

CINK-SZENNYEZODÉS EREDETÉNEK VIZSGÁLATA

Kovács Balázs¹ – Szabó Imre¹ - Czinkota Imre²

¹Miskolci Egyetem, Hidrogeológiai-Mérnökgeológiai Tanszék

²Szent István Egyetem, Talajtani és Agrokémiai Tanszék

Bevezetés

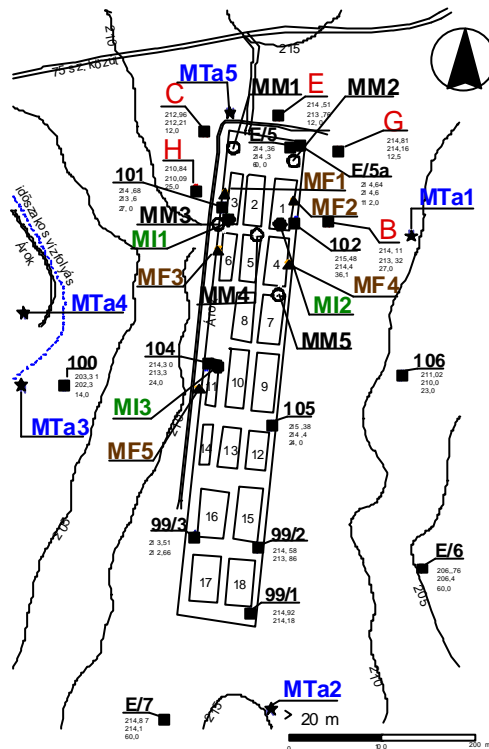
A mélyfúrás során a lyukfal állékonyságának biztosítására speciális összetételű fúróiszapokat alkalmaznak. Az általában bentonit alapú, sokszor barittal növelt suruségu iszapok tulajdonságait, akár fúrás közben is, adalékanyagokkal szabályozzák. A fúrás befejeztével az iszapok egy részét újrahasznosítják, a többi részét véglegesen deponálják. Az újrahasznosíthatóságot gátolják az iszapba belekevert különböző fantázianevű adalékanyagok, illetve az iszap furadék-tartalma is, amit bizonyít a depóniába kerülő iszap magas átlagos furadék-tartalma: 80-82% tömeg%. Hazánkban több fúrási iszaptárolót létesítettek, melyeket korábban átmeneti tárolóként használtak, azonban a megváltozott hulladékelhelyezési jogszabályok ezt a lerakó-típust megszüntették, így szükségessé vált a meglévő iszaplerakók végleges lerakóhelyé történő minosítása, illetve a minosítéshez szükséges környezeti állapotfelmérés elvégzése. Az állapotfelmérés során egyes lerakótelepek környezetében, egyes megfigyelő-kutakban a szennyezettségi határértéket meghaladó cink-koncentrációt észleltek, ami a cink-terjedésének vizsgálatát tette szükségessé. A tanulmány bemutatja egy kiválasztott tárolótér környezeti hatásának vizsgálatát, különös tekintettel a cink terjedésének vizsgálatára, illetve az esetleges szennyezodésnek a közeli ivóvízbázisra gyakorolt hatására.

A lerakótelep

A lerakótelepet egy dombtetőn alakították ki 1989-ben. A létesítmény 18 db 2,5-4 m mély, 10-30 x 40-60 m alapterületű kazettából áll (*I. ábra*), melynek bővítése folyamatban van. A kialakítás során a kazettákból kitermelt földet az oldalfalak magasítására használták fel. A kazettáknál nem építettek aljzat és oldalfal-szigetelést, tekintettel a magas bentonit-tartalmú iszapok elhelyezésére, melyből az akkori feltételezések szerint szennyezőanyagok kimosódása nem volt várható.

