

Pécsi Tudományegyetem

Természettudományi Kar

Szennyeződés-akkumuláció a nádasdladányi tőzegláp területén

Készítette: Tóth Gabriella

Geográfus MSc

Témavezető: Dr. Dezső József

PTE TTK KTI

Környezetföldrajzi és Tájvédelmi Tanszék

2012. 01.09.

Tartalomjegyzék

Absztrakt	3
1. Bevezetés, célkitűzés	4
2. Kutatástörténeti áttekintés	5
3. Kutatási módszerek	9
4. A vizsgált terület bemutatása	11
5. Kutatási előzmények	14
6. Eredmények	16
6.1. A becslések során végzett adatfeldolgozások, számítások	16
6.2. Mintavételek, a földtani és hidrológiai háttér jellemzése	19
6.3 TPH – mérés	26
7. Eredmények értékelése	28
8. Összefoglalás	31
Köszönetnyilvánítás	32
Irodalomjegyzék	33
Ábra- és táblázatjegyzék	36

Absztrakt

A Fejér megyei Sárrét medencéjét körülölelő településeken (Peremarton, Várpalota, Pét, Inota) nagyarányú ipari tevékenység zajlott. Az itt létesült üzemek mindegyike bocsájtott ki a környezetre káros anyagokat, ám ezeknek a komplex vizsgálatával még nem foglalkozott senki. A vizsgálatok az üzemek közvetlen környezetére fókuszáltak és nem vették figyelembe, hogy egy ipari létesítményekkel körülvett vizes élőhely nagy valószínűséggel rendkívüli mértékben szennyeződött az elmúlt évtizedekben.

A kutatás előzményeként a terület szennyezettségének becslését végeztem el a szakirodalomra és az üzemek mért kibocsájtási adataira hagyatkozva. Az eredmények alapján felállítottam egy vizsgálati protokollt, amely mentén szeretném folytatni jelenlegi kutatásomat. A vizsgálatok során az előzetesen becsült szennyezések meglétét szeretném igazolni, illetve cáfolni konkrét mintavétel és vizsgálatok segítségével.

Kulcsszavak: szennyeződésterjedés, tőzegláp, megkötődés, nehézfém-szennyezés

1. Bevezetés, célkitűzés

Kutatásom témája a Fejér megyei Sárrét nyugati részének, a nádasdladányi tőzeglápnak és a várpalotai horgásztavaknak a környezeti vizsgálata, figyelembe véve a környéken zajló vagy már lezárult ipari tevékenységeket.

A téma fontosságát jelzi, hogy bár a területen nagyarányú ipari tevékenység zajlott, ennek ellenére még nem készült összefoglaló elemzés ezek hatásáról. A korábbi kutatások nem a terület komplex vizsgálatára irányultak, hanem a szennyező ipari egységek közvetlen környezetét vizsgálták. A területet érintő szakirodalmat kutatva többnyire kéziratossal találkoztam, olyanokkal, amelyek egy-egy vállalat működéséhez vagy működés utáni monitoringjához kapcsolódtak. Az iparterületekről a vízfolyások és az uralkodó légáramlatok a vizsgálatom tárgyát képező medenceterület, vizes élőhely felé szállíthatják a szennyezéseket. E süllyedék területhasználata főként rekreációs funkcióval (horgászat, vadászat), illetve állattartással (legeltetés), kisebbbbszt bányászattal (tőzegkitermelés) jellemezhető. A területet ért szennyezés a valóságban nagyon komplex lehet. Az iparterületek körüli szennyeződés mértékét és jellegét munkám elején a monitoring-vizsgálatok adataiból ismertem meg. A belőlük kiinduló számítások és becslések (szivárgáshidraulikai számítások, megoszlási hányadosok számítása) eredményeként arra jutottam, hogy bizonyos szennyezők nagy valószínűséggel már elérték a tőzegláp területét, ott bekerültek a táplálékláncba és feldúsulhattak az élőlények szervezetében. Ezek a szennyezők többek között: cianid, fluorid, szulfát, szénhidrogének, nehézfémek (ólom, nikkel, molibdén, kadmium). Kimutatásukra (legalábbis egy részük kimutatására) felállítottam egy többlépcsős vizsgálati protokollt. Fő célom az, hogy az előzetes számításaim eredményeit (a szennyeződés mértékét) a kutatási területről vett mintákkal megerősítsem vagy cáfoljam.

A vizsgálati protokoll alapján elsősorban a földtani közeg és a felszíni/felszín alatti vizek alapvető paramétereit vettem fel, ezek: szemcseméreteloszlás, pH, szénsavasmész-tartalom, Cl^- , humusz- és szervesanyag-tartalom, szerves (TOC) és szervesetlen (TIC) széntartalom. A paraméterek ismerete, térbeli elterjedésük, jellegük ismerete befolyásolta a vizsgálatok további irányát. Ezek után TPH-t és nehézfémeket (Pb, Cd) vizsgáltam ez utóbbiakat a szilárd fázisból kétféle kioldási (HCl , CaCl_2) technikával.

2. Kutatástörténeti áttekintés

A területtel legtöbbet a tőzegkitermelés kapcsán foglalkoztak. A hosszú múltra visszatekintő tőzegbányászat jelentős szerepet töltött be a környéken, hiszen ezzel biztosították a környék fűtését.

DÖMSÖDI J. (1988) végezte a tőzeglápok rendszerezését és foglalkozott azok mennyiségi és minőségi változásaival, valamint a Fejér megyei Sárrét talajjavító anyagaival is (1977). Újabb kutatásai során a természetvédelem és a tőzegkitermelés kapcsolatát vizsgálta (DÖMSÖDI J. 2007). GOMBKÖTŐ I. (2007) a bányászatok során keletkező meddőzagy környezetbarát kezelésének lehetőségeivel foglalkozott.

A Fejér megyei Sárrét természetföldrajzát ÁDÁM L. és mtsai (1959) írták le. A nyugati részéről (ami a szűkebb kutatási területem) megállapítják, hogy tőzeges lápterület, melyet a Bakony és a Litéri-tábla felől érkező vízfolyások táplálnak.

A környező települések iparával BRÁZ J. (1985) és SZEKÉR GY. (1985) foglalkozott. A vállalatok és üzemek működése során felmerülő környezeti terhelések már több szakdolgozat, diplomamunka illetve doktori értekezés témáját adták. TÓTH P. (2009) a talajra és a felszíni-, illetve talajvizekre ható ipari tevékenységeket vizsgálta. BLASKÓ B. (2006) szintén a nitrogén-műtrágyagyár talajra és a talajvízre gyakorolt hatásaival foglalkozott. A talajminták értékelése szerint a jellemző nitrát értékek 200-300 mg/kg talaj mennyiségűek. HUBAYNÉ HORVÁTH N. (2005) a tőzegkitermelő-helyek természeti értékeiről és optimális hasznosításáról írt doktori értekezést. Megállapítja, hogy a tőzegbányászat (területi arányban) kisebb részt vállal a lápterületek károsításában, mint más antropogén tevékenységek. Ennek egyik okaként a lápi élőhelyek regenerálódó képességét nevezi meg. Várpalota környékének levegőszennyezettségével FÜLÖP I. (2009) foglalkozott diplomadolgozatában. PAGONY H. és SZILÁGYI A. (1974) az Inotai Hőerőmű és az Alumíniumkohó kibocsájtásának káros hatásait vizsgálták. JUHÁSZ Á. (1992) megállapítja, hogy Inota környékének előrehaladott leromlása indokolja a környék állapotának felmérését. BALLABÁS G. (2008) szerint ma is kiemelkedő a Közép-dunántúli Régió hagyományos iparágainak a környezetterhelése és a terület környezeti állapota rosszabb az országos átlagnál.

A nemzetközi szakirodalom széleskörűen foglalkozik a lápok hidrológiai viszonyaival, szennyeződések megkötődésével. Y. Kalmykova et al (2008) Sphagnum tőzegmoha lápok

nehézfém adszorpcióját vizsgálták, mivel ezek a természetes képződmények jól alkalmazhatóak a szennyezett vizek tisztításánál. Munkájuk során a Cd, Zn, Pb, Cu megkötődésének problémájával foglalkoztak és azt tapasztalták, hogy az ionaffinitás mellett a szervesanyagok aktív helyeinek tulajdonságaitól függ a megkötődés.

J. PRICE (1997) a kanadai lápok hidrológiai viszonyait a talajnedvesség és a vízháztartás szempontjából vizsgálta. Jelentős térfogatcsökkenés történik, ha a talajvíz a rossz vízgazdálkodás miatt lecsökken. Később a lápok újbóli vízzel való elöntésekor nem, vagy csak nehezen áll vissza az eredeti állapot.

Munkám során az egyik legtöbb feladatot adó kérdés(csoport) a nehézfémek vizsgálati módszereivel, azok kioldásával és az eredmények értelmezésével volt kapcsolatos. Igen sok tanulmány foglalkozott a nehézfémek talajból történő szekvenciális kioldásával. A környezetszennyező nehézfémek különböző formában kötődnek meg a víz-szilárd anyag rendszerben. A szekvenciális kioldások célja, hogy a lehetséges kémiai előfordulási formák közötti arányokat megismerjük, ezzel a szennyeződés lehetséges újramobilizálódásáról felvehetőségéről információt nyerjünk. A rutinszerű alkalmazásuk problémáját, egységesítésüket az nehezíti, hogy az eredmény az alkalmazott oldószereken kívül függ a földtani közegtől, a kioldás idejétől, szilárd anyag-oldat arányától, és a vizsgált elem affinitásától.

A terület nehézfém szennyezésével foglalkozó tanulmányok során királyvízzel való kioldást alkalmazták (Blaskó B. 2006, Environinvest Zrt. 2009, 2010). A környezetvédelmi hatóságok által előírt kötelező környezeti monitoring esetén a legtöbbször a mintákban lévő teljes szennyezőanyag mennyiséget mérik.

