



XI. KÁRPÁT-MEDENCEI KÖRNYEZETTUDOMÁNYI KONFERENCIA

Tanulmánykötet

2015. május 6-9. Pécs



Szerkesztette:

Csicsek Gábor

Kiss Ibolya

ISBN 978-963-642-873-0

Kiadó: Szentágothai János Szakkollégium
dr. Hatvani Zsolt

Nyomda: B-Group Kft.
Felelős vezető: Borbély Zsolt

Kerozinnal szennyezett terület komplex vizsgálata

MÁTHÉ ÁGNES RÉKA, KÖHLER ARTÚR

Eötvös Loránd Tudományegyetem, Természettudományi Kar,
1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/A,
parany@elte.hu, kobler@itr2000.hu

Complex Evaluation of a Kerosene Contaminated Site

Abstract

The paper is aimed to determine the time for natural regeneration of the groundwater at a kerosene contaminated site. In order to facilitate prognosis complex evaluation of a multiparametric dataset was performed. Previously available data included the hydraulic and water quality measurements from reconnaissance and monitoring (MNA) activities. The site was available for further measurements and sampling.

Additional investigation was oriented to obtain site specific value of previously non-measured (estimated) parameters. In order to thoroughly understand the site fate and transport processes hydraulic conductivity values and microbial activity needed to be assessed.

The hydraulic conductivity value of the contaminated aquifer was previously estimated by choosing the medium values of typical value range based on the lithology. Pump tests were conducted to obtain site specific values.

The microbial activity was inferred by general water quality data therefore tests were performed to characterize the activity and type of the microbial community degrading the hydrocarbon contaminants. Since general water quality data was not collected at the time of the microbial tests, these parameters were measured along.

Results indicate that the dissolved kerosene concentration was diminishing due to significant microbial activity. The results were used to estimate the time necessary to the spontaneous regeneration of the site.

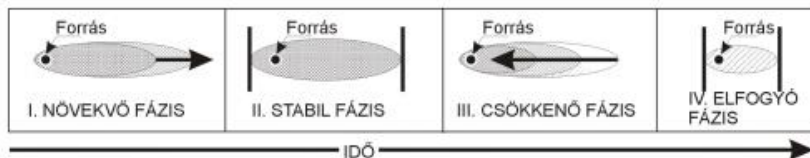
Keywords

groundwater, contamination, monitoring, biodegradation, MNA

Bevezetés

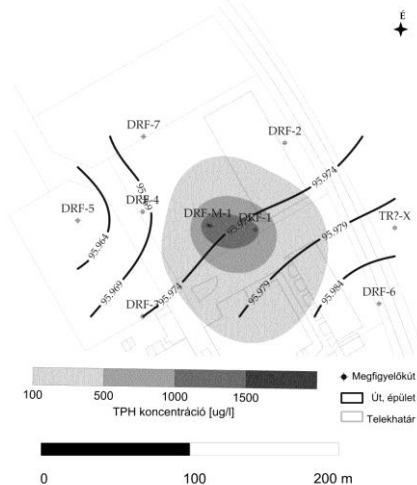
A felszín alatti környezeti károk könnyen kialakuló, de nehezen helyrehozható károsodásai környezetünknek. A felszín alatti térrész környezeti elemei a földtani közeg és a felszín alatti víz. E két környezeti elem egymással szoros kölcsönhatásban áll. A földtani közeg és a felszín alatti vizek természetes hidrogeokémiai rendszere összetett, időben és térben változó dinamikus rendszer. A felszín alatti térrészben kialakuló szennyezettség a felszín alatti régió természetes állapotára szuperponálódó anomáliának tekinthető. A felszín alatti térrészbe jutó szennyező anyagok viselkedése a felszín alatti rendszer természetes viselkedésének és a szennyező anyagok kölcsönhatásának együttes eredménye, ezért a felszín alatti térrészben, különösen pedig a

felszín alatti vízben kialakult szennyező csóvák sajátos viselkedésű, időben és térben dinamikus rendszerek. Az oldott szennyezőanyag csóva aktuális állapotát a csóva életciklusán belüli szakaszával jellemezhetjük (1. ábra). A felszín alatti környezeti károk kialakulásuk után egy rövid időszakban (általában legfeljebb 1-2 év) kiterjedésben és koncentrációkban növekvő jeleget mutatnak, ezt követően hosszabb (akár több évtizedes) stagnálási szakasz következik, amikor a felszín alatti kár környezetével dinamikus egyensúlyban van. Végezetül a szennyezettség spontán csökkenni kezd mind kiterjedését, mind koncentrációit tekintve, és elegendő idő elteltével, amennyiben a szennyezőforrást felszámolták, megszűnik (Newell és Connor, 1998 alapján).