A dombtetőt kvarter agyagok és alárendelten iszapok építik fel, ami a kazetták természetes védorétegének is tekinthető, ugyanakkor a mai gyakorlatban megkívánt műszaki épített szigetelés teljesen hiányzik. Az agyagréteg vastagsága a feltárások szerint a domb tetején 7,4-11 m, amely lejtőirányban jelentősen elvékonyodik. Az itt található közepes és kövér agyagok jó vízrekesztő képességűeknek tekinthetők, ugyanakkor 10 % feletti lineáris zsugorodásuk miatt száradási repedések kialakulására hajlamosak. A feltárásokból vett magminták flexibilis permeabilitásban történt vizsgálata

alapján az ép agyagok szivárgási tényezője a $k = 3 \div 6 \cdot 10^{-9}$ m/s tartományba esik. Az iszapok szemipermeábilisnak tekinthetők, a szivárgási tényezőjük – méréseink szerint - $k = 5 \cdot 10^{-7} - 5 \cdot 10^{-10}$ m/s, a bentonittartalomtól függően.

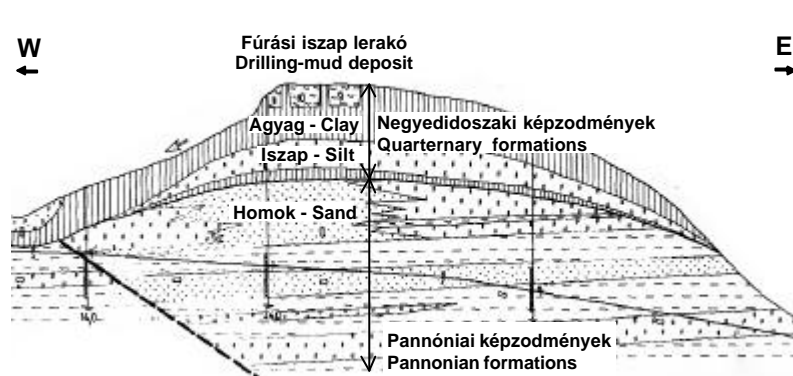


1. ábra: A fúrési iszaplerakó vázlat
Fig. 1: Sketch of the investigated site

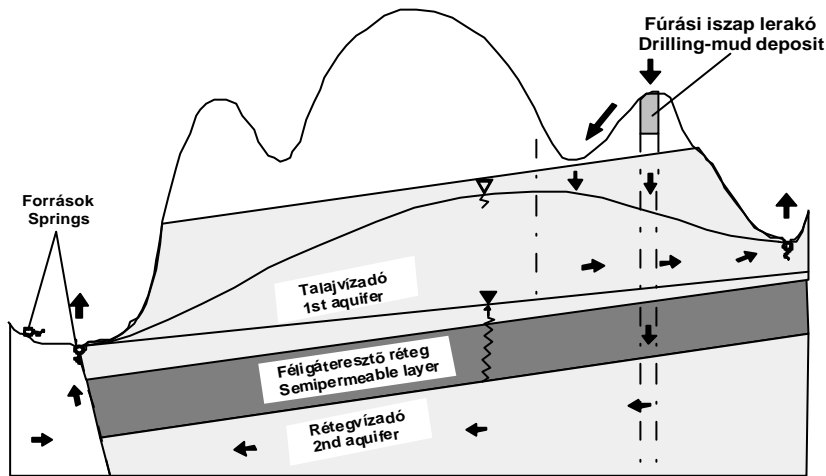
A negyedidoszaki rétegek pannóniai képződményekre települnek, melyek rétegzett, homok, iszap és agyagokból, laza homokkövekből és agyagmárgából felépülő tengeri üledékek. A domb reprezentatív földtani szelvényét a 2. ábra mutatja be.

A lerakó területén, azaz a dombtetőn a talajvíz 8-10 m-es mélységben, ugyanakkor a szomszédos völgytalpakon felszín közelében található meg, sőt a völgytalp egyes mélyebb pontjain talajvízforrások is fakadnak. A talajvíz áramlása Ny-K-i, köszönhetően annak, hogy a vizsgált térség egy dombosor K-i tagja. A mélyebb helyzetű pannóniai, homokos vízadókban ugyanakkor a szivárgás iránya K-Ny-i, amit mélyfúrású kutak nyugalmi szintjei alapján határoztunk meg. Az említett mélyebb helyzetű pannóniai vízadókra telepítették a közeli vízművet a dombtól a rétegvíz áramlási irányába 45 km távolságban Ny-ra. A környező másik vízmű az áramlási iránnyal szemben ÉK-re 3-3,5 km

re található, ezért ezt a lerakó nem veszélyeztetheti. A rétegvízadóban a jellemző hidraulikus esés 12-23 ezrelék. A terület vízforgalmát, a lehetséges szivárgási irányokat egy Ny-K-i szelvény mentén a 3. ábra mutatja be.



2. ábra: A terület földtani felépítése
Fig. 2: Geological cross-section of the area



3. ábra: A terület vízföldtani sémája
Fig. 2: Hydrodynamic scheme of the site

A lerakótelep és környezetének környezeti állapota

A lerakótelep környezetében, az építési engedélyezési eljárás keretében, 1988-ban létesültek az első, E5, E6 és E7 megfigyelőkutak, melyekben negyedéves gyakorisággal történtek vízminőségi ellenőrző mérések. Ugyanekkor fúrták az E5/A jelű ipari víz termelő kutat is. 1994. októberében és novemberében a tároló

véglegesítéséhez készített környezeti hatástanulmány (GEOHIDROTERV, 1995) keretében újabb, a talajvízadó rétegre települt, 100-106. jelu megfigyelokutak kerültek kivitelezésre 14-36 m-es talpmélységgel. 1999-ben az ÖKOHIDROTERV Kft. létesítette a 99/1, 99/2 és 99/3 megfigyelokutakat a később létesített medencék környezetében. A megfigyelokutakban a vízminőség ellenőrzése rendszeresen folyt, melynek során megállapítható volt, hogy a 101,102 és 104 megfigyelokutakban rendszeresen, a 100, 105 és 106 kutakban a közel 30 db egymást követő vizsgálat közül (1993-2001) 1-2 alkalommal a cink-ion tekintetében a 10/2000(VI.2.) KöM-EÜM-FVM-KHVM együttes rendeletben meghatározott „C₃” intézkedési szennyezettségi határértéknél (Filep et. al., 2002) (1,0 mg/l) magasabb koncentrációt (1,08-4,84 mg/l) észleltek. 1999-ben a környező település lakossági, ásott kútjaiban is vízminőség ellenőrzést végeztek, amelynek során megállapítható volt, hogy a tárolótól független földtani, vízföldtani környezetben általában alacsonyabb cink-koncentrációkat mértek, de a kilenc vizsgált kút közül két esetben hasonlóan magas (3,75-4,47 mg/l) cink-ion koncentrációkat mértek. Az illetékes hatóság a bemutatott tények birtokában rendelte el a tározótelep működése és a cink szennyeződés közötti esetleges kapcsolat feltárását, melyet a Miskolci Egyetem végzett el.

A cink-szennyeződés vizsgálata – környezeti állapotfelmérés

A korábbi vizsgálatok alapján megállapítottuk, hogy egyrészt a környező mélyfúrású megfigyelokutakban az első (1993. évi) rendelkezésre álló adattól meghaladja az említett intézkedési szennyezettségi határértéket, ugyanakkor a mért értékek ingadozása magas, azokban tendencia nem mutatható ki. Másfelől tároló környezetétől földtani és vízföldtani szempontból teljesen eltérő rétegekre telepített lakossági ásott kutas vizsgálat is kimutató határérték feletti koncentrációkat.

Megvizsgálva az 1999-ben mélyített T0-T4 jelu, 4m mélységű talajmechanikai fúrások talajmintáinak cinktartalmát, megállapítható volt, hogy mind savas mind vizes kivonat esetén a mért értékek uralkodóan az „A” határérték alatt maradtak, azaz a talajban szennyeződés nem volt kimutatható.

A fúrási lerakóból vett iszapminta vizsgálata alapján a savas közeggel végzett feltárás során meghatározott cink-tartalom nem érte el a földtani közegre vonatkozó „A” határértéket, azaz a határértéklista szerint az iszap a cink szempontjából szennyezetlennek minősült. Az acetát-pufferes kivonat esetében az iszapminták kivonataiban a cink koncentráció meghaladta a „B” határértéket, de egy kivétellel nem haladta meg a „C” értéket. Desztillált vizes kivonat esetén a kivonatok 90%-ánál a cink-tartalom a rendeletben meghatározott „A” érték alatt maradt.

Az ismertetett vizsgálati eredmények alapján tehát egyértelműen nem igazolható, ugyanakkor nem is cáfolható a cink szennyezés eredete, ezért 2001 során további vizsgálatokat végeztünk.

A legrégebben üzemelő 1-6. számú kazetták környezetében 5 db (MM1-MM5) 8,2-9,6 m talpmélységű gépi fúrásokat végeztünk annak érdekében, hogy megállapítsuk a tározók alatti agyagréteg vastagságát, a réteg vízrekesztő képességének laboratóriumi vizsgálatához mintát vegyünk, illetve az altalaj szennyezettségét meghatározzuk.

A medencék alá 45 fokos ferdeségű, 8 m hosszú fúrásokat (MF1-MF5) készítettünk, melyekkel a medence fenékszintje alatti 33,2 m vastag öszletet tártuk fel. A ferde fúrásokból vett talajminták cinktartalom-vizsgálatával a kazettákból kijutó esetleges szennyezés nyomait kerestük.

Emellett a vízadókra 5 db új megfigyelő kutat telepítettünk, melyek közül a C, E és G jelu a talajvízadó, a B és a H jelu a szennyezettnek kimutatott rétegvízadó réteget szűrozik be. Ezen kutak a szennyezés esetleges terjedésének ellenőrzését szolgálják.

A környező domboldalakon felszíni talajmintavétel (MTa1-MTa5) is történt, aminek vizsgálatával az iszap leülepedése után a medence felszínén összegyűlt víz vélelmezett kilocsolásának hatását vizsgáltuk, illetve történt iszapmagmintavétel is annak érdekében, hogy az iszap vízzárósági tulajdonságait, illetve a szorpciós képességét vizsgálhassuk.

A természetes védoréteg feltárásának eredményei

Az MM1-MM5 fúrások a tározótér alatt a megkívánt 3 m vastagságú agyagréteget meghaladó, 4,0-5,0 m vastag kötött, közepes-kövér agyagot tártak fel, azaz a természetes védoréteg a tároló alatt megtalálható. Az agyagréteg flexibilis falú permeabilitásban végzett szivárgási tényező mérései kimutatták, hogy az altalajtól megkívánt $k < 10^{-8}$ m/s feltétel – egy minta kivételével ($5,4 \cdot 10^{-8}$ m/s) – teljesült sokszor akár két nagyságrenddel is kisebb értéket mérve a szükségesnél. (A vizsgálat időpontjában még a 102/1996(XII.12.) Kormányrendelet volt érvényben!) A medence alatt található homokok ($1-7 \cdot 10^{-6}$ m/s), iszapos homokok és homoklisztek ($4 \cdot 10^{-7}$ m/s- $1,5 \cdot 10^{-8}$ m/s) szivárgási tényezője, a megkívánt értéknél magasabb. A kimutatott agyagréteget a ferde fúrások és a megfigyelőkutak is feltárták, ezért megállapítható volt, hogy a lerakótelepet a tevékenységnek megfelelő földtani környezetben alakították ki.

Az iszap vízzárósága

A medencében tárolt iszapról korábban többen vélelmezték, hogy önmagában is megfelelő vízzáróságú a magas bentonittartalma miatt. Ennek vizsgálatára létesítettük az MI1-MI3 fúrásokat, melyeknek a talpát a feltételezett kazettafenék felett határoztuk meg, ügyelve a fenék természetes védorétege

megsértésének elkerülésére. A mérések azt mutatták, hogy az iszap szivárgási tényezője erosen függ a furadék-tartalomtól és ennek megfeleloen $4,4 \cdot 10^{-6}$ - $6 \cdot 10^{-10}$ m/s között változott a szivárgási tényező. Minden fúrás esetén legalább 1 m vastagságban olyan összetételu iszapot találtunk, amely azonos vagy kedvezobb adottságú volt a természetes anyagú, épített szigetelőrétegnél ($k < 10^{-9}$ m/s)

A medencék zárószigetelésének vizsgálata

Az MI1-MI3 fúrások harántolták a megtelt medencék zárószigetelését. Ezt 1998. júniusában már csoinfiltrómméterrel vizsgáltuk és most ismét volt lehetőség megállapítani, hogy a zárószigetelés a megépítés óta a száradás és fagyás miatt tönkrement, vízzárósága gyengült ($1,6 \cdot 10^{-7}$ - $2 \cdot 10^{-9}$ m/s).

A talajvízminták vizsgálata

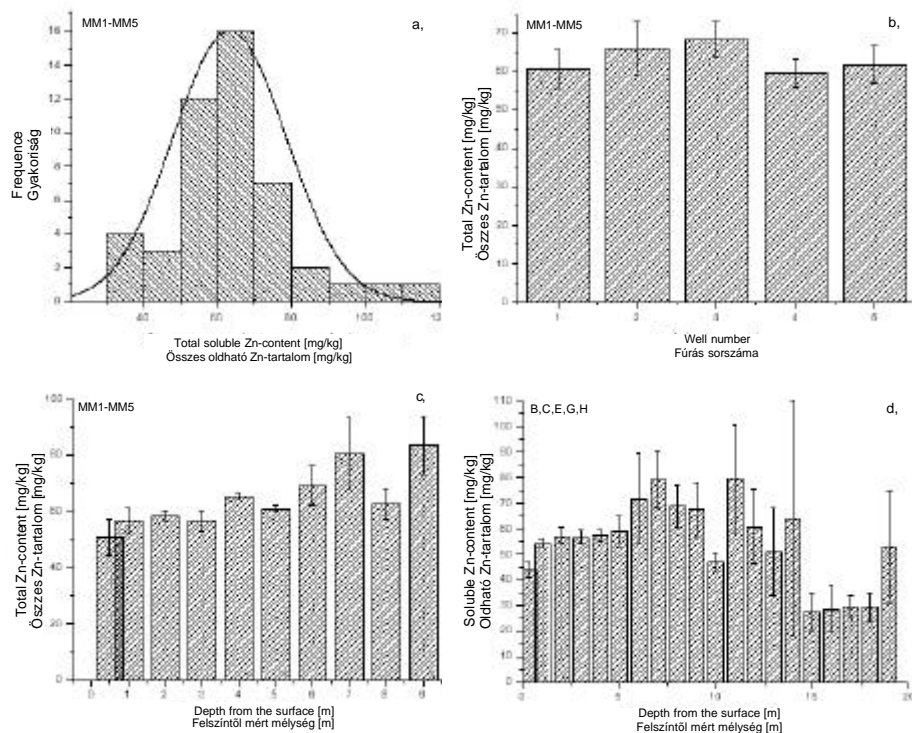
A feltárások során két alkalommal 2001 február-márciusban, illetve 2001. májusában végeztünk az újonnan létesített kutakban vízmintavételt. Ebben az esetben különösen fontos volt a korábban nem vizsgált, a lerakó alatti legfelso talajvízadóra telepített C, E és G jelu kutakban a vízminta-vizsgálat. Az eredmények azt mutatták, hogy mind a talajvízre, mind az új rétegvízre telepített kutakban a cink-koncentráció alatta maradt az 53 g/l értéknek, azaz szennyezetlennel bizonyult. A vizsgálatok arra utalnak, hogy a 101-102 kutakban mért cink-szennyezodés nem eredhet a tározóból, mert az hidraulikailag nem lehetséges, hogy a mélyebb szinten fekvő 101-102 kutakkal észlelt vízadó, a medence felöl lefelé szivárgó esetlegesen szennyezett vizek miatt úgy szennyezodjon el, hogy a köztes, C, E és G kutakkal észlelt legfelso vízadó szennyezetlenül maradjon. Az, hogy a B és H kutakban sem észleltük a szennyezodést, arra utal, hogy inkább lokálisan kiugró értékekröl lehet szó.

Talajkémiai vizsgálatok

A talajkémiai vizsgálatok első sorozata a cink-tartalom és a talaj pH kapcsolatára vonatkozott. A talajban a felületen megkötött cinkvegyületek 4-5 pH-jú tartományban hirtelen oldatba kerülnek, ezért a feltárások során mindenütt mértük a talaj pH-ját is. A mérések szerint a pH értékek a 6-7,5 tartományban voltak, de egyes kiugró ($\text{pH} > 10$) értékeket is mértünk

A cink-tartalom értékeket statisztikai alapon értékeltük. A mért értékeket a statisztikai sokaságnak tekintve abból indultunk ki, hogyha a cink vertikális transzportja bekövetkezik, akkor a fúrásokból vett talajminták cink tartalmában lefelé haladva nem Gauss függvényvel leírható normális eloszlással lesz jellemezhető, hanem a rendszerben meg kell jelenniük egy másik a magasabb koncentrációknak megfelelő sokaság elemeinek is. Az MM1-MM5 jelu fúrások talajmintáinak elemzéséből kapott cink-tartalom gyakoriság-függvényt a 4a.

ábra mutatja be. A várható érték 62 mg/kg, ami azt jelenti, hogy a cink koncentráció a minták alapján a háttér-koncentráció („A”) határérték alatt marad. Ugyanilyen módon megvizsgálva a fúrások pH értékeit megállapítható volt, hogy az eloszlás normális, azaz olyan hatást, amely a pH értéket valamilyen okból statisztikailag jelentősen megváltoztathatná, nem tudunk kimutatni, ezért nem várható a cink vegyületek oldatba kerülésének hirtelen növekedése.



4. ábra: A cink koncentráció eloszlása a talajban
 Fig.4: The distribution of zinc-concentration in soil

Amennyiben az egyes fúrásokban mért cink-tartalmak statisztikáit vetjük össze, akkor statisztikailag szignifikáns (a két átlagszórásnál nagyobb) különbséget nem tapasztalunk (4b. ábra). A cink-tartalom terepszint alatti mélységét vizsgálva megállapítható, hogy a koncentráció mintha none a mélységgel, ugyanakkor 8 méter mélységben van egy kis szórással jellemezhető alacsonyabb koncentráció-szint, ami a tendenciát megtöri (4c. ábra). Amennyiben a cink-tartalom változását a lerakó okozná, akkor a változásnak a medence fenékszintje környezetében kellene bekövetkeznie. A statisztikai vizsgálatot elvégezve az MF1-MF5 fúrásokban teljesen hasonló eredményekre jutottunk, azaz normális

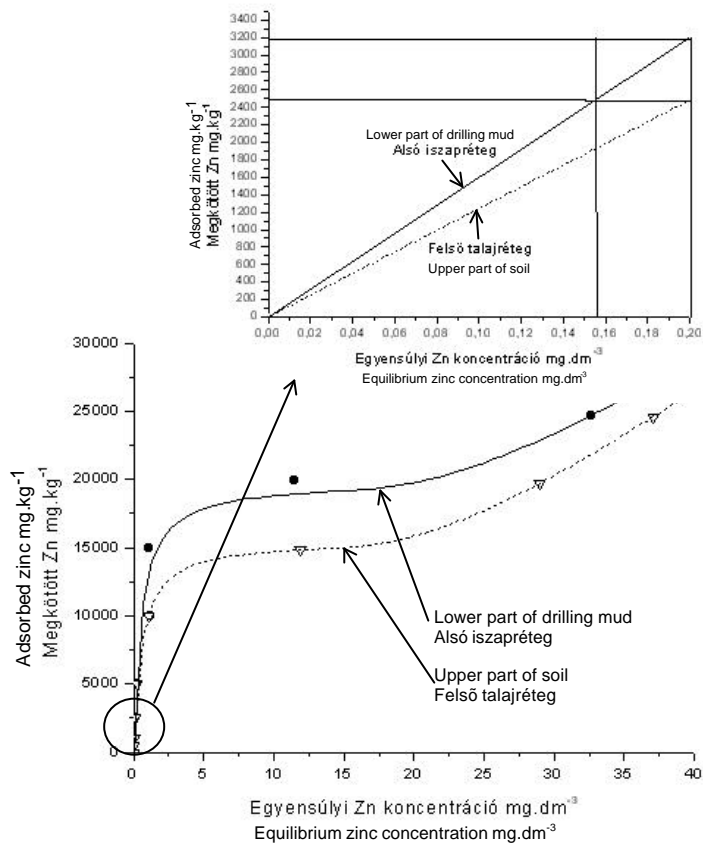
eloszlást és statisztikailag nem szignifikáns eltéréseket tapasztaltunk. A megfigyelokúttá kiképzett fúrások talajmintáiban is elvégezve a vizsgálatot látszik, hogy a mélységgel az emelkedo tendencia megtörik, és 10 m mélységben jelentkezik egy kis szórással és kisebb koncentrációval jellemezhető talajzóna (4d. ábra). Ez a típusú változás arra utal, hogy a mért változásokat a talaj rétegzodése okozza, és egyben megállapítható, hogy a feltárások egyikében sem jelentkezett ugrásszerű változás a tározó fenékszintje alatt közvetlenül, ami az iszaperedetű szennyezésre utalna.

Az iszapminták és a ferde fúrások mintájának felhasználásával a SZIE Talajtani és Agrokémiai Tanszékén adszorpciós vizsgálatokat végeztünk el. A méréseket három ismétléssel, a természetes állapotnak megfelelő pH értéken kezdve nem puffertelt rendszerben cink-szulfát hozzáadásával végezték el. A vizsgált 3x3 db iszapminta, illetve és a 3x3db medence alatti talajminta cink-szorpciós jellemzői nem tértek el jelentősen egymástól. A mért adatokra a csapadékképződés miatt jellemző, lépcsős Langmuir-függvényt illetve az 5. ábra szerinti izotermákat kaptunk. Ebből megállapítható, hogy az alsó iszapmintákban megkötött cink-mennyiség minden esetben nagyobb, mint az alatta található talajrétegben, és ugyanez igaz a poruskoncentrációk tekintetében is. A görbéből megállapítható, hogy a B szennyezettségi határértékhez tartó 0,2 mg/l koncentráció esetén az iszap 30%-kal több, 3200 mg/kg cinket tud megkötni, mint az alatta található talaj (2500 mg/kg). A szorpciós vizsgálatok alapján megállapítható, hogy amennyiben nincs jelentős advektív transzport, akkor a - szorpciós viszonyok miatt - diffúzív transzport a tárolóból kifelé nem következhet be.

Transzportmodellelés

Bár a bemutatott eredmények azt mutatták, hogy a szennyezodés nem a tározóból ered, a kimutatott cink-szennyezodés felhojének tovaterjedését, szétszóródását már 1998-ban numerikus transzportmodellel vizsgáltuk. A hidrodinamikai modell a bemutatott vízföldtani ismeretrendszeren, illetve próbaszivattyúzási adatokon alapult. Ennek alapján a szennyezett térségből a vízrészecskék eloször K-i irányban mozognak, majd a dombtól K-re eso területen van lehetőség egy szemipermeábilis rétegen keresztül a rétegvízadó felé szivárgásra. A rétegvízadóban a szivárgás iránya Ny-i és így juthat el a térségből az érintett vízmu irányába a szennyezodés (3. ábra).

A cink transzport-jellemzőit a fúrási magmintákon cink-szulfát-oldatnak, flexibilis falú permeabiméterben agyagmintán történő átszivárogtatásával nyert áttörési görbék alapján határoztuk meg. Az áttörési görbék alapján a késleltetés és a diszperzió-állandó meghatározását görbeillesztéssel, az áttörési görbe meredeksége és inverz számításra alapuló módszerrel is meghatároztuk. A kapott diszperzió-állandó $1,5 \cdot 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$, a késleltetés $R=11,8$ értékű volt.



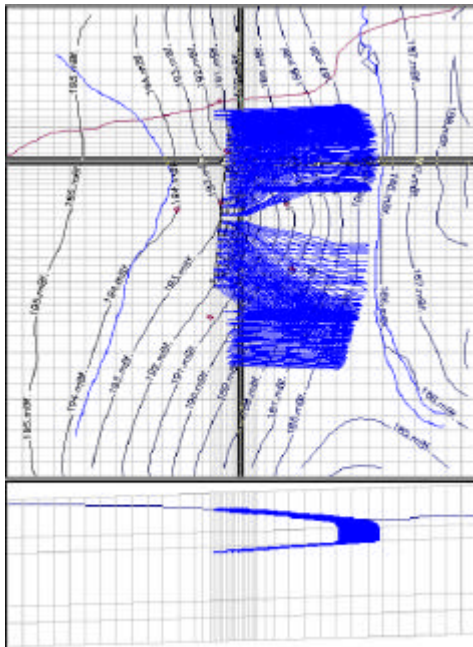
5. ábra: Az iszap és a felső talajréteg adszorpciós vizsgálatának eredményei
 Fig. 5: The results of investigation of sorption behaviour of mud and topsoil

Az eredmények alapján megállapítottuk, hogy a korábban, becsült adatok felhasználásával készített hidrodinamikai és transzportmodellünk a valós helyzettel a biztonság javára jelentős elhanyagolásokat tartalmaz, ezért a korábbi megállapításainknak megfelelően megerősíthető, hogy a felszín alatti vízben található, nem a fúrési iszapároló medencékből származó cink-szennyeződés a közeli vízmuveket nem veszélyezteti.

Összefoglalás

A fúrési iszaplerakó környezetében egy rétegvízadóban cink-szennyeződést észleltek. A térségben feltárásokat, helyszíni és laboratóriumi vizsgálatokat végeztünk cink eredetének megállapítására. A fúrások igazolták, hogy a terület az iszapároló létesítésére földtani szempontból alkalmas, mert a terület

megfelelo vízzáróságú agyagréteg borítja. Megállapítottuk, hogy a tározó fedoszigetelése megsérült, funkcióját csak korlátozottan látja el. A medencében lerakott iszap inhomogén, szivárgási tényezője három nagyságrenden belül ingadozik. A talaj és rétegvizek cinktartalom vizsgálata igazolta, hogy a szennyezőforrás nem a tározó, mert ebben az esetben a talajvízadó szennyezettségét kellett volna tapasztalni. A talajkémiai vizsgálatok statisztikai elemzése és a fúrási iszap és az alatta található talaj szorpciós vizsgálata ezzel összhangban azt mutatták, hogy a területen jelentos vertikális cink-transzport nem következhetett be. A korábbi hidrodinamikai és transzportmodell újraértékelése alapján kijelenthetjük, hogy a szennyezodés a közeli vízmüvet nem fenyegeti, ugyanakkor a rendszeres észlelések folytatása szükséges.



6. ábra: A lerakó területéről induló áramvonalak
Fig.6. Pathlines of water particles starting from the deposit area

Irodalomjegyzék

- Filep Gy. - Kovács B. - Lakatos J. - Madarász T. - Szabó I. (2002): Szennyezett területek kármentesítése, Egyetemi tankönyv, Miskolci Egyetemi Kiadó, Miskolc, p. 480.
 GEOHIDROTERV (1995): Zalatárnoki átmeneti fúrási iszaptároló véglegesítését szolgáló környezeti hatástanulmánya, Szakvélemény, kézirat
 Miskolci Egyetem (1998): A Rotary Fúrási Rt. Által üzemeltetett zalatárnoki fúrási iszaptárolónak részleges környezetvédelmi felülvizsgálati dokumentációja, Szakvélemény, kézirat
 Miskolci Egyetem (2001): A zalatárnoki fúrási iszaptároló környezetében lévő cink szennyezés eredetének vizsgálata, Szakvélemény, kézirat

Summary

The stability of boreholes is assured using drilling muds. The mud can be recycled, but after several turns it becomes unusable and it is to be deposited. Several drilling mud deposits were established in Hungary in the last decades. There was a zinc contamination discovered nearby one of such deposits and the effect of contamination on the environment was to be investigated.

For investigation of zinc contamination several vertical and sloping boreholes were drilled (*Fig.1.*). The data gained was used to determine the geological, hydrogeological conditions (*Fig.2.* and *Fig.3.*) and environmental status of the area that presented the basis of the groundwater flow and contaminant transport model of the system.

The boreholes were sampled close to surface and under it in each one meter. The pH and extractable zinc concentration of given samples were measured. The statistical distribution all of the measured data was gaussian. The gaussian distribution meant that there were no effects in the system that can locally change the original conditions. All the zinc concentration and pH data significantly and slightly increased in function of depth. At the bottom of the mud cassettes there was only a continuous change in the measured values. All the facts show that there is no direct contaminating effect of the drilling-mud deposits. The phenomena, mentioned above was also detected in the monitoring-wells, but in these cases the zinc-concentration increased only in the upper 9 m of the soil sequence. At 9 m depth the concentration jumps to a constant higher value (*Fig.4.*).

The sorption isotherms of the mud and the soil at the bottom of the cassette was also determined (*Fig.5.*) It was very interesting that the equilibrium zinc-concentrations for the mud were always lower than that for the bottomsoil of the deposit. This means that the direction of diffusive ion-transport is opposite that it was expected.

Although this high contamination not originated from the investigated mud deposits, to estimate the environmental risk on the water works nearby a groundwater flow and contaminant transport modeling activity was performed. The results of the calculations showed that there is no risk of the zinc contamination on the wells of the water works nearby.