BATA G. és ANDÓ J. (2006) a nehézfém-szennyezés problematikáját és a környezetvédelmi kármentesítés menetét mutatja be a nagytétényi Metallochemia Kohászati Gyár példáján. A nehézfém-szennyezés mélységi talajszintenként lett meghatározva, az elszállított szennyezett talajokat és vegyes anyagú hulladékot szigetelt földműben helyezték el. A Csinger-patak mederüledékének komplex geokémiai vizsgálata során POLGÁRI M. és mtsai (2006) megállapítják, hogy a nehézfémek mobilitását nagyban befolyásolja a közeg pH-ja, így lúgos közegben a nehézfémek mobilitása alacsony, de némelyik a környezeti változásokra elég érzékeny. A közeg savassá válása esetén sokkal nagyobb a környezeti kockázat. A nehézfémek és egyéb toxikus elemek forgalmát a talaj-

növény rendszerben CSATHÓ P. (1994) vizsgálta. Kutatásai során arra jutott, hogy az emberi fogyasztásra leggyakrabban termelt növények viszonylag jól kizárják a nehézfémeket.

A nehézfémek mélységi eloszlásának alakulását KÁDÁR I., NÉMETH T. és RAGÁLYI P. (2006) kutatták talajszelvényekben, ahol az esetleges vízvédelmi vonatkozásokat is figyelembe vették. Megállapították, hogy a kultúrnövények egy része mérsékelt terméscsökkenéssel is reagált a Cd-terhelésre, egyébként a Zn és a Cd mérsékeltén mobilisnak tekinthető. A karbonátos közegben az ólom nem mobilis. Az egyes elemek talajbani oldhatósága és a növényi felvétele között nem volt kimutatható egyértelmű összefüggés. JÁSZBERÉNYI I. (1994) a nehézfémek adszorpcióját vizsgálva CaCl_2 -os talajkivonatokat készített és a mérési eredményekből környezeti analízist végzett. MÁTHÉNÉ és mtsai (2004) kadmium-szennyezés utóhatását vizsgálták barna erdőtalajon. Megemlíti, hogy a hazai szántóföldi talajok átlagos Cd-tartalma többnyire alacsony: 0,1-0,5 mg/kg, teljes feltárással vonatkoztatva. A talajok „összes” elemtartalmát királyvizes, a „felvehető” elemtartalmat pedig LAKANEN és ERVIÖ (1971) módszerrel (ammonium-acetát+EDTA) határozták meg. Megállapították, hogy a kísérletes Cd-szennyezés nyolc év után is jelentős hatással van a talaj-mikroorganizmusok életére. A toxikus szennyeződések káros hatásainak mérséklését a fitoremediációban látták. A módszer előnye, hogy nagy területen in situ alkalmazható, olcsó, viszont időigényes és hatékonysága függ a talajtól, a szennyező és a növény tulajdonságaitól.

SIPOS P. és NÉMETH T. (2006) az adszorpció kísérleteket és a szekvenciális kioldás módszereit hasonlították össze a talajok komplex környezetgeokémiai vizsgálatánál. Az általuk alkalmazott kioldási sor a desztillált víz – MgCl_2 , NaOAc - $\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl}$ - $\text{H}_2\text{O}_2 + \text{HNO}_3$ volt. A fémek mobilizálódása függ az agyagásványoktól, a fémek egymás közötti versengésétől, a karbonáttartalomtól. Megállapítják, hogy $\text{Cu} > \text{Pb} > \text{Zn} > \text{Ni}$ sorban csökken a megkötődés erőssége. A szervesanyagdús mintában nő a specifikus adszorpció szerepe, mivel a (kompetitív helyzetben lévő) fémek a specifikus adszorpció helyeket preferálják. Jelentős mennyiségű ólom mobilizálható ioncserével a duzzadó (2:1 típusú) agyagásványok felületéről (SIDLE R. C. és KARDOS L. T. 1977).

Magyarországon FÜGEDI U. és mtsai (2006), ÓDOR és mtsai (1998) foglalkoztak a háttérkoncentráció kérdésével. A földtani közeg változatossága miatt „háttérkoncentráció” nem létezik, csak háttér koncentráció-tartományok, ezért méréssorozatok nélkül nehéz

meghatározni az „eredeti”, „természetes”, vagy a területet jellemző szennyezésmentes koncentrációt. MORENA M. T. et al (2001) szerint a karbonátos mintákban az ioncseréhez képest erősebb kötés jön létre, mert a fémek karbonátok formájában csapódnak ki. A folyamatot befolyásolja, vagy ezzel párhuzamosan lezajlódhat a fém-hidroxokomplexek képződése.

3. Kutatási módszerek

Terepbejárások, műholdfelvételek tanulmányozása és egyszerűbb szennyeződésterjedési-, valamint megoszlási hányadosok számítása alapján kijelöltem a mintavételezés helyszíneit. ahonnan földtani közeg és a különböző víztípusok alapvető fizikai-kémiai paramétereit veszem fel. A mintavételi helyek kijelölésénél figyelembe vettem a vízi- és légi úton terjedő szennyezések lehetséges felhalmozódását. Ezeknek a helyszíneknek a kiválasztását a (felszín alatti és felszíni) vízfolyások és a szél iránya befolyásolta.

A vizsgálandó paraméterek:

- pH: kombinált ionszelektív-elektróddal
- metilnarancs lúgosság meghatározása titrimetriával (térfogatos analízis) (0,1 mol-os HCl mérőoldat)
- fenolftalein lúgosság meghatározása térfogatos analízissel (0,1 mol-os HCl mérőoldat)
- vezetőképesség vizsgálata HANNA DIST 4 vezetőképesség-mérővel
- Cl^- meghatározása térfogatos analízissel (0,1 mol-os AgNO_3 mérőoldat)
- szervesanyag-tartalom meghatározása gravimetriás módszerrel (HEGEDŰS et al. 1980.): szárítás után a mintákat izzítókemencében (600° -ig izzítva) kiégetem majd a száraz és az izzítás utáni súly különbségéből meg tudom határozni a szervesanyag mennyiségét
- Humusztartalom meghatározása fotometriás módszerrel (HEGEDŰS et al. 1980.): Székely féle káliumbikromátos módszer, ahol a mintához kénsavas roncsolás után káliumbikromát színeképzőt adok. A szín elváltozásával (elsötétülésével) arányosan található a mintában szervesanyag. Az így kapott folyadékot 590 nm-en fotometrálom Vibra 12 típusú műszerrel.
- TIC-TOC vizsgálat: szerves és szervesetlen széntartalom meghatározása vizekből FOSS-HERAEUS Analysersysteme GmbH ELEMENTAR ASTRO V1.93 típusú műszerrel.

A szennyeződéstípusokat a következő módszerekkel határoztam meg:

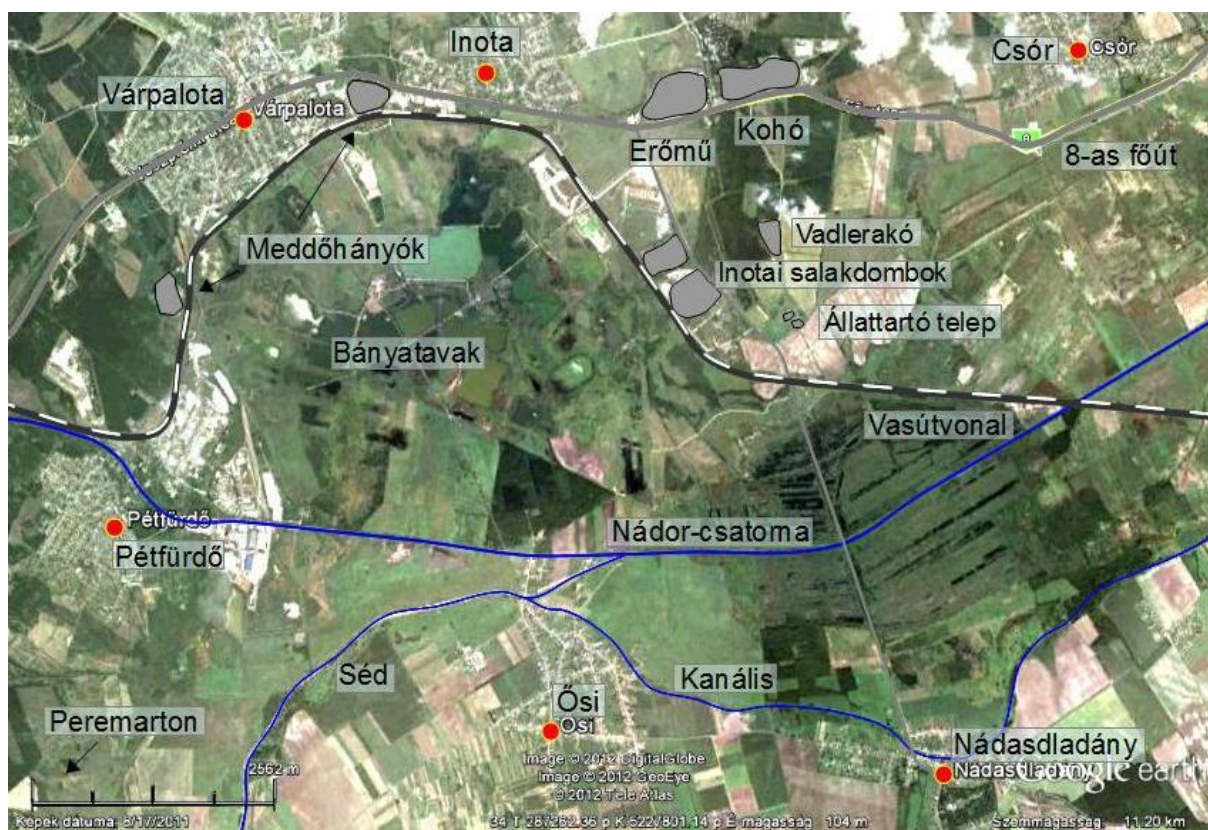
- TPH (Total Petroleum Hydrocarbon: C_5 - C_{40} -ig) vizsgálat: Petro Flag Hydrocarbon Analyzer. Turbidimetriás módszerrel USEPA SW846 szabvány szerint.
- nehézfém vizsgálat: Ólom és kadmium vizsgálata SpektrAA-400 VARIAN grafitkemencés atomabszorpciós spektrométerrel. A bemért 10 g szilárd mintát 25

cm³ 0,1M HCl-ot adtam, majd 2 órán át rázó gép segítségével rázattam. A másik mintasorozattal ugyanezt végeztem el, ekkor a kioldószer 0,1 M CaCl₂ volt.

Természetesen egy földtani háttérrel jellemző paraméter (pl.: pH, vezetőképesség) értéke utalhat szennyezésre is.

4. A vizsgált terület bemutatása

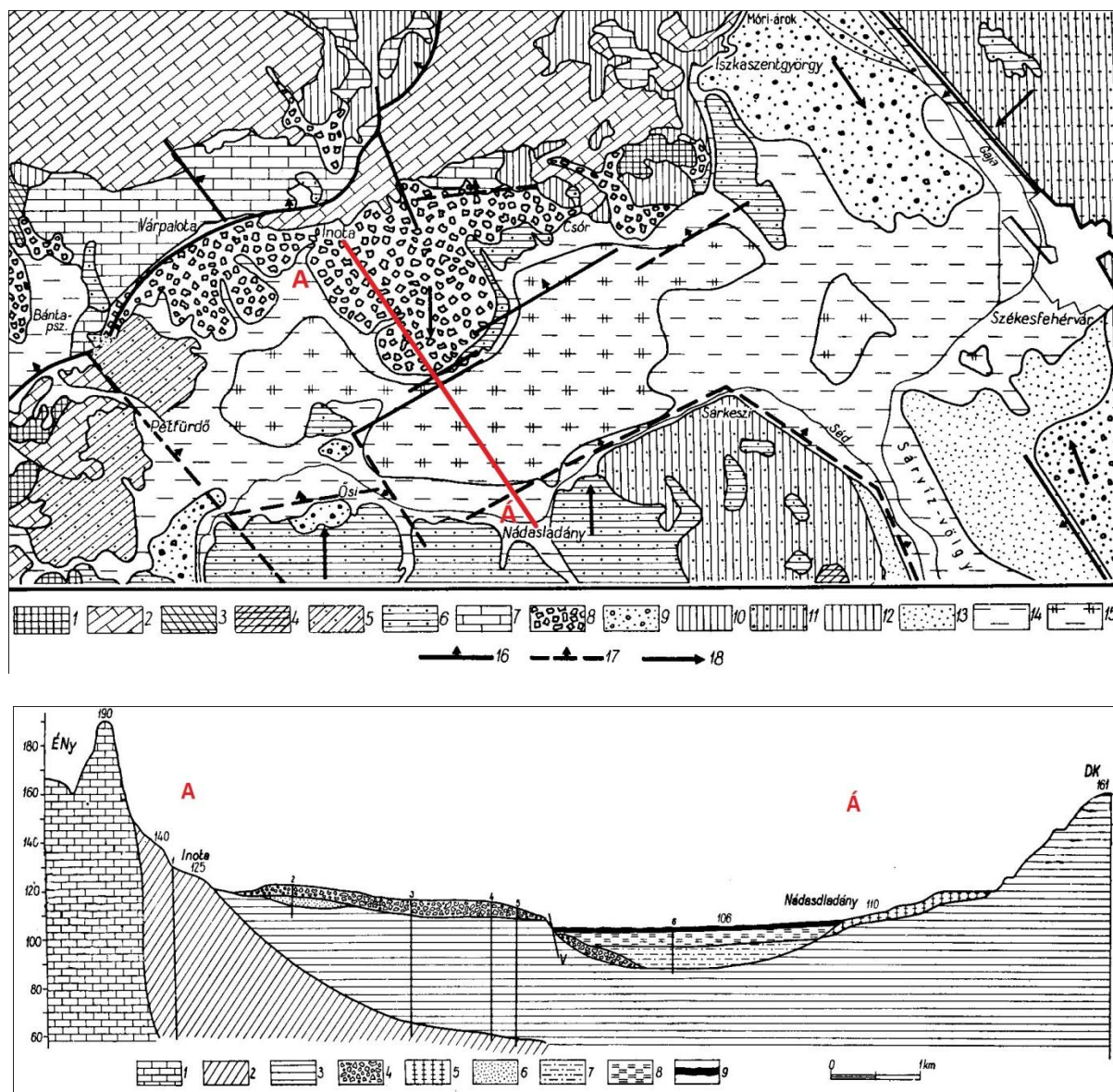
A nádasdladányi tőzegláp területe a Fejér megyei Sárrét nyugati felén helyezkedik el (1. ábra). Területe kb. 120 km², hossza 20 km, szélessége 5 és 8 km között változik (ÁDÁM L. 1959). A medence határai északon az Iszka-hegy, a Baglyas-hegy és a Kikeri-tó feletti fennsík; északnyugaton az Inotai hegyek; délen a Séd völgye, keleten pedig Székesfehérvár közigazgatási területéig terjed (DÖMSÖDI J. 1977).



1. ábra. Szűkebb kutatási területem és környezete Szerk.: Tóth G. Forrás: Google Earth

A medence két párhuzamos ÉK-DNY irányú vető mentén süllyedt be. Nem egy időben, hirtelen bezökkenéssel alakult ki, hanem már a harmadkor elején kezdődő lassú, szakaszos besüllyedéssel, amit mélyfúrások igazolnak (ÁDÁM L. 1959). A süllyedés valószínűleg az alsó miocénben volt a legintenzívebb. Ezt a süllyedéket a lefolyó vizek feltöltötték, aztán a terület lefolyása csökkent és már az óholocénben megindult a tőzegképződés. Az újholocénban a medence teljesen elláposodott.

A medence peremén dolomitból és édesvízi mészkőből álló törmelékes réteget találhatunk (2.ábra). A medenceperem északi és a délkeleti oldalát pleisztocén lösz borítja. A hegylábak mentén törmeléklejtők alakultak ki, amelyek átmenetet képeznek a lápmedence és a hegységkeret között. A medence belsejében felső-pannóniai és pleisztocén üledékeken lápi mész, tőzeg és lápföld alakult ki. A tőzeg a lápi mészre illetve dolomittörmelékre települt. A legfiatalabb képződmények a lápföld és a vízfolyások mentén az ártéri üledékek (DÖMSÖDI J. 1977).



2. ábra A terület földtani térképe. A szelvény helye feltüntetve Forrás: Ádám L. 1959.

A területről a lösz nagy része lepusztult és a megmaradt területek is tovább erodálódnak. A maradványokon típusos mezőszégi talajok alakultak ki. A Sárret jellegzetes talajtakaróját a felső-pannóniai és a pleisztocén üledékeken kialakult tőzeges, kotus talajok,

valamint a réti agyagok és szikesek adják. Ezek kialakulásában a terület lefolyástalansága játszott szerepet. A tőzeges medencében a tőzeg vastagsága átlag 2-3 m (KORPÁS E. 1959), de tavi mészkő is gyakran fordul elő. A tőzegek a lápi mészen és a dolomit törmeléken alakultak ki nagy vastagságban, valószínűleg a holocén tölgy és bükk₁ fázisaiban (DÖMSÖDI J. 1977). Az elmocsarasodott területek jellemző talaja a réti agyag. Ez sem alkalmas mezőgazdasági tevékenységekre, ahogy a szintén jellemző szikes talajok sem. A legfiatalabb képződmények a tőzegen kialakult lápföldek, illetve a vízfolyásokból adódó ártéri üledékek.

A Sárrét legfontosabb vízfolyása a Nádor-csatorna, ami a Sióba torkollva vezeti le a felesleges vizet. A csatorna 1825 óta vízteleníti a területet, amely ezt megelőzően víz alatt állt vagy mocsaras, lápos terület volt. A terület rendezése a XVIII. században merült fel, és 1810-ben kezdődtek az erre irányuló munkálatok. 1825-re készült el a 112km hosszú Nádor-csatorna (DÖMSÖDI J. 1977). Így a felesleges vizet elvezették, és a tőzegkitermelés által létrejött árkok is felfogták a vizeket, aminek hatására fokozatos kiszáradás jellemző a területre. A Nádor-csatorna összegyűjti a Gaja, az Inotai-víz, Csóri-víz, Péti-víz és a Séd vizeit, valamint a vizsgált területen kívül eső Dinnyés-Kajtori-csatorna által szállított vizet.

A Sárrét a lecsapolások során nagyrészt elvesztette az eredeti vegetációját, főként mezőgazdasági kultúrnövények jellemzik. Ennek következtében, természetesen a fauna is változott, gyérült (BOROS Á., LOKSA I. 1959). A megmaradt természetes élőhely tőzeges lápterület, néhol nyílt víztükörrel. Ornitológiai szempontból ma is jelentős a térség, sok vízi madár (főleg szárcsák, de találhatunk hattyúkat, gémekeket is) számára biztosít menedéket.

5. Kutatási előzmények

A fő szennyező üzemek és vállalatok főként észak-északnyugati irányból terhelték a területet. Ezek az üzemek a következők:

- A Veszprémi Szénbányák Várpalotai Üzeme több mint ötven éves működése során a légszennyezés lényegesen nőtt a területen, de ez a bánya 1996-os bezárása után megszűnt. Ennek ellenére a meddőhányókban felgyűlt anyagok továbbra is terhelik a talajt és a talajvizet, főként savanyodást okozva.
- Az Inotai Alumíniumkohó termelését 54 év után állították le 2006-ban. A kohó ekkor már a MAL Zrt. tulajdonában volt, leállítását finanszírozási problémák okozták. A tevékenységből származó környezeti károk szintén a levegőszennyezésben mutatkoztak meg. A port és fluoridot tartalmazó kohógáz az aktuális széljárásnak megfelelően szétterült a területen. JUHÁSZ Á. (1974) megállapítása szerint a meddőhányókból oxidáció során nagy mennyiségű CO, SO₂, CO₂ került a levegőbe és a talajvízbe. Szintén a kohó működéséhez köthetően az úgynevezett „vadlerakó” területéről is származik szennyezés. A „vadlerakóba” a kiselejtezett technológiai alkatrészeket és anyagokat helyezték el. Egy 2008-as tényfeltárás megerősítette, hogy a lerakó közel 30.000t veszélyeshulladékból származó cianid- és fluoridszennyezés elérte a talajvizet. A lerakó a vizes élőhelytől kb. 2000m-re helyezkedik el.
- A Bakonyi Erőmű Részvénytársaság Inotai Erőműve szintén az 1950-es években kezdte meg működését. 2000 után állították le környezetvédelmi és gazdasági okokra hivatkozva. A kémények nem megfelelő szűrője (jó ideig még szűrő sem volt beépítve) miatt a pernye és a kén-dioxid kibocsátás elsavanyította a környék talaját és növényzetét (DR. PAGONY H.- SZILÁGYI A. 1974). Ezen kívül a szurokgőz és a CO is szennyezte a területet. Az alacsony fűtőértékű tüzelőanyag égetése során benz(a)pyrén jutott a légterbe. A rekultivációs költségek fedezésére a Bakonyi Erőmű Zrt. az egyik zagykazettát átalakítaná kommunális hulladéklerakóvá, amely becsléseik szerint tíz év alatt telne meg.
- A Peremartoni Vegyipari Vállalat az 1920-as évek elején hozták létre. Profilja az évek során többször változott, bővült, de az alapvető vegyipari jellegét mindvégig

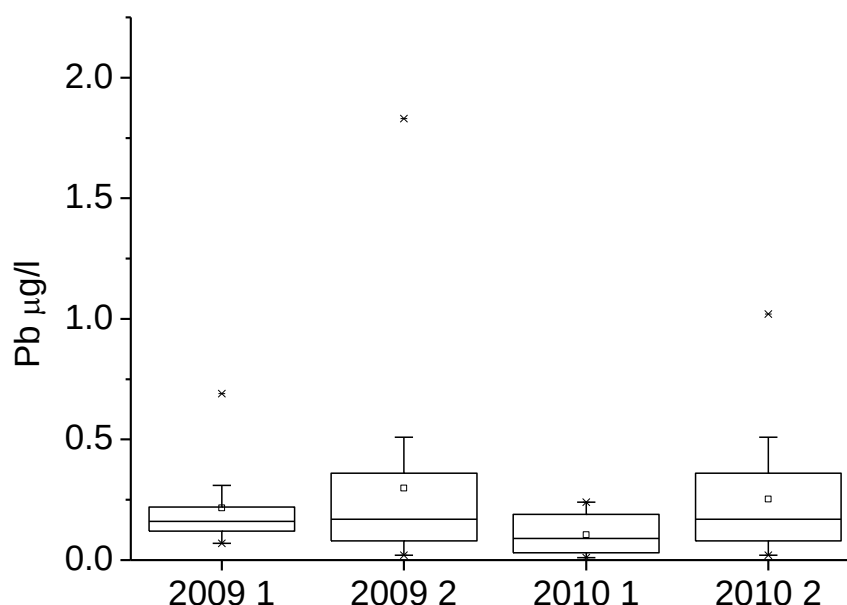
megőrizte. Tevékenysége és nehézfémkibocsátása elszennyezte a vízfolyásokat. Jelenleg a Séd-Nádor csatorna rekultivációja folyik.

- Pétfürdőn 1932-től működik a Péti Nitrogénművek Rt., amely főként az NPK-műtrágya gyártása mellett salétromsavat, nagy tisztaságú argont és ammóniát állít elő. Egy 1998-as technológiai fejlesztésnek köszönhetően a légszennyezés nem lépi át a megengedett határértékeket. A nitrogéngyár ma is termel. Működése során nagy mennyiségben bocsátott ki ammóniát, nitrogén-oxidokat, szén-monoxidot, szén-dioxidot, és különböző nehézfémeket. A műtrágyagyártás során katalizátorként nehézfémeket használtak az egyes technológiai folyamatokban.

6. Eredmények

6.1. A becslések során végzett adatfeldolgozások, számítások

A területet ért lehetséges szennyezéseket monitoring rendszerekhez tartozó adatokból becsültem. Az adatokat az Enviroinvest Zrt. az Inotai Erőmű salakdombjaihoz kötődő és BLASKÓ B. (2006) a Péti Nitrogénművek Rt. működési területéhez kötődő vizsgálataiból vettem. Az adatok feldolgozása során a szennyeződés statisztikai értékeire voltam kíváncsi, ezért box-diagramokat szerkesztettem (3. ábra). A box-diagramok előnye, hogy jól mutatják a kiugró értékeket, az átlagot és a mediánt. Valamint egymás mellé illesztve szemléltetik a szennyezők időbeli alakulását.



3. ábra. Az ólom mennyiségének alakulása négy félév során

Szerk.: Tóth G. az Enviroinvest Zrt. adatai alapján

A meddőhányók, hulladékdepóniák és a vizes élőhelyek szelvényében egyszerűbb szivárgáshidraulikai számításokat végeztem, mivel az onnan érkező talajvizek szennyezettsége és áramlási iránya komoly veszélyforrás lehet a vizes élőhely szempontjából. Segítségükkel megállapítható két pont között az elérési idő. A számításokat a várpalotai szénbányák és az Inotai Alumíniumkohó „vadlerakó”-ja szivárgására végeztem el. Ehhez ismerni kell a két pont közötti távolságot, ez a „vadlerakó” esetében 2,3 km a lápos

területtől; az átlagos vízszintkülönbséget (kb. 3m) és a közeg effektív porozitását, ami a hordalékkúp esetében 0,05-0,1 között váltakozik.

A Darcy szivárgás alapegyenlete:

$$q = \frac{Q}{A} = v = -k \cdot I = -k \cdot \frac{dh}{dl} = -k \cdot \frac{\Delta h}{L} \text{ [m/s]}$$

A k becsült értéke: $1 \cdot 10^{-4}$ (m/sec) azaz: 8,64m/nap

A $\Delta h = 3\text{m}$, $L = 2300\text{ m}$

Ebből a $v = 0,0112\text{m/nap}$

A tényleges áramlási sebesség (ha $n_e = 0,07$):

$$v_t = \frac{v}{n_e}$$

Vtényleges= 0,16 m/nap

Ami azt jelenti, hogy a szennyeződés az említett peremfeltételek mellett 14286 nap (53,9 év) alatt érte el a vízenyős területeket. Tekintettel arra, hogy a 30000 t mennyiségűre becsült veszélyes hulladék lerakása 1952 és 1968 között történt, nagy valószínűséggel az említett szennyeződéstípusok már kimutathatók ott.

Ugyanezzel a módszerrel számított szivárgás a várpalotai szénbányászat következtében keletkezett meddőknél: 26 év (1500 m-es távolsággal számítva). A biodegradációt és a megkötődéseket is figyelembe véve a meddőből származó szennyeződésnek biztosan létezik kimutatható hatása a bányatavak vizeiben.

Megoszlási hányadosok számítására azért volt szükség, mert a monitoring kutakból csak a folyadékfázisban lévő szennyeződések mennyiségéről kaptam adatokat. A megoszlási hányadosok jó közelítéssel megadják, hogy a folyadékfázisból (talajvíz) milyen arányban kötődnek meg a vizsgált komponensek a szilárd fázisban (1. táblázat). Használatukkal pontosíthatjuk a szennyezők szétterjedésével kapcsolatos hipotéziseinket.

Komponens	medián	átlag	min	max
As	3,4	3,2	0,3	4,3
Cr	3,9	3,8	1,0	4,7
Cu	2,7	2,5	0,1	3,6
Zn	3,1	2,7	-1,0	5,0
Cd	2,9	2,7	0,1	5,0
Pb	4,1	3,7	0,7	5,0
Hg	3,8	3,6	2,2	5,8

1. táblázat. Megoszlási hányadosok a talaj-víz rendszerben. Forrás: Bácskai Gy. 2009.

Számításaim során kiderült, hogy bizonyos szennyezők némely közeg esetében átlépik a megengedett határértékeket (2. táblázat). Például a Cd a hordalékkúp esetén átlépi a felszín alatti vízre meghatározott B határértéket (0,005 mg/l).

Cd	KOC	Fszsz_{elem}	talajban mért érték (mg/kg)	talajvízre számított érték (mg/l)
hordalékkúp	5011	0,01	0,4	0,0080
tőzeg/láptalaj	5011	0,6	0,4	0,0001
üledék	5011	0,05	0,4	0,0016

2. táblázat A kadmium megoszlási hányadosa (Szerk.: Tóth G.) Forrás: Bácskai Gy. 2009.

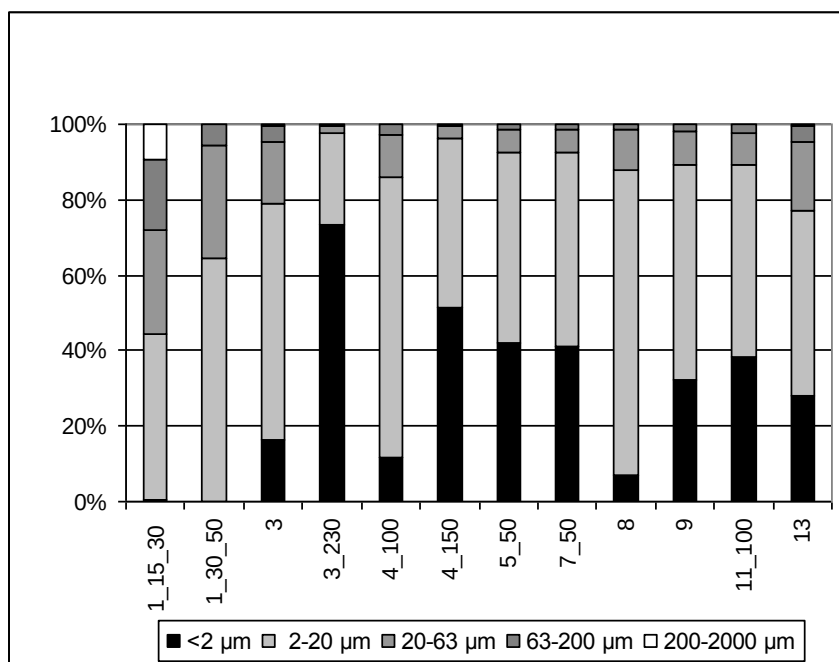
6.2. Mintavételek, a földtani és hidrológiai háttér jellemzése

A mintavételi helyeket külön ábrán jelöltem a szilárd (talaj, tavi üledék, folyóvízi hordalék,(4. ábra) és a vízmintákra (5. ábra). A mintavételeket 2012. október 13-14-én végeztem, tehát a vegetációs periódus befejeztével.



4. ábra A szilárd minták vételi helyei

A szilárd mintavételek kézifúró segítségével történtek. A minták néhány esetben réteget jelölnek, ekkor mélység-intervallumot adtam meg kódként, pl: 1_15_30 az 1-es helyszín 15-30 cm-es rétegéből származó, vagy azt reprezentáló minta. Néhol csupán egy mélységi érték szerepel; ekkor a minta az állóvíz fenekéről származik és a mintavétel nem mélyebb 50 cm-nél, vagy a jelzett mélységből; ilyenkor a földtani közeg homogén (annak tekintettem). A minták jellemző frakcióit a 3. táblázat tartalmazza. A szilárd minták szemcseeloszlásában meghatározó az agyag és a finom kőzetliszt aránya. A finomhomok frakció csak az 1_15_50 cm-es talajszelvényekben jelentősebb. Mindegyik minta erősen meszes, a legtöbbnek (lévén lápos terület) magas a szervesanyag-tartalma (4. táblázat).



3. táblázat Szilárd minták szemcseméret-frakcióinak megoszlása.

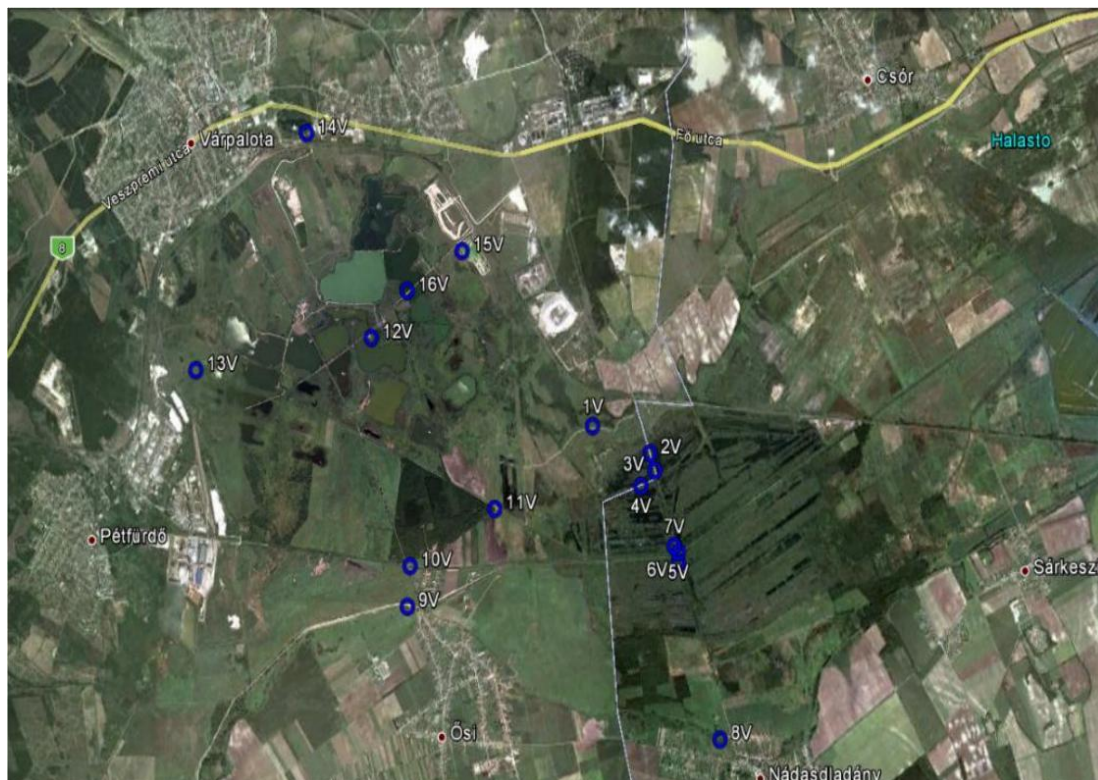
A szilárd minták szervesanyag- és relatív mésztartalmát a 4. táblázat tartalmazza.

	szervesanyag-tartalom (%)	relatív mésztartalom*
1_0_15	11,84**	0
1_15_30	7,15**	0
1_30_50	3,40**	0
2_0_50	52,64	xx
2_50_100	7,23	xxx
2_100_150	6,08	xxx
3_0_30	49,82	xxx
3_30_60	18,82	xx
3_230	6,50	xxx
4_0_50	57,40	xxx
4_50_100	51,96	xxx
4_100_150	57,78	xxx
5_50	17,33	xx
6_0_50	39,22	xxx
6_50_100	53,14	x
7_0_50	53,75	xxx
7_50_100	50,92	xx
8	9,58	xxx
9	2,22	0
10	2,42	xxx
11_0_50	14,32	x
12_0_50	13,14	xxx
12_50_100	33,06	xxx
13	16,48	xxx
14	8,12	xxx

* 0: nem pezseg; x:gyengén-; xx: közepesen-; xxx: erősen pezseg
 ** meghatározás SZÉKELY-féle módszerrel

4. táblázat A szilárd minták szervesanyag- és relatív mésztartalma

A vízmintavétel (5. ábra) a legtöbb esetben a szilárd mintavétellel párhuzamosan, egy helyszínen történt. A vízmintákból 1-11-t vettünk, az üveges palackba általános vízkémiai vizsgálatokra, a műanyag palackba a nehézfém-vizsgálatra szántakat, ez utóbbiban tartósítószer volt (HNO_3).



5. ábra Vízmintavételi helyek

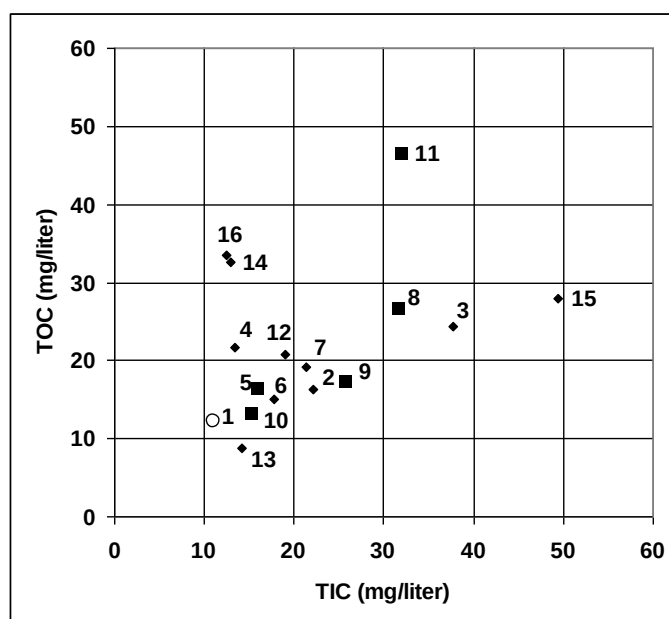
A vízminták kordinátáit és mért paramétereit az 5. táblázat tartalmazza.

minta száma	víztípus	EOV	EOV	vezetőképesség $\mu\text{S}/\text{cm}$	pH x	p lúgosság mg/l **	m lúgosság mg/l **	Cl- mg/l
		E	N					
1V*	talajvíz	586512	203339	475	7,55	0,0	240,3	21,3
2V	állóvíz	587271	203054	1370	7,80	0,0	248,9	269,8
3V	állóvíz	587335	202868	1890	8,21	40,6	280,4	816,0
4V	állóvíz	587157	202701	388	8,22	11,4	163,1	35,5
5V	folyóvíz	587655	201990	461	8,00	11,4	171,7	42,6
6V	állóvíz	587658	201878	510	8,30	14,3	203,2	49,7
7V	állóvíz	587599	202057	470	7,97	0,6	174,6	39,1
8V	folyóvíz	588227	199977	528	8,28	17,1	266,1	63,9
9V	folyóvíz	584106	201359	524	8,05	8,5	200,3	53,2
10V	folyóvíz	584136	201799	489	7,97	8,5	188,8	14,2
11V	folyóvíz	585239	202428	548	8,12	31,4	283,3	74,5
12V	állóvíz	583596	204255	525	8,90	48,6	174,6	92,3
13V	állóvíz	581300	203880	3150	8,20	17,1	123,0	230,8
14V	állóvíz	582728	206451	1440	8,14	28,6	148,8	134,9
15V	állóvíz	584777	205208	545	8,44	20,0	100,2	63,9
16V	állóvíz	584060	204769	491	8,76	51,5	186,0	39,1

* 24-es megfigyelőkút
** CaO egyenérték

5. táblázat A vízminták paramétereit

A pH mérések alapján a terület vizei enyhén lúgos - lúgos kategóriába tartoznak. A 8 körüli, vagy feletti pH-val rendelkező mintákon elvégeztem a p-lúgosság mérését is. Mivel a fenolftalein-lúgosság csak 8,5 felett pH mutat eredményt, az általam kapott értékek alacsonynak mondhatók. Három esetben magas a kloridion és kettő mintánál a vezetőképesség értéke. Az egyik helyszín a tőzezláp középső, É-i részén található (2V,3V). A másik az 5. ábrán jelzett várpalotai horgásztó vizéből (13V) származik. A lúgosság magas értékei a dolomitos földtani háttér miatt alakultak ki. A vízminták TIC-TOC tartalmát és mintán belüli arányukat a 6. táblázat tartalmazza.



	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
TIC	11,14	22,15	37,75	13,37	15,97	17,82	21,29	31,68	25,74	15,35	31,93	19,06	14,11	12,87	49,38	12,50
TOC	12,17	16,32	24,41	21,73	16,50	15,13	19,11	26,73	17,29	13,20	46,64	20,74	8,82	32,54	27,87	33,45

6. táblázat A gyűjtött talajvíz(1), folyóvíz(5,8,9,11), állóvíz (2,3,4,6,7,11,12,13,14,15) minták TIC és TOC tartalma.

A vízminták közül magas TIC tartalmat a közvetlen földtani háttér alakítja. Erre példa a 15-ös minta, ami az utóbbi 15 évben létesült (dolomit) kavics bánya területéről származik. A TOC tartalom érdekes módon a mintázás idején nem a tőzezláp területén volt a legmagasabb. A folyóvizek közül a várpalotai „bányatavak” /Bivalyos-tó(rendszer)/ vizét elvezető csatornában (Csákány-árok, 11-es minta) 46,64 mg/liter. Kettő állóvízben (horgásztóban) 30 mg/l feletti értékű, ennek pontos okát csak további vizsgálatok dönthetnék el, de mindenképpen a tó ökológiai-geokémiai jellegéből adódik ez az érték.

A szakirodalom, jelentések áttanulmányozása után olyan szennyezőanyagok mérését tűztem ki célul,

- amelyek nem speciálisan egy adott üzemhez köthetők (pl: ammónia: Pét, cianid, fluorid: Inotai Alumíniumkohó, stb.),
- légi úton is szállíthatnak, lassan, vagy egyáltalán nem bomlanak (TPH nehezebb alkotórészei, illetve a nehézfémek), a tápláléklánc segítségével felhalmozódhatnak a magasabb rendű élőlényekben, csúcsragadozóknak, halakban, haszonállatokban,
- könnyen megkötődnek (ólom), a megkötődésük többféle, ezért hosszú távon „időzített kémiai bomba”-ként vannak jelen környezetünkben

Számos lehetőség közül ezért esett választásom a kadmiumra és az ólomra.

A vízminták nehézfém-tartalma alatta marad a még a felszín alatti vizekre vonatkoztatott határértékeknek is (7. táblázat). Ugyanakkor nincs kapcsolat a TIC, TOC tartalom és a nehézfémek között. A 3-as és a 13-as mintavételi helyszínen klorid ion, a vezetőképesség és az ólom relatív magas értéke magas. A kadmium értéke mindegyik helyszínen alacsony.

mintaszám	¹ Pb (µg/liter)	² Cd (µg/liter)
1	0,00	0,48
2	5,04	3,37
3	8,34	1,96
4	0,00	0,63
5	0,38	0,55
6	0,00	0,64
7	0,00	0,46
8	0,00	3,88
9	0,00	0,79
10	0,00	0,52
11	0,00	2,95
12	1,37	1,28
13	9,88	1,83
14	4,96	1,01
15	0,69	0,82
16	3,02	2,95
¹ KvM EüM FVM 6/2009 FAV: 10µg/liter		
² KvM EüM FVM 6/2009 FAV: 5µg/liter		

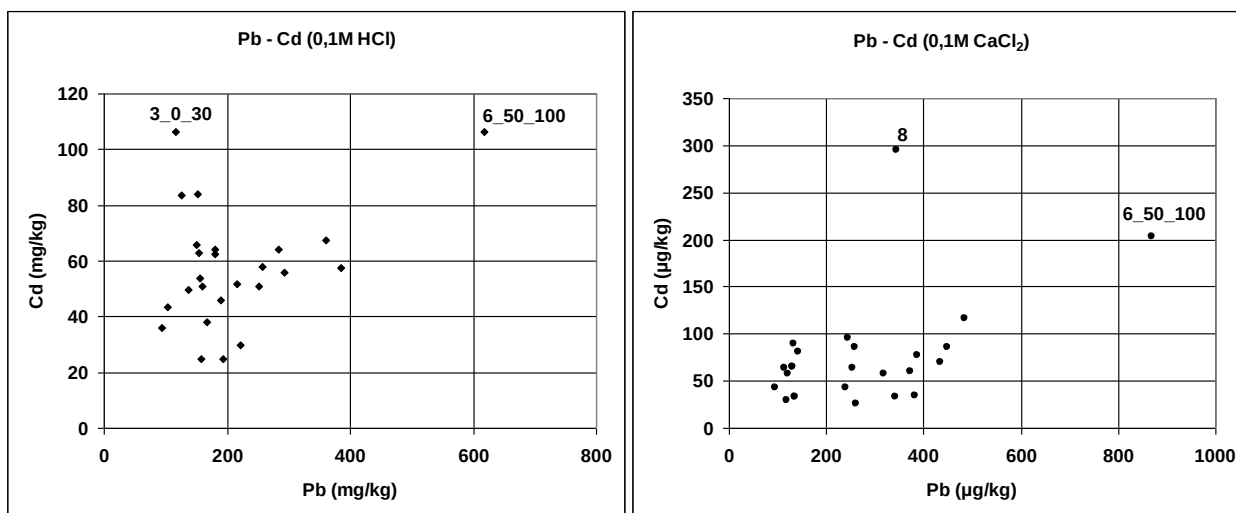
7. táblázat A vízminták ólom-, és kadmium-tartalma

A vizsgált terület központi részét, a lápos területet (2-7 mintavételi helyek) magas szervesanyagtartalmú meszes üledékek, reduktív viszonyok jellemzik; bár redoxipotenciál mérése nem történt, de a mintázáskor a szaghatás és a minták sötétszürke színe ezt egyértelművé tette.

Az ólom és kadmium mérési eredményeit a 8. táblázat tartalmazza. Azért a 0,1M-os HCl-ot és a 0,1 M-os CaCl₂ kioldószert választottam, mert elsősorban azokra a könnyen lecserélhető komponensek mennyiségére voltam kíváncsi, amelyek természetes módon (pl. gyökerek segítségével, biológiai aktivitás hatására), vagy emberi beavatkozás hatására (vízrendezés következtében megváltozó környezeti paraméterek, pl redoxiviszonyok, pH érték) mobilizálódhatnak. A legtöbb szervesetlen ólom vegyület (karbonát, foszfát, szulfát) oldhatósága kicsi, ezért a meszes közegben számíthattam e kötéstípusra, illetve annak sósavas roncsolását megfelelő hatékonysággal kívántam elvégezni. A CaCl₂-os sóoldattal a könnyen mobilizálódó („kicserélhető”) ionokat ezzel a választottam le. A mért értékek közötti összefüggéseket a 6. ábrán jelenítettem meg,

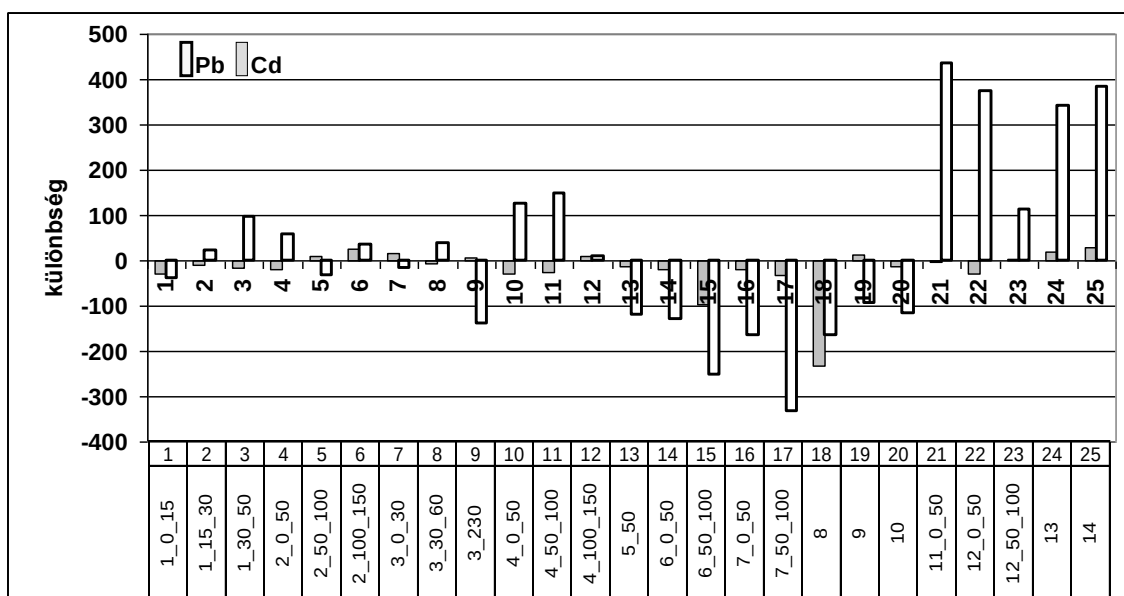
	Pb (HCl) (µg/kg)	Cd (HCl) (µg/kg)	Pb (CaCl ₂) (µg/kg)	Cd (CaCl ₂) (µg/kg)
1_0_15	93,09	35,80	131,42	65,23
1_15_30	158,43	24,67	134,56	33,23
1_30_50	193,11	24,73	95,29	42,46
2_0_50	189,91	45,92	131,41	65,30
2_50_100	102,57	43,44	135,17	32,97
2_100_150	155,00	53,74	119,02	29,21
3_0_30	116,58	106,53	133,61	89,57
3_30_60	160,49	50,70	121,82	57,38
3_230	180,70	64,23	318,69	57,09
4_0_50	385,46	57,43	258,65	85,73
4_50_100	292,40	55,94	142,72	80,17
4_100_150	250,98	51,03	239,85	42,39
5_50	126,61	83,66	245,24	95,84
6_0_50	258,18	58,09	386,61	76,66
6_50_100	617,54	106,51	870,27	202,65
7_0_50	284,33	64,34	449,06	85,25
7_50_100	151,65	83,92	484,23	116,20
8	179,46	62,50	344,51	294,68
9	166,29	38,01	261,41	25,49
10	137,38	49,61	253,60	63,40
11_0_50	360,96	67,35	434,86	69,91
12_0_50	220,97	29,62	373,49	59,96
12_50_100	149,72	65,83	113,80	63,44
13	216,71	51,62	341,91	33,54
14	154,82	62,77	382,30	34,85

8. táblázat A szilárd minták ólom- és kadmium tartalma az eltérő kivonószerek alkalmazásával



6. ábra Ólom-kadmium mennyiségi összefüggés eltérő kivonószerek hatására

A CaCl₂-os kioldás után mért értékek jónéhány minta esetében sokkal magasabbak, mint a HCl-os kioldásnál (7. ábra).



7. ábra A HCl-os feltárás (µg/l) értékéből kivont CaCl₂-os vizsgálat (µg/l) eredménye mintánként és elemenként.

6.3 TPH – mérés

Maga az elnevezés az elmúlt bő egy évtizedben a Rendeletek szerint többféle értelmezést nyert, úgymint:

- 10/2000 (VI.2.) KöM-EüM-FVM-KHVM (Földtani közeg, talaj...) együttes rendelet szerint: „Összes alifás szénhidrogén (TPH) C₅-C₄₀”
- 50/2001 (IV.3.) Korm. Rendelet (Szennyvizek, szennyvíziszapok...) szerint: „Összes alifás szénhidrogén (TPH) C₅-C₄₀”
- 219/2004 Korm. rendelet (A felszín alatti vizek védelméről...) szerint: „Ásványolajok és más szénhidrogének”
- 220/2004 Korm. rendelet (A felszíni vizek védelméről...) szerint: „Összes alifás szénhidrogén (TPH) C₅-C₄₀ ill. alifás szénhidrogének fűtőolajként kimutatva”

A gyakorlati megközelítést követve a C₅-C₄₀ csoportot változatos kémiai-fizikai tulajdonságok jellemzik. A forráspont növekedés C₅: 36 °C-tól a C₄₀: 525 °C-ig tart, amiből az következik, hogy a kis szénatomszámúak illékonyabbak. A TPH felosztható két nagy csoportra: a VPH Volatile Petrol Hydrocarbons (illékony ásványolaj eredetű szénhidrogének, „könnyűek”) és EPH-ra (Extractable Petrol Hydrocarbons: extrahálható ásványolaj eredetű szénhidrogének, „nehezek”). A TPH laboratóriumi analízisére a gázkromatográf (GC) a legalkalmasabb.

A TPH értékét 10 szilárd mintából mértem turbidimetriás gyorsteszt segítségével (9. táblázat). A területre érkező vízfolyások hordalékanyagából és a tőzegláp központi részének szilárd mintáiból választottam. Az ipari üzemek felől azért érkezhetsz ásványolajból származó szennyezés, mert a korábbi ipari tevékenység a nagy mennyiségű kőolaj (pakura, gázolaj, stb.) tárolását igényelte energetikai, technológiai célokból. Ugyanakkor a randomszerűen megtalálható illegális hulladéklerakók, pontszerű szennyezőforrások környezetében is lehetséges határérték feletti szénhidrogénszennyezés.

	TPH (mg/kg)
4_0_50	10
5_0_50	20
6_0_50	2
8	84
9	66
10	126
11_0_50	14
12	26
13	20
14	114
6/2009 (IV. 14.) KvVM-EüM-FVVM : 100 mg/kg	

9. táblázat A mért TPH értékek

7. Eredmények értékelése

A minták magas szervesanyag-tartalma és a lápterületen tapasztalt reduktív viszonyok, valamint a mész jelenléte behatárolta azt a geokémiai környezetet, amelyek alapvetően meghatározzák a szennyeződés-megkötődési folyamatok irányát.

Fontes & Gomes (2003) szerint a kiindulási koncentráció növekedésével arányosan nő a kompetíció a fémek között a megkötődésért. Ez is szerepet játszhat abban, hogy a mérési eredményeimből a kadmium és az ólom mennyisége mintánként nem emelkedik azonos mértékben.

Figyelemre méltó az egyes vízmintáknál mért magas vezetőképesség- és kloridion-tartalom. A vezetőképesség magas értéke alapján feltételezem, hogy más fő ionos összetevők is jelen vannak a vízmintában. Ezek közül a szulfát és a nitrát mérése lehetne perspektívikus a további munkáimban.

A kadmium és az ólom származhat a közlekedésből (gumiabroncsok kopása), mezőgazdasági, energetikai-, vegyipari- (rész)tevékenységből (dízolaj égéstermék), kohászati tevékenységből, de származhat az illegális hulladékelhelyezésből is.

Mindegyik nehézfém rosszul oldódó vegyületet alkot a karbonátokkal (PbCO_3 , CdCO_3) és $\text{pH} > 8,5$ esetén Cd(OH)_2 keletkezik. Reduktív környezetben mindegyik fém a kénnel alkot csapadékot (PbS , CdS) (SZENDREI G. 1998)

A klorid és a szulfát szerepe fontos a kadmium mobilizációját illetően, mivel különböző vegyértékű Cd-komplexek jönnek létre kloridokkal és szulfátokkal. Mindkettő stabil oldható komplex (STEFANOVITS P. és mtsai 1999).

A tőzegláp területén lévő magas klorid érték okát keresve véleményem szerint az az ipari tevékenységből származhat, összefügghet a vízlágyítás technológiai folyamatával. A víz lágyítását az Inotai (ma: Bakonyi) Hőerőműben végezték, mivel a kazánokban használatos vizet először meg kellett tisztítani az oldott anyagtól. Ugyanakkor az erőművek salakdepóniáinak D-i oldalában illegális kommunális hulladéklerakó alakult ki az elmúlt évtizedekben. A másik helyszín, ahol magas a kloridion értéke, a terület Ny-i határán lévő horgásztó (13-as vízminta); aminek eredete kommunális szennyezés lehet.

A területen több helyen is magas a vízben lévő klorid értéke (ezek az említett 2, 3, 13 vízminták), jelenlétük a mobilizáció esélyeit növeli. A szulfát értékeire csak a monitoring jelentések adnak tájékoztatást. Várpalotán a szénbányászat és a széntüzelésű erőmű miatt jelentős mennyiségű pernye keletkezett. Az Inotai Hőerőmű zagykazettáinak környékén a megfigyelő kutakban szinte minden esetben a szulfát átlépi a 6/2009-es KvvM – EüM – FVVM rendeletben meghatározott értéket.

Akut környezetszennyezés a nehézfémek esetén nem tapasztalható a vizekben és a földtani közegben, de a könnyen oldható (CaCl_2 -al leválasztott) ólom és kadmium mennyisége figyelmet érdemel. A magas (7,5 vagy feletti) pH érték csökkenti a fémek mobilitását, lúgos környezetben pedig lényegében jól fixálódnak. Azonban ezt az egyensúlyi állapotot a növények gyökérzete bármikor megbonthatja, nem beszélve olyan emberi tevékenységről, amelyek során komolyabb területrendezésre, túlecsapolásra, iszapkotrásra kerül sor. A mederből kiemelt hordalék oxidatív környezetbe kerül, nehézfém-tartalma, ha nem is oldódik ki ezáltal, közép-hosszútávon ki van téve a kilúgozódás lehetőségének.

A kétfajta kioldás váratlan eredményt hozott, mivel a sóoldattal (CaCl_2 -al) leválasztott, könnyen mobilizálódó mennyiség számos esetben nagyobb értéket adott eredményül, mint az erősebb kivonószernek számító HCl-os kioldás. A folyamat pontos okát nem ismerem, az eltérés mértéke mintánként különbözik és általános érvényű szabályt nem lehet megfogalmazni az eredmény és a környezeti jellemzők kapcsolatát illetően. Minden esetre a jelenség olyan vízfolyások közeléből, vagy medréből származó mintáknál volt igazán markáns, ahol a magas szervesanyag-tartalom is jelen van. Az egyik kézenfekvő magyarázat, hogy a HCl egy része elhasználódott olyan karbonátok bontására, amelyek nem léptek semmilyen kötési formába nehézfémekkel. Ilyen típusok lehetnek primer, kőzetliszt méretű karbonátásványok. Azonban lehetnek olyan szénsavas mészkiválások is, amelyek a korábbi ipari szennyező tevékenységek után keletkeztek, hiszen a területet tápláló vízfolyások mindegyike a közeli karbonátos vonulatok hidrológiai megcsapolásai. Természetesen az a verzió is elfogadható, hogy ezek az értékek nem jelentenek szennyezést, e területen ez tekinthető háttérértéknek. Viszont azt, hogy ezek az értékek a földtani közeg és/vagy a hosszantartó ipari tevékenység hatására alakultak ki, az általam felvett adatokból igen nehéz, vagy nem lehet eldönteni.

A TPH szennyeződés egyes ipari területekhez közel túllépte a megengedett határértéket. A TPH-n belül azok a szennyezőcsoportok raktározódtak el a hordalékban, tavi üledékekben, amelyek nehezebbek a víznél. A szénhidrogének környezetbe jutásakor számos (bakteriális-, UV hatására kezdődő-) lebomlási folyamat indul be, aminek tárgyalása túlmutat e dolgozat keretein. Biztosra vehető, hogy az általam mért értékek nem a teljes csoportot reprezentálják, hanem csak a perzisztens részeit. Ezek a „nehéz” alkotók: általában a C_{15} -ös szénláncúaknál nagyobbak, de többnyire a C_{30} - C_{40} -es szénláncúak maradnak fenn. Számos esetben a települések közvetlen közelében lévő vízfolyások (8, 9, 10) mederanyagában volt magasabb a mért érték. E mintavételi pontok közül a 9, 10-es valóban a legnagyobb aktivitással működő iparterületekhez vannak a legközelebb. A 14-es tavi üledékminta helyzete alapján a legközelebb található az Inotai Hőerőmű telephelyének Ny-i részén működött gázturbinás erőműhöz. Itt 2 db 25000 m³-es tartályban tárolták a fűtőolajat.

Minden egyes mért komponens származási helyének pontos meghatározásához további vizsgálatokra lenne szükség. Azonban célom a vizes élőhely környezetterhelésének vizsgálata, ezért a továbbiakban nem az ipari üzemek és más potenciális szennyezőanyag-kibocsájtók környékére fókuszálok, hanem a táplálékláncban bekövetkezett szennyeződés-akkumulációt szeretném vizsgálni.

8. Összefoglalás

A vizsgálataim eredményét a következőkben foglalom össze.

A nádasdladányi tőzegláp területén és a tőle NY-ra lévő várpalotai bányatavaknál nem tapasztaltam nagyobb területre kiterjedő, a határértékeket jelentősen átlépő környezetszennyezést.

Néhány esetben (klorid, TPH) a mért értékek valóban meghaladják a vonatkozó határértékeket, azonban közép-hosszútávon a legnagyobb környezeti kockázatot a „gyengén” kötött (CaCl_2 -os kioldással kapott) ólom és kadmium mennyiségében látom.

A 13-as vízmintavételi helyen (ami egy horgásztó) magas a vízminta klorid, vezetőképesség- és ólom értéke. Ennek okát a közeli kommunális hulladéklerakó hatásában látom.

A tőzegláp központi részén (2, 7 szilárd mintavételi helyek) számos szennyezőanyag értéke magas, köztük a környezeti kockázatot jelentő kadmium és ólom mennyisége is.

A szénhidrogén szennyezések a nagyobb ipari területről indulnak el, egyes nehezen lebomló részei fennmaradtak a vízfolyások, tavak üledékeiben.

Egyes környezeti elemek (pH, redoxi-viszonyok) segítik, más elemek (klorid, szulfát, gyökérsavak) csökkentik a szennyezőanyag fixálódását.

Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozom témavezetőmnek, Dr. Dezső Józsefnek, aki nagy segítségemre volt mind a mintavételezések során, mind a módszerek kiválasztásában és a vizsgálatok elvégzésében. Köszönet illeti Soós Károlyt az analitikai vizsgálatokhoz nyújtott műszeres támogatásáért és szakmai segítségéért, illetve Dr. Czigány Szabolcsot a humusztartalom-vizsgálatokhoz nyújtott segítőkészségéért. Valamint köszönöm Faragó Mártának és Molnár Ferencnek a mintavételezés során nyújtott kitartó segítségüket.

Irodalomjegyzék

- ÁDÁM L. - MAROSI S. - SZILÁRD J. 1959. A Mezőföld természeti földrajza. - Akadémiai Kiadó, Budapest. p. 514.
- BALLABÁS GÁBOR 2008. A Közép-Dunántúli Régió légszennyezettségi zónáinak környezetvédelmi szempontú gazdasági jellemzése. IV. Magyar Földrajzi Konferencia, Debrecen 2008. november 14-15. 5 p.
- BATA G. - ANDÓ J. 2006. Nehézfém-szennyezés és környezeti kármentesítés a Metallochemia-telephely hatásterületén. - In SZENDREI G. (szerk.) Magyarország környezetgeokémiai állapota. Innova Print Kft., Budapest. pp. 149-159.
- BLASKÓ B. 2006. Nitrogén-műtrágyagyár talaj- és talajvízre gyakorolt hatása. - http://www.okoret.hu/okoret_files/File/Diplomadolgozat/blask%C3%B3_bernadett.pdf (2013.01.07.)
- BRÁZ J. 1985. Várpalota - Pannon Nyomda, Várpalota. pp. 81-97.
- CSATHÓ P. 1994. Nehézfém- és egyéb toxikuselem-forgalom a talaj-növény rendszerben. – Agrokémia és Talajtan 43, 3-4. pp. 371-398.
- DÖMSÖDI J. 1977. A Fejér megyei Sárrét talajjavító (tőzeg, lápföld, lápimész) anyagai. – Agrokémia és Talajtan 26, 3-4. pp. 331-347.
- DÖMSÖDI J. 1988. Lápképződés, Lápmegsemmisülés. – MTA, Budapest. 120. p.
- DÖMSÖDI J. 2007. Mit adhatott és mit adhat a tőzegkitermelés a természetvédelemnek? - Bányászati és Kohászati Lapok. 140, 2. pp. 22-26.
- FÜGEDI U. – HORVÁTH I. – ÓDOR L. 2006. Geokémiai háttér és természetes eredetű környezeti terhelés Magyarország felszíni képződményeiben. In SZENDREI G. (szerk.) Magyarország környezetgeokémiai állapota. Innova Print Kft., Budapest. pp. 11-22.
- FÜLÖP I. 2009. Várpalota térségének levegőminősége és változása – Diplomadolgozat. Pannon Egyetem, Környezetmérnöki Intézet 86 p.
- GOMBKÖTŐ I. 2007. Környezetbarát meddőzagykezelés - Bányászati és Kohászati Lapok 140, 3. pp. 20-24.
- DVORACEK M. – KARUCZKA A. – KAZÓ B. – NÉMETH S. – PARÁSZKA L. – VAJNA L. – VÁRALLYAY GY. - HEGEDŰS L. 1980. Talajtani laboratóriumok módszerekönyve. MÉM NAK, Budapest

- HUBAYNÉ HORVÁTH N. 2005. Felhagyott tőzegkitermelő-helyek természeti értékei és optimális hasznosítása - Doktori értekezés. Budapesti Corvinus Egyetem, Tájtervezési és Területfejlesztési Tanszék 128 p.
- JÁSZBERÉNYI I. 1994. Application of 0.01 M CaCl₂ Extraction Solution For the Assessment of Available N Content in Soil and Environmental Analyses - *Agrokémia és Talajtan* 43, 3-4. pp. 328-334.
- J. PRICE 1997. Soil moisture, water tension, and water table relationships in a managed cutover bog. - *Journal of Hydrology* 202 (1997) 21–32.
- JUHÁSZ Á. 1992. Ipari térségek környezeti hatásvizsgálata és geoökológiai térképezése - *Földrajzi Értesítő* XLI, 1-4. pp. 91-113.
- KÁDÁR I. - NÉMETH T. - RAGÁLYI P. 2006. Nehézfémek mélységi eloszlása talajszelvényekben In SZENDREI G. (szerk.) Magyarország környezetgeokémiai állapota. Innova Print Kft., Budapest. pp. 51-60.
- LAKANEN E. – ERVIÖ R. 1971. A comprassion of eight extants for the determination of plant available micronutrients in soils. *Acta Agr. Fenn.* 123. 223-232.
- MÁTHÉNÉ G. G. és ANTON A. 2004. Toxikuselem-szennyeződés káros hatásainak mérséklése fitoremediációval - *Agrokémia és Talajtan* 53, 3-4. pp. 413-432.
- MÁTHÉNÉ G. G., SZABÓ L., ANTON A., MÁTHÉ P. & ORGOVÁNYI B. (2004): Kadmium-szennyezés utóhatása a talajra és növényekre egy barna erdőtalajon. *Agrokémia és Talajtan* Tom.53. pp. 143-157.
- MORERA M. T. – ECHEVERRÍA J. C. – MAZKARIÁN C. – GARRIDO J. J. 2001. Isotherms and sequential extraction procedures for evaluating sorption and ditribution of heavy metal sin soils. *Environmental Pollution* 113, 135-144.
- ÓDOR L. – HORVÁTH I. – FÜGEDI U. 1998. Magyarország geokémiai atlasza.
- PAGONY H. – SZILÁGYI A. 1974. Kémhatás-vizsgálatok levegőszennyezett területen – *Erdészeti Lapok* archívum (http://www.erdeszetilapok.hu/?page=arch_view&id=15187)
- POLGÁRI M. – SAJGÓ Cs. – TÓTH M. – BRUKNERNÉ WEIN A. – NÉMETH T. – SIPOS P. – SZABÓ Z. – VIGH T. 2006. A Csinger-patak mederüledékének komplex ásványtani és geokémiai vizsgálata In SZENDREI G. (szerk.) Magyarország környezetgeokémiai állapota. Innova Print Kft, Budapest. pp. 139-148.
- R. Bindler 2006. Mired in the past — looking to the future: Geochemistry of peat and the analysis of past environmental changes. - www.sciencedirect.com (2012.03.07.)
- SIDLE R. C. – KARDOS L. T. 1977. Adsorption of copper, zinc and cadmium by a forest soil. *Journal of Environmental Quality* 6, 313-317.

- SIPOS P. és NÉMETH T. 2006. Talajok komplex környezetgeokémiai vizsgálata: nehézfém-adszorpciós kísérletek és szekvenciális kioldás In SZENDREI G. (szerk.) Magyarország környezetgeokémiai állapota. Innova Print Kft, Budapest. pp. 61-72.
- STEFANOVITS P. 1999. Talajtan – Mezőgazda Kiadó, Budapest. p. 470
- SZEKÉR GY. 1985. A kemizálás és a magyar vegyipar - Műszaki Könyvkiadó, Budapest. pp. 89-90.
- SZENDREI G. 1998. Talajtan – ELTE Eötvös Kiadó. p. 300
- TÓTH P. 2009. - Ipari tevékenység talajra-, és talaj- illetve felszíni vízre gyakorolt hatása – Diplomadolgozat. Pannon Egyetem, Környezetmérnöki Intézet 104 p.
- Y. KALMYKOVA – A.-M. STRÖMVALL – B.-M. STEENARI 2007. Adsorption of Cd, Cu, Ni, Pb and Zn on Sphagnum peat from solutions with low metal concentrations. - www.sciencedirect.com (2012.03.07.)

Ábra- és táblázatjegyzék

1. ábra Szűkebb kutatási területem és környezete Szerk.: Tóth G. Forrás: Google Earth
2. ábra A terület földtani térképe. A szelvény helye feltüntetve Forrás: Ádám L. 1959.
3. ábra. Az ólom mennyiségének alakulása négy félév során
Szerk.: Tóth G. az Enviroinvest Zrt. adatai alapján
4. ábra A szilárd minták vételi helyei
5. ábra Vízmintavételi helyek
6. ábra Ólom-kadmium mennyiségi összefüggés eltérő kivonószerek hatására
7. ábra A HCl-os feltárás ($\mu\text{g/l}$) értékéből kivont CaCl_2 -os vizsgálat ($\mu\text{g/l}$) eredménye mintánként és elemenként.
1. táblázat Megoszlási hányadosok a talaj-víz rendszerben. Forrás: Bácskai Gy. 2009.
2. táblázat A kadmium megoszlási hányadosa (Szerk.: Tóth G.) Forrás: Bácskai Gy. 2009.
3. táblázat Szilárd minták szemcseméret-frakcióinak megoszlása.
4. táblázat A szilárd minták szervesanyag- és relatív mésztartalma
5. táblázat A vízminták paraméterei
6. táblázat. A gyűjtött talajvíz(1), folyóvíz(5,8,9,11), állóvíz (2,3,4,6,7,11,12,13,14,15) minták TIC és TOC tartalma.
7. táblázat A vízminták ólom-, és kadmium-tartalma
8. táblázat A szilárd minták ólom- és kadmium tartalma az eltérő kivonószerek alkalmazásával
9. táblázat A mért TPH értékek