1. ábra. BTEX csóva elméleti ciklusa (Németh, 2003).

A vizsgált probléma kerozin földalatti tartályokban való tárolása következtében alakult ki. Kialakulási ideje nem ismert, a szennyezettségre csak a tartályok kiemelésekor derült fény. A kerozintárolásra használt ingatlanon 13 db. 5-50 m³-es földalatti tartály volt, melyeket 2008 végén kiemeltek. A szennyezettség meglétét 2009 elején végzett mintavételek mutatták ki. A tényfeltárás 2009. december és 2010. január során nyolc ponton végzett fúrásos feltárással, talaj-, és talajvíz-mintavételekkel lehatárolta a kialakult szennyezettséget. Talaj- és talajvíz-minták szennyezőanyag tartalmának kromatogramjai igazolták, hogy az észlelt szennyezettség a terület korábbi használatához (kerozintárolás) köthető. A fúrászelvények alapján a felszín és a felszín alatti víz közt érdemi záró képződmény, amely a felszín alatti víz számára védelmet, illetve a felszín felől érkező szennyeződés vagy a beszivárgó csapadékvíz számára akadályt jelentene, nincs. A telített zóna a vizsgált területen gyakorlatilag egységes kifejlődésű homokos kavics (teraszüledék), érdemi inhomogenitás nem tapasztalható. A felszín alatti víz megütött szintje 4,5-4,8 méterrel a terep alatt, kb. 96 m mBf szintben volt. A területen kialakított mintavételi pontokon önálló fázisú szénhidrogén nem jelent meg. Az áramlási irány 2010. január 13-án nyugatias volt, nagyon alacsony ($1,4 \times 10^{-4}$) gradienssel. A terület szivárgási együtthatóját irodalmi adatok alapján becsülték 60 m/nap értékre.



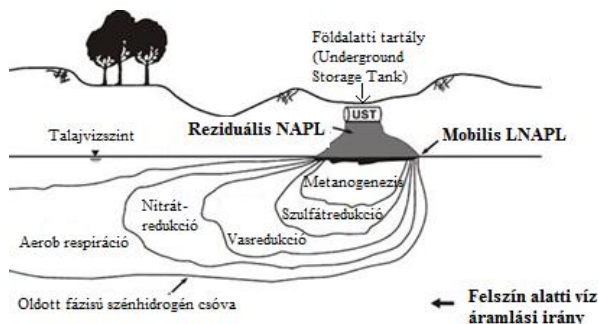
2. ábra. TPH koncentráció-eloszlás a tényfeltáráskor (2010. január)

A területen zajló biodegradációs folyamatokra áttételesen (vízkémiai adatok alapján) következtettek. A tényfeltárás idején a feltárt szennyezettség viselkedését meghatározó tényező a diffúzív transzport és a feltételezett biodegradáció volt, ezt a kialakult csóva izometrikus megjelenése is alátámasztotta (2. ábra).

A biodegradációs aktivitáshoz köthető redox folyamatok eredményeképpen NO_3^- , Fe(III) , Mn(IV) , és SO_4^{2-} redukálódik. Ezek a paraméterek az általános vízkémiai vizsgálatok során mérhetők, melyet a tényfeltárás során vizsgáltunk, így térképen ábrázolhatók a nitrát-, szulfát, Fe(II) - és Mn(II) koncentrációk. Az elfogyó nitrát- és szulfát koncentrációk, illetve a megnövekedő Fe(II) - és Mn(II) koncentrációk a mikrobiológiai aktivitás indikátorai lehetnek.

Az üzemanyagok esetében azt tapasztalták, hogy aerob körülmények között a leggyorsabb a lebontás, ami nagy oxigén felhasználással jár, így ha nem pótlódik a felhasznált oxigén, oxigénhiány lép fel, a bontás minősége megváltozik, anaerob irányba tolódik. Ekkor a mikrobák elektronakceptorként más, könnyen redukálható iont használnak, először nitrátot, majd mangán(IV)-et, vas(III)-at, majd ezek kimerülése után szulfátot redukálnak a csökkenő redoxpotenciál sorrendjében. Ha ezek az ionok sem állnak rendelkezésre, akkor a mikrobák fermentálni kezdenek, illetve metanogenezisre kerülhet sor, mely igen rossz hatásfokú szennyezőanyag bontást jelent (Németh, 2003).

