

# A „Pontszerű szennyező források tájra gyakorolt hatásának vizsgálata” című pályázat kutatási eredményeinek összefoglalója

Pályázatunkban a pontszerű légszennyező források, illetve pontszerű talajszennyező források hatását tanulmányoztuk. Bár eddig összesen négy publikációt készítettünk az elért eredményekről, sajnos ezek a mai napig nem jelentek meg, így az útmutató iránymutatása szerint részletesebb összefoglalót készítettünk.

A kutatásoknak tehát két fő iránya volt, az egyik a légszennyező források hatásának vizsgálata, a másik pedig, a közvetlenül a talajba jutó szennyezések hatásának tanulmányozása volt. A munkát a vizsgálati céloknak megfelelő mintaterületek kijelölésével kezdtük. Nem volt könnyű dolgunk, mivel olyan szennyező forrásokat kellett találnunk, amelyek tájra gyakorolt hatását nem befolyásolták egyéb szennyező források. Különösen a légszennyező forrás esetében volt nehéz megtalálni a megfelelő helyszínt, mivel a valóban pontszerű források minden esetben olyan helyen voltak, ahol azok szennyező hatását nagyon nehezen, vagy egyáltalán nem lehetett volna elkülöníteni a közelükben található egyéb szennyező források hatásától. A választás végül a Pálháza közelében található perlitbányára esett, bár tudtuk, hogy ez nem tekinthető pontszerű forrásnak, viszont abban a környezetben ez az egyedüli jelentős légszennyező, így annak hatása viszonylag jól tanulmányozható. A közvetlenül a talajba jutó szennyezések hatásainak vizsgálatát végül szintén nem kimondottan pontszerű szennyező források esetében tanulmányoztuk, hanem két aljzatszigetelés nélküli települési folyékonyhulladék-leürítő telephelyre esett a választásunk. A szennyezések terjedése az ilyen jellegű szennyező források esetében sok hasonlóságot mutat a pontszerű szennyezésekkel, ezért úgy ítéltük meg, hogy a két leürítőhely tanulmányozása megfelelő alapot biztosíthat a pályázatban megfogalmazott vizsgálati célok teljesítéséhez.

Az alábbiakban részletesen bemutatjuk a kutatómunka során elért főbb eredményeinket.

## 1. Légszennyező forrás tájra gyakorolt hatásának vizsgálata

A légszennyező forrás vizsgálatát tehát a Zempléni-hegység északi részén fekvő Pálháza mellett elhelyezkedő perlitbánya esetében végeztük el. A bányában évtizedek óta folyik a külszíni fejtés, ráadásul a bánya területén belül található egy őrlőüzem is, így a bányászat és az őrlés során keletkező por jelentős terhelést okozhat a bánya környezetében lévő területeken. A kutatás aktualitását az adja, hogy napjainkban a térség egyre dinamikusabban fejlődő turisztikai célponttá kezd válni, egy komolyabb környezetszennyezéssel járó tevékenység azonban negatívan befolyásolhatja a turisztikai vonzerőt. Így a bánya szennyező hatásának tanulmányozása nem csak az általános érvényű következtetések levonása miatt volt fontos, hanem azért is, hogy eldönthessük, tényleges veszélyt jelentenek-e a bányászati, illetve a hozzá kapcsolódó tevékenységek a térség turisztikai fejlesztésében vagy sem.

### 1.1. Vizsgálati módszerek

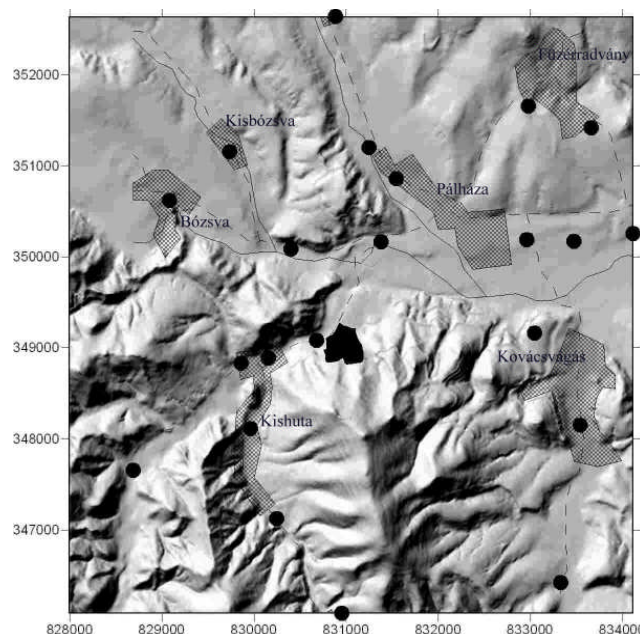
A kutatómunka során a 10 µm-nél nagyobb átmérőjű porszemcsékből álló porfrakció, az úgynevezett ülepedő por által okozott terhelést vizsgáltuk meg. Összesen 22 porcsapdát telepítettünk a bánya három kilométeres körzetében, melyek elhelyezésekