLÁS $\Sigma Cu_{20}$<br>[mg Cu / kg talaj] |                | 2004. április 15.<br>ÖSSZEGZETT<br>GÁTLÁS $\Sigma Cu_{20}$<br>[mg Cu / kg talaj] |                |
|--------------------|---|----------------|---|----------------|--|----------------|
| 0 m                | 174   | Enyhén toxikus | <80   | Nem toxikus    | <80  | NemToxikus     |
| 0,5 m              | 179   | Enyhén toxikus | <80   | Nem toxikus    | 674  | Nagyon toxikus |
| 1 m                | 293   | Toxikus        | 601   | Nagyon toxikus | 2 575  | Nagyon toxikus |
| 1,5 m              | 157   | Enyhén toxikus | 587   | Nagyon toxikus | 1 748  | Nagyon toxikus |
| 2 m                | 226   | Enyhén toxikus | 154   | Enyhén toxikus | 547  | Nagyon toxikus |
| 2,5 m              | -   | -              | 111   | Enyhén toxikus | -  | -              |



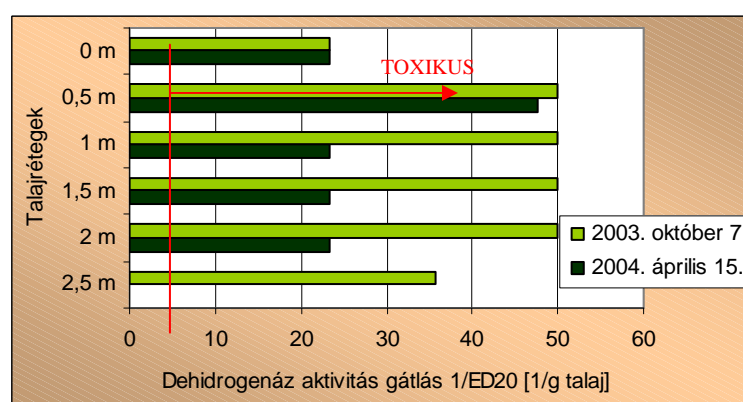
20. ábra. *Vibrio fischeri* biolumineszcencia gátlás teszt eredményei

Az októberi mintában 1–1,5 méteren kiugró toxicitás érték jelentkezik, a területre került idegen anyag hatására. Ugyanezt a kiugró toxicitás értéket láthatjuk a növény növekedés-gátlási tesztben és a talajlakó állatkát, a collembolát alkalmazó tesztben. A 2004-ben vett minta minden alkalmazott tesztben nagy toxicitást mutat, a nagy szennyezőanyagtartalommal párhuzamosan.

A *Vibrio fischeri* közepesen érzékeny tesztorganizmus, jól mutatja a minták közötti különbségeket. Az *Azotobacter agile* túlságosan érzékeny erre a szennyezőanyagra, ez azt jelenti, hogy nem mutat különbséget az egyes minták között. Ettől a nagyon érzékeny tesztorganizmustól azt várjuk, hogy a remediáció végén, a megfelelő minőségű talajnál már nem mutat toxicitást.

20. táblázat. *Azotobacter agile* dehidrogenáz aktivitás gátlási teszt eredményei

| Talajminta rétegei | 2003. október 7.<br>ED <sub>20</sub><br>[g talaj] |                | 2004. április 15.<br>ED <sub>20</sub><br>[g talaj] |                |
|--------------------|---|----------------|--|----------------|
|                    | 0 m   | 0,043          | Nagyon toxikus                                     | 0,043          |
| 0,5 m              | 0,020   | Nagyon toxikus | 0,021  | Nagyon toxikus |
| 1 m                | 0,020   | Nagyon toxikus | 0,043  | Nagyon toxikus |
| 1,5 m              | 0,020   | Nagyon toxikus | 0,043  | Nagyon toxikus |
| 2 m                | 0,020   | Nagyon toxikus | 0,043  | Nagyon toxikus |
| 2,5 m              | 0,028   | Nagyon toxikus | -  | -              |



21. ábra. *Azotobacter agile* dehidrogenáz aktivitás gátlási teszt eredményei

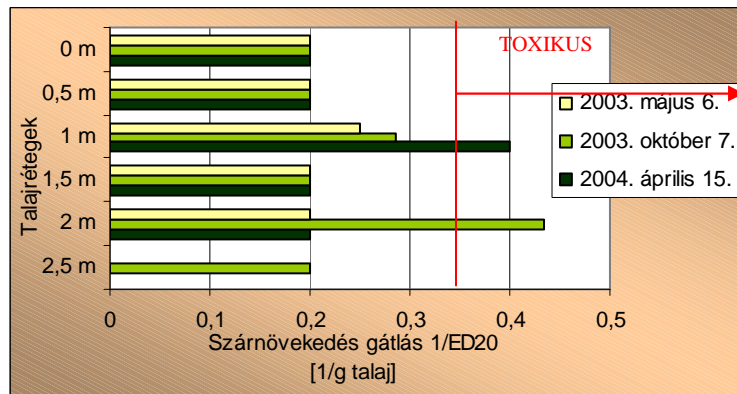
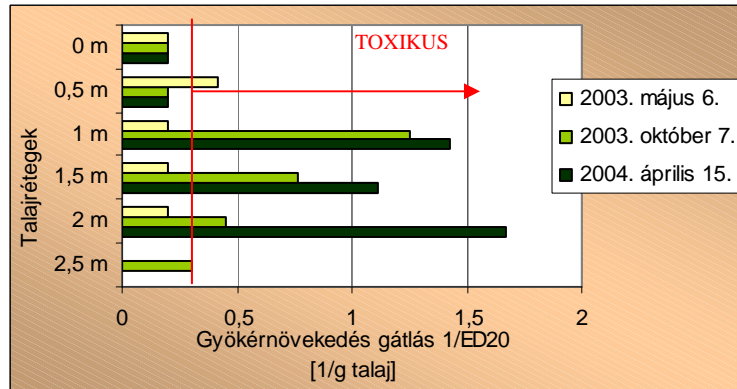
21. táblázat. *Sinapis alba* gyökér- és szárnövekedés gátlási teszt eredményei:

| Talajminta rétegei | 2003. május 6.<br>GYÖKÉRNÖVEKEDÉS<br>GÁTLÁS ED <sub>20</sub><br>[g talaj] |             | 2003. október 7.<br>GYÖKÉRNÖVEKEDÉS<br>GÁTLÁS ED <sub>20</sub><br>[g talaj] |                | 2004. április 15.<br>GYÖKÉRNÖVEKEDÉS<br>GÁTLÁS ED <sub>20</sub><br>[g talaj] |                |
|--------------------|---|-------------|---|----------------|--|----------------|
|                    | 0 m   | >>5         | Nem toxikus   | >>5            | Nem toxikus  | >>5            |
| 0,5 m              | 2,4   | Toxikus     | >>5   | Nem toxikus    | >>5  | Nem toxikus    |
| 1 m                | 5   | Nem toxikus | 0,8   | Nagyon toxikus | 0,7  | Nagyon toxikus |
| 1,5 m              | >>5   | Nem toxikus | 1,3   | Toxikus        | 0,9  | Nagyon toxikus |
| 2 m                | >>5   | Nem toxikus | 2,2   | Toxikus        | 0,6  | Nagyon toxikus |
| 2,5 m              | -   | -           | 3,3   | Enyhén toxikus | -  | -              |

| Talajminta rétegei | 2003. május 6.<br>SZÁRNÖVEKEDÉS<br>GÁTLÁS ED <sub>20</sub><br>[g talaj] |                | 2003. október 7.<br>SZÁRNÖVEKEDÉS<br>GÁTLÁS ED <sub>20</sub><br>[g talaj] |             | 2004. április 15.<br>SZÁRNÖVEKEDÉS<br>GÁTLÁS ED <sub>20</sub><br>[g talaj] |             |
|--------------------|---|----------------|---|-------------|--|-------------|
|                    | 0 m   | >>5            | Nem toxikus   | >>5         | Nem toxikus  | >>5         |
| 0,5 m              | >>5   | Nem toxikus    | >>5   | Nem toxikus | >>5  | Nem toxikus |
| 1 m                | 4   | Enyhén toxikus | 3,5   | Toxikus     | 2,5  | Toxikus     |
| 1,5 m              | >>5   | Nem toxikus    | >5  | Nem toxikus | >5   | Nem toxikus |

|              |     |             |     |             |    |             |
|--------------|-----|-------------|-----|-------------|----|-------------|
| <b>2 m</b>   | >>5 | Nem toxikus | 2,3 | Toxikus     | >5 | Nem toxikus |
| <b>2,5 m</b> | -   | -           | >5  | Nem toxikus | -  | -           |



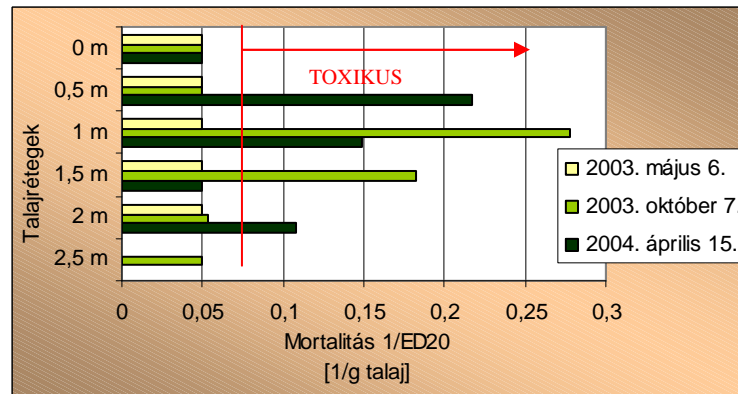
22–23. ábra. *Sinapis alba* gyökér- és szárnövekedés gátlási teszt eredményei

A növényi tesztek eredményei érdekes eltérést mutatnak, mind a talajmikroorganizmusok eredményeitől, mid pedig a növény gyökerét és szárát tekintve. A szénhidrogén szennyezettség alig gátolja a növények föld feletti részét. A gyökereket igen, de azokat sem nagyon nagy mértékben. A minták hely szerinti eltérései természetesen a növényekre gyakorolt hatásban is megmutatkoznak: a legszennyezettebb a legtoxikusabb.

22. táblázat. *Folsomia candida* mortalitási teszt eredményei

| <b>Talajminta rétegei</b> | <b>2003. május 6.</b><br><i>ED<sub>20</sub></i><br><b>[g talaj]</b> |             | <b>2003. október 7.</b><br><i>ED<sub>20</sub></i><br><b>[g talaj]</b> |             | <b>2004. április 15.</b><br><i>ED<sub>20</sub></i><br><b>[g talaj]</b> |             |
|---------------------------|---|-------------|---|-------------|--|-------------|
| <b>0 m</b>                | >20   | Nem toxikus | >20   | Nem toxikus | >20  | Nem toxikus |
| <b>0,5 m</b>              | >20   | Nem toxikus | >20   | Nem toxikus | 4,6  | Toxikus     |
| <b>1 m</b>                | >20   | Nem toxikus | 3,6   | Toxikus     | 6,7  | Toxikus     |
| <b>1,5 m</b>              | >20   | Nem toxikus | 5,5   | Toxikus     | >20  | Nem toxikus |
| <b>2 m</b>                | >20   | Nem toxikus | 18,7  | Nem toxikus | 9,3  | Toxikus     |
| <b>2,5 m</b>              | -   | -           | >20   | Nem toxikus | -  | -           |





24. ábra. *Folsomia candida* mortalitási teszt eredményei

Mind a mikrobiális, mind a növényi és állati tesztorganizmusokat alkalmazó ökotoxikológiai tesztek egymással összhangban azt mutatják, hogy a talaj 1 és 1,5 m rétegének toxicitása a legnagyobb, a szennyezőanyag hatása ebben a rétegben koncentráódik.

#### 5.4. A technológiaegyüttes összefoglalása

Az összetett technológia 4 lépéséből eddig megvalósult a folyamatos vízkezelés, a folyamatos bioventilláció, a háromfázisú talaj egyszeri elárasztása és átmosása hozzáférhetőséget növelő adalékkal, most készülünk a második vizes-RAMEB-es mobilizációra. Hátra van még a feklületi réteg kezelése agrotechnikai eljárással. Ezt azért hagytuk utoljára, hogy a 0,3–0,5 méteren lévő izoláló réteg alatt viszonylag zárt egységben folytaathassuk a bioventillációt, mint egy zár reaktorban.

A konkrét technológiaegyüttes monitorozására kidolgozott integrált talajtesztelő metodika bizonyította létjogosultságát. A szilárd talajfázisban lejátszódó folyamatok nem vagy csak rosszul követhetőek, a nagyfokú heterogenitás miatt. A mintavételi tervünk szerint készített furatokat – szerencsétlen módon – az időben előrehaladva egyre közelebb hoztuk a korábban nem azonosított szennyezőforráshoz. Így egyre szennyezettebb talajmintákhoz jutottunk, melyek természetesen nem reprezentálták az időbeni folyamatok eredményét.

Ez további érvet szolgáltatott eredeti koncepciónk mellett, tudniillik hogy az *in situ* bioremediációt a mozgékony talajfázisok analízise és az azokban mérhető indikátorok megfelelő interpretációja segítségével célszerű megítélni és követni. Így a technológiamonitöring soráén a hangsúly áttevődött a talajvíz és a talajlevegő analízisére. Ezek közül a talajlevegő mintegy integrálja a kezelt és szellőztetett talajtér fogat folyamatainak gáznemű eredményeit. A víz kevésbé reprezentálja az átlagot, de mégiscsak sokkal jobban, mint a szilárd fázis. A víz átlagot reprezentáló képességét több tényező korlátozza, ezzel befolyásolja az átlagra vonatkozó eredményt: a vízszintingadozások miatt időben eltérő és különböző szennyezettségű talajrétegekkel érintkezik (ezekből szénhidrogén kerül a vízbe). További heterogenitást eredményezhet felúszó, szabad fázisban elhelyezkedő szénhidrogén, az olajlencse. Az olajlencse tudniillik a vízszinttől függően más és más áteresztőképességű rétegekben helyezkedik el, így a kiszivattyúzott vízbe vándorlása szintén függ a vízszinttől.

Átlagolás és reprezentáció szempontjából tehát legjobb a talajlevegő analízise, utána talajvíz következik, a legrosszabb a talaj szilárd fázisa. Az interpretáció szempontjából viszont a talajlevegő analízise kevésbé releváns a talajvízre és a szilárd fázisra vonatkozóan, mint azok saját maguk. A talajlevegő és a talajvíz együttes tesztelése viszont megfelelően

kiegészítik egymást. A talaj szilárd fázisát pedig a kezelés vége fele, a minőség ellenőrzésére kell alkalmazni. Ennek bizonyítására a részletes monitoringot folytatjuk a remediáció teljes befejezéséig.

A konkrét területen további problémát jelentett, hogy a talajba került idegen szennyezőanyag megbolygatta a terület rendjét és felborította az egyértelmű értékelhetőséget, tehát kísérletechnikai szempontból hátrányt jelentett. Ugyanakkor jól tükrözi a realitást, azt, hogy szennyezett területek több forrásból is szennyeződhetnek, hogy ahol több tevékenység folyik a felszínen, ott többféle szennyezőanyagra kell számítani.

A területre került szennyezőanyag azonosítása után újraértékeljük a helyzetet, és megállapítottuk, hogy a biotechnológiai paraméterek, a levegőztetés, az adalékok és a tápanyagok olyan állapotban tartják a terület talajának és talajvizének mikroflóráját, mely addig jelen nem lévő szennyezőanyag ártalmatlanítását is könnyűszerrel megoldják, nagy biztonságot és stabilitást eredményezve a talaj belsejében.

Az éles szennyezőanyagcsúcsot eredményező idegen szennyeződés óta egy újabb, laposabb maximumot adó külső szennyeződést is megfigyeltünk, mely szintén képes volt eliminálódni a kezelt területünkről.

## Tartalom

|   |    |
|---|----|
| 1. Általános áttekintés az <i>in situ</i> talajremediációban alkalmazható integrált megoldásokról: technológia-szemponturnál állapotfelmérés, technológiai módszeregyüttesek, technológiai paraméterek, technológiamonitoring ..... | 2  |
| Bevezetés.....  | 2  |
| 2. Bioremediáció lépései konkrét szennyezett területen: Kaba, Kutricamajor .....  | 4  |
| 3. Technológiai módszeregyüttes, az optimális biotechnológiához tartozó paraméterek egy konkrét példán: KABA, Kutricamajor .....  | 11 |
| 1. Bevezetés.....   | 11 |
| 2. A terület felmérése .....  | 12 |
| 2.1. Állapotfelmérés .....  | 12 |
| 2.2. Laboratóriumi kísérletek a biodegradáció intenzifikálására .....   | 13 |
| 3. Az alkalmazandó technológiaegyüttes .....  | 15 |
| 3.1. Talajvízkezelés .....  | 16 |
| 3.2. Bioventilláció .....   | 16 |
| 3.3. A felszíni talajréteg kezelése agrotechnikai eljárással .....  | 17 |
| 3.4. Az integrált technológiaegyüttes megvalósítása .....   | 17 |
| 4. A technológiamonitoring során alkalmazott integrált módszeregyüttes.....   | 18 |
| 5. A technológiamonitoring és az eredmények interpretációja.....  | 21 |
| 5.1. A talajvíz .....   | 21 |
| 5.2. A háromfázisú talaj kezelése bioventillációval .....   | 31 |
| 5.3. A talaj szilárd fázisában lejátszódó változások követése .....   | 32 |
| 5.4. A technológiaegyüttes összefoglalása .....   | 41 |