A rendelkezésre álló elektronakceptor ionok függvényében az oldott szennyezőanyag-csóvában térben és időben változó minőségű respiráció jön létre, melynek egy pillanatfelvételét az alábbi ábra szemlélteti (3. ábra). Az ábrán egy kifejtett, stabil életszakaszban lévő csóva látható. A csóva határain a



3. ábra. Respiráció térbeli változása egy csóvában (Tamás és Kovács, 2008)

folyamatos oxigén utánpótlás miatt aerob respiráció jelenik meg, a csóva belseje felé a könnyen hasznosítható ionok fogyásával az anaerob respiráció különböző formái láthatók, míg a forráshoz közel a felhasználható ionok kimerülése miatt fermentáló mikroorganizmusok vannak jelen.

Anyag és módszer

A mintavételeket az FTR 2000 Kft végezte (NAT által a NAT-7-0025/2012 számon akkreditált mintavevő szervezet) a felszín alatti víz mintavételére vonatkozó MSZ 21464:1998 (visszavont szabvány) szerint. A mintavételek és vízszintmérések negyedéves gyakoriságúak voltak 2010. decembertől 2014. decemberig. A mintavételek előtt a kutak tisztítószivattyúzása paraméterállandóságig (pH, fajlagos elektromos vezetőképesség, hőmérséklet) történt, emellett a tisztítószivattyúzás során kitermelt víz jellemzőit (szín, zavarosság, szag, habzás stb.) a mintavételi jegyzőkönyveken

rögzítettük. A minták laboratóriumi vizsgálatát kértük. A vizsgálat során mérték a minták szénhidrogén-tartalmát és a monitoring keretében hat alkalommal, majd a kiegészítő vizsgálatok keretében két alkalommal általános vízkémiai paramétereket. További kiegészítő mikrobiológiai és hidraulikai (szivattyúteszt) vizsgálatokat végeztünk 2014. július és 2015. április között.

1. táblázat. Az elvégzett vizsgálatok és időpontjai

VIZSGÁLATOK IDŐPONTJAI	ELVÉGZETT VIZSGÁLATOK					
	VÍZSZINT- MÉRÉS	VÍZMINTA- VÉTEL	TPH, BTEX, PAH	ÁVK	MIKROBIOLÓGIA	SZIVATTYÚTESZT
2010.01.13	X	X	X	X		
2010.12.21	X	X	X	X		
2011.03.29	X	X	X			
2011.06.21	X	X	X	X		
2011.09.28	X	X	X			
2011.12.20	X	X	X	X		
2012.03.27	X	X	X			
2012.06.26	X	X	X	X		
2012.09.19	X	X	X			
2012.12.20	X	X	X			
2013.03.12	X	X	X			
2013.06.27	X	X	X	X		
2013.09.14	X	X	X			
2013.12.23	X	X	X			
2014.03.07	X	X	X			
2014.06.27	X	X	X			
2014.07.10	X	X		X	X	X
2014.09.16	X	X	X	X	X	
2014.12.22	X	X	X		X	
2015.04.02						X

Vízminták oldott szénhidrogén tartalmának vizsgálata

2. táblázat. Az analitikai módszerek

KOMPONENS	SZABVÁNY
BTEX+NAFTALINOK	MSZ 21470-92:1998, WBSE-26:2007
TPH	MSZ 21470-94:2001
PAH	MSZ 21470-84:2002
NITRÁT, SZULFÁT	MSZ EN ISO 10304-1:2009
VAS	MSZ EN ISO 17294-2:2005

Az akkreditált laboratóriumi analitikai munkákat (TPH, BTEX, PAH, ÁVK koncentrációk) a NAT-1-1398/2012 számon akkreditált Wessling Hungary Kft végezte.

Hidraulikai vizsgálatok

A hidraulikai vizsgálatok a nyugalmi potenciálszintek mérését és a területre jellemző szivárgási tényező meghatározását foglalják magukba. A nyugalmi potenciálszinteket a mintavételek időpontjában négy órán belül (tehát kvázi egy időpontban) mértük.

Ismerve a vízáadó réteg jó vízáadó képességét, rövid (60 perces), állandó hozamú szivattyútesztet végeztünk 5 kútban. A szivattyútesztekre kiválasztott kutak (DRF-1,-3,-

6,-7,-8) a terület egészét reprezentálják. A kiértékelést a visszatöltődési szakaszra, a Theis nem-egyensúlyi egyenletének Cooper-Jakob szerint módosított változatát alkalmaztuk (Domenico és Schwartz, 1990).

Mikrobiológiai vizsgálatok

A szennyezettség elfogásával kapcsolatos prognózis felállításához szükséges igazolni, hogy a degradáció valóban mikrobiális eredetű (Suthersan, 1996). Ahhoz, hogy a szennyeződés mértékének csökkenése a lehetséges koncentráció-csökkentő folyamatok közül a biodegradációnak legyen tulajdonítható, alapvetően három feltételnek kell teljesülnie: (1) A szennyezőanyag mennyiség csökkenése kimutatható kell, hogy legyen, (2) a mikrobiális aktivitást laboratóriumi eredményeknek kell igazolniuk, valamint (3) a geokémiai indikátorok (elektronakceptorok) területi eloszlása és időbeli trendje legyen ismert (Suthersan, 1996).

A szennyezőanyag mennyiségének csökkenését a vízminőségi vizsgálatok koncentráció értékei és az ezekből készített koncentráció térképek változásai igazolják. A harmadik feltétel teljesül az általános vízkémiai vizsgálatok elvégzésével és értékelésével. A második feltétel teljesüléséhez kis anyagrafordítású vizsgálatokat végeztünk az ELTE Mikrobiológiai Tanszékén.

A mikrobák a szerves szennyezőanyagot végső soron szén-dioxiddá és vízzé bontják. A mikrobiológiai aktivitás becslésére a CO₂ termelés mérését választottuk biométer palackkal, aminek segítségével becsülhető a szerves anyag biodegradálhatósága.

A nitrátredukáló baktériumok a vízben lévő nitrátot elektronakceptorként használják, miközben a nitrátot redukálják, és végső soron nitrogén gáz képződik, mely Durham-csőves kémcsövekben nitrát-tartalmú táplevessel kimutatható.

A kerozinbontó mikroorganizmusok csíraszámának meghatározására a mikrobáknak szénforrásként csak kerozint adtunk. A megnövekedett mikrobiológiai aktivitást a táptalajban lévő rezazurin indikátor színváltozása jelzi. A csíraszám becslése a McCrady-táblázat alapján történt MPN módszerrel (Song és Bartha, 1990).

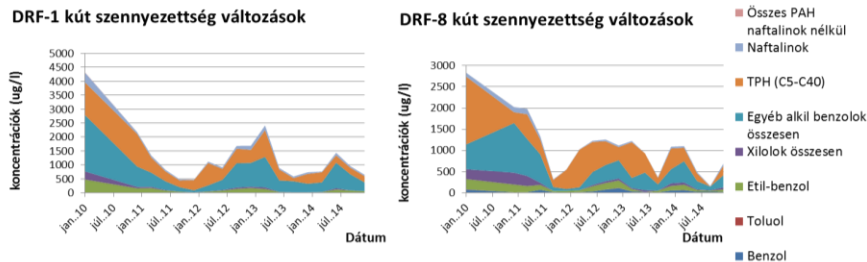
Mivel a metántermelő baktériumok metabolizmusának elengedhetetlen feltétele, hogy a mikrobióta más tagjai fermentációs folyamatok révén szubsztrátokat állítsanak elő számukra, a metántermelődéssel kimutatásával egyszersmind fermentációs folyamatok végbemenetelét is igazolhatjuk. Ugyanakkor a metántermelődéssel hiánya nem igazolja a fermentációs folyamatok hiányát. Metánméréssel a metántermelő folyamatok (és baktériumok) létét lehet kimutatni, illetve ezek intenzitására lehet következtetni. A vízmintákat 6-7 hétre anaerob környezetben helyeztük el, majd gázkromatográfiás módszerrel (GC-FID) mértük.

Eredmények

Szennyezőanyag vizsgálatok

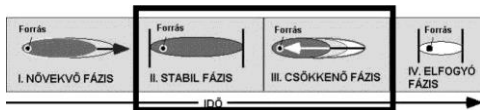
A gócpontokban összességében csökkenő koncentrációk észlelhetők (4. ábra). A szennyezettség területi kiterjedése komponensenként számítható az egyes mintavételi

időpontokra szerkesztett koncentráció térképek alapján. Benzol és alkilbenzol tekintetében stagnál, más komponenseknél csökken a koncentráció.



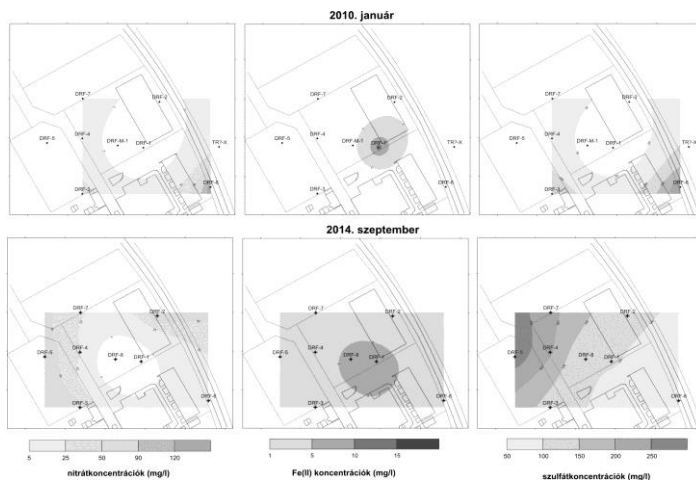
4. ábra. DRF-2 és DRF-8 kút szennyezettségi változások a mintavételi adatok alapján.

Tehát a csóva életszakaszai közül a koncentráció és kiterjedés szempontjából a stabil-csökkenő szakaszban van (5. ábra).



5. ábra. Csóva életciklus szakaszai (Németh, 2003).

Általános vízkémiai vizsgálatok



6. ábra. Nitrát-, vas-, és szulfátkoncentrációk 2010. januárban és 2014. szeptemberben.

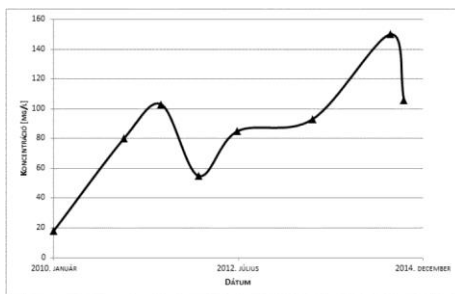
Az 6. ábrán látható a nitrát-, vas(II)- és szulfát-koncentrációk területi eloszlása 2010. januári és 2014. szeptemberi időpontban.

Nitrát tekintetében határozottan kisebb koncentráció mérhető a szennyezett kutak körül, tehát a nitrát elfogyása kimutatható. A két időpont nitrát eredményeit összehasonlítva érdemi különbség nem mutatható ki, tehát elmondható, hogy mindkét mintavételi időpontban a szennyezett kutak környezetében nem állt rendelkezésre ele-

gendő oxigén, mint elektronakceptor, így az anaerob lebontás dominált, melynek első lépcsőjéig, a nitrátredukcióig biztosan eljutott a folyamat.

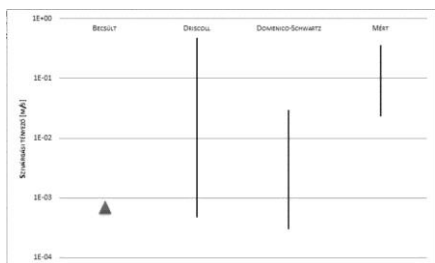
A szennyezett kutakban magasabb vas(II) koncentrációt kaptunk, mint a szélső kutakban, tehát a vasredukció is kimutatható. A két időpont vas(II) eredményeit összehasonlítva érdemi különbség nem mutatható ki, tehát a vasredukció 2010 januárjában és 2014 szeptemberében is kimutatott.

A két időpontban mért szulfát koncentrációkból szerkesztett eloszlási kép jelentősen eltér egymástól. A tényfeltárás idején (2010. január) a szennyezett kutak környezetében kimutatható szulfát elfogyása 2014 szeptemberében már nem mutatható ki, a 2014. szeptemberi koncentráció eloszlás feltehetően a terület természetes geokémiai hátterét tükrözi. A szulfát koncentrációja a tényfeltárás kezdetétől növekszik a DRF-1 kútban (7. ábra), tehát a szulfátredukció mértéke folyamatosan egyre kisebb lett a monitoring során, jelenleg a szulfátredukció nem kimutatható.



7. ábra. DRF-1 kút szulfát koncentráció változása

Szivattyúteszt



8. ábra. Szivárgási tényezők összehasonlítása

Az eredményül kapott szivárgási tényezőket irodalmi adatokkal és a becsült szivárgási tényezővel összehasonlítva arra az eredményre jutottunk, hogy a mért adatokhoz képest majdnem két nagyságrenddel lett alulbecsülve a szivárgási tényező. A becsült érték az irodalomban (Driscoll, 1986; Domenico és Schwartz, 1990) megadott tartományok alsó részébe esik, míg a mért értékek ezen tartományok felső határához esnek.

Mikrobiológia

Az eredmények tekintetében megállapítható, hogy a területen zajló nitrátredukció mikrobiális eredetű, ezt igazolja a Durham-csőben megjelenő nitrogén gáz buborék. A CO₂ termelés a DRF-8-as kútban volt a legnagyobb, tehát a mikrobiális bontás ebben a kútban a legintenzívebb. A két központi kútban kimutatott nagyobb kerozinbontó csíraszám alátámasztja azt a feltételezést, miszerint a központi kutakban jelentős mikrobiális biodegradáció zajlik.

A metánmérések alapján a DRF-8-as kút környékén fermentációra képes mikrobák a többi kúthoz képest jelentősebb számban vannak jelen. Jelenlétük utalhat arra, hogy a szennyezettség korábbi szakaszában a DRF-8 környezetében a biodegradáció eljutott

a fermentációs-metántermelő fázisig, vagy arra, hogy ugyan jelenleg szulfátredukció nem zajlik, de fermentációra képes mikrobióta kisebb, szeparált térrészekben jelen van.

Asszimilációs kapacitás

A fentebb írt, a degradáció mikrobiális voltát ellenőrző feltételek teljesülése alapján a szennyező anyag mennyiségének csökkenése elsősorban a területen zajló biodegradáció eredménye, ezért a mikrobiológiai aktivitás számszerűsítésével számíthatóvá válik a szennyező anyag mennyiségének csökkenése, következésképpen a terület természetes rehabilitációjához szükséges idő becslése. A mikrobiológiai aktivitást a rendelkezésre álló elektronakceptorok mennyisége határozza meg, ezt a mennyiséget asszimilációs kapacitásként ismerjük.

A területen alapvetően nitrát- és vasredukció zajlik, ezekre az ionokra számítható az egységnyi asszimilációs kapacitás a redukciók egyenlete (Suthersan, 1996) és a háttér valamint a szennyezett területre jellemző nitrát és vas(II) koncentrációk különbsége alapján.

A két folyamat együttesen zajlik, tehát a területen a nitrátredukcióhoz és a vasredukcióhoz köthető egységnyi asszimilációs kapacitásokat összegezni kell. Így a területre a háttérből érkező egységnyi asszimilációs kapacitásra 4,515 mg/l adódik. Ez azt jelenti, hogy egy liternyi, a területre a háttérből érkező víz elektronakceptor mennyisége 4,515 mg benzol (illetve azzal egyenértékű szénhidrogén) bontásához elegendő.

Az egységnyi asszimilációs kapacitásból és a szennyezett területre egységnyi idő alatt érkező víz mennyiségéből számítható, hogy a szennyezett területre egységnyi idő alatt mekkora asszimilációs kapacitás érkezik. A területre egységnyi idő alatt érkező víz mennyiségének kiszámítása úgy történt, hogy meghatároztuk azt a felületet, amire a szennyező anyag degradációját elősegítő ionok érkeznek, majd az áramló víz fluxusából kiszámítható az ezen a felületen egységnyi idő alatt átáramló víz mennyisége.

A tényfeltárás során készült TPH koncentráció térkép alapján az áramlási irányra merőleges csóva-keresztmetszetet vettük horizontális kiterjedésként, mely 100 méter. Vertikális kiterjedése az a térrész, aminek a szennyező anyag átlagkoncentrációját vizsgáltuk, tehát a megfigyelő kutak szűrőzött szakaszának hossza, mely 2 méter. Ezen a 100 x 2 méteres felületen átáramló víz mennyiségét számítottuk a területre az utolsó vizsgálat alkalmával számított gradiens, a mért k-tényező és a porozitás alapján a Darcy-összefüggés (1. egyenlet) és az alábbi értékek felhasználásával.

$$V_x = \frac{K \cdot \frac{dh}{dl}}{n_e}$$

1. egyenlet. Felszín alatti víz áramlási fluxusa,

ahol V_x = átlagos lineáris fluxus, K = szivárgási tényező, dh/dl = gradiens, n_e = effektív porozitás (<http://www2.nau.edu/~doetqp-p/courses/env303a/lec32/lec32.htm>).

$K=0,1 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{s}$; $n_e=0,3$; $dh/dl=0,0001$; $v_x=0,000033 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{s}$.

$$Q = A \times V_x$$

2. egyenlet. *Átáramló víz mennyisége,*

ahol A = szennyezett térrész áramlásra merőleges felülete, V_x = átlagos lineáris fluxus.

$A = 200 \text{ m}^2$, $v_x = 0,000033 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{s} = 0,066 \text{ m}^3/\text{s} = 6,6 \text{ l/s} = 570240 \text{ liter/nap}$.

A teljes asszimilációs kapacitást megszorozva a naponta átáramló víz mennyiségével megkapható a napi asszimilációs kapacitás, ez 2600640 mg benzoalegyenértéknek felel meg. Ez azt jelenti, hogy ilyen mennyiségű benzol vagy benzoalegyenértékben kifejezett szénhidrogén asszimilációjához elegendő az asszimilációs kapacitás.

Prognózis

A prognózis során számos tényező figyelembe vételét mérlegelni kellett. A területen a szennyező anyag három fázisban – szemcsevázhoz kötött, oldott- és gőz fázisban – van jelen, mely fázisok egymással dinamikus egyensúlyban vannak. A területen önálló fázis nincs. A szemcsevázhoz kötött szennyezőanyag egyrészt párolog, másrészt oldott fázisba megy (mely szintén párolog kis mértékben). Az oldott szennyezőanyag mennyiségét abszolút értékben csökkenti a biodegradáció, ezzel ellentétes folyamat a szennyezőanyag beoldódása, ami folyamatos utánpótlást jelent az oldott szennyezőanyag mennyiségében.

A koncentráció-csökkentő folyamatok közül egyet vettünk közvetlenül figyelembe, ez a korábban leírt nitrát- és vasredukcióhoz kapcsolódó asszimilációs kapacitás. Voltak azonban olyan tényezők, melyeket nem vettünk figyelembe, ezek a párolgási veszteség és a területen zajló mangánredukció. A párolgási veszteséget azért nem vettük figyelembe, mert kb. 4 méteres mélységben helyezkedik el a szennyezett térrész, a párolgási veszteség alárendelt, többek közt azért is, mert a munkagödrök a tartályok eltávolítása után másfél-két évig nyitva voltak, ez alatt az idő alatt a párolgási veszteség nagy része lejátszódott a közvetlen légköri kapcsolatok és a napsugárzás hatására. A mangán redukcióját nem tudjuk figyelembe venni mérési eredmények hiányában, továbbá a korábbi mérések adatai alapján a mangán koncentrációja igen kicsi, ami – figyelembe véve a redukciójával járó energiahatékonyságot is – semmiképp nem biztosít jelentős figyelembe nem vett asszimilációs kapacitást.

Volt olyan tényező, melyet nem közvetlenül vettünk figyelembe, ez a szemcsevázhoz kötött szennyezőanyag mennyisége. A szemcsevázhoz kötött szennyező anyag mennyiségére direkt adat nincs, ellenben figyelmen kívül nem lehet hagyni, hiszen az oldott szennyezőanyag számára folyamatos utánpótlást jelent egy egyensúlyi rendszerben. Figyelembe vételének módját a terület regenerációjára végzett számítás leírása során fejtjük ki bővebben.

Ahhoz, hogy prognózist adjunk a szennyezőanyag elfogyására az asszimilációs kapacitás alapján, szükség volt a szennyező anyag mennyiségét benzoalegyenértékben meghatározni. A szennyezőanyag mennyiségének számítása komponensenként a Surfer program segítségével történt. A szennyezett terület koncentráció-eloszlását a szoftver képes terület szerint integrálni. A terület, amely szerint az integrálás történik a „B” szennyezettségi határérték (6/2009 KvVM-EüM-FVM (IV.14) együttes rendelet) feletti koncentrációval jellemzett terület. A koncentráció-értékek területi integrál-

ját a területtel visszaosztva a területre jellemző, a „B” határértéket meghaladó átlagkoncentráció értéket kapjuk. A szennyezett területen a telített zóna két méteres vastagságára a porozitást figyelembe véve kiszámítható a figyelembe vett térrészben található víz mennyisége, ennek és az átlagkoncentrációnak a szorzata adja a szennyező anyag mennyiségét. Az asszimilációs kapacitás benzolegyenértékre van megadva, ezért az egyes szennyező komponenseket benzolegyenértékre kell átszámolni és így ezek végül összesíthetők.

A szennyezőanyag benzolegyenértékben való megadása a komponensek átlagos szénatom-száma és a benzol szénatom-számának aránya alapján történt.

Állandó asszimilációs kapacitással számolva minden mintavételi időpontra kiszámítható, hogy ha nem lenne szemcsevázhoz kötött fázisból a beoldódás, akkor hány nap alatt fogyna el az aktuális összes oldott szennyezőanyag.

Az állandó asszimilációs kapacitás mellett az egymást követő időpontokra kapott összességében csökkenő értékek modellezik a szemcsevázhoz kötött fázis fogyását is, amelyet az állandó megoszlási hányados melletti csökkenő beoldódás jelez.

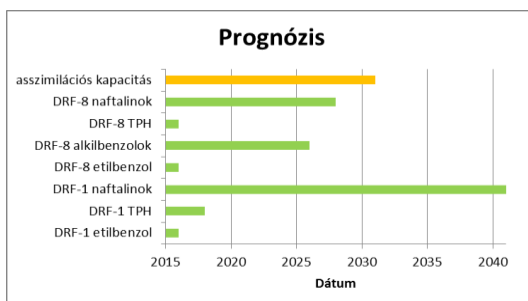
Az összességében csökkenő értékekre az Excelben „NÖV” függvény illeszthető, melynek alkalmazásával megkapható egy úgynevezett „1 nap-érték”, ami azt az időpontot jelenti, amikor a napi asszimilációs kapacitás a beoldódó szennyezőanyagot egy nap alatt asszimilálja. Ennek az állapotnak a bekövetkezésekor tekintjük a területet regenerálódottnak.

E számítás eredményeként azt kaptuk, hogy a terület spontán regenerációja 2031-es évre várható. Ez az eredmény jól egyezik más, az egyes komponensek koncentrációcsökkenésből számított prognózisokkal. A 9. ábrán az asszimilációs kapacitásra kapott prognózis mellett azokat a komponenseket tüntettük fel, amelyek prognózisa elkészíthető volt.

Nem tüntettük fel azokat a komponenseket sem, amelyek már jelenleg is szennyezettségi határérték alatti koncentrációban vannak jelen.

Következtetések

Az elvégzett vizsgálatokkal pontosan meghatározható volt, hogy a szennyezettség életszakaszának melyik fázisban van. Vizsgálatokkal igazoltuk, hogy a szennyezettség viselkedését meghatározó tényező a biodegradációs aktivitás, amely a vizsgálatok befejezésének pillanatában alapvetően nitrátredukciós folyamatok révén csökkenti az oldott fázisú szennyező anyag mennyiségét. Az oldott fázisú szennyező anyag fogyása adatok alapján dokumentált. Az elvégzett vizsgálatok alapján megállapítható, hogy a szennyezettség az elméletileg elvárható módon viselkedik, ezért az adott prognózis reálisnak tekinthető.



9. ábra. Eltérő módon számított prognózisok viszonya

Köszönetnyilvánítás

Köszönjük az FTR 2000 Kft-nek, hogy rendelkezésünkre bocsátotta a mintavételhez és a szivattyúteszthez szükséges eszközöket. Köszönjük az ELTE TTK Mikrobiológiai Tanszékének, hogy elvégezhattük a mikrobiológiai vizsgálatokat. Továbbá köszönjük az ELTE TTK Általános és Alkalmazott Földtani Tanszékének, hogy laboratóriumában elvégezték a kiegészítő általános vízkémiai vizsgálatokat.

Rövidítések

MNA (Monitored Natural Attenuation): monitorozott természetes koncentrációcsökkenés
BTEX Benzol, Toluol, Etilbenzol, Xilolok
TPH (Total Petrol Hydrocarbons): összes alifás szénhidrogén
PAH (Polycyclic Aromatic Hydrocarbons): poliaromás szénhidrogének
LNAPL (Light Non-Aqueous Phase Liquid): víznél kisebb sűrűségű, nem vízfázisú folyadék
ÁVK Általános vízkémia
MPN (Most Probable Number): legvalószínűbb csíraszám

Irodalomjegyzék

6/2009 KvVM-EüM-FVM (IV.14) együttes rendelet
DOMENICO, PATRICK A. – FRANKLIN W. SCHWARTZ (1998): Physical and chemical hydrogeology. Vol. 44. New York: Wiley
DRISCOLL, F. G. (1986): Groundwater and Wells: St. Paul, MN, Johnson Filtration Systems.
NÉMETH, T. (2003): Kármentesítési útmutató 6, Tényfeltárás és monitoring. Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium, Budapest.
NEWELL, C. J. – J. A. CONNOR (1998): Characteristics of dissolved hydrocarbon plumes: Results of four studies. American Petroleum Institute, Washington DC.
SONG, HONG-GYU – RICHARD BARTHA (1990): Effects of jet fuel spills on the microbial community of soil. Applied and environmental microbiology 56.3.: 646-651.
SUTHERSAN, SUTHAN S. (1996): Remediation engineering: design concepts. CRC Press. 150-153.
TAMÁS, J. – KOVÁCS, E. (2008):
http://www.tankonyvtar.hu/hu/tartalom/tamop425/0032_kornyezettechnologia_en/ch02s02.html
<http://www2.nau.edu/~doetqp-p/courses/env303a/lec32/lec32.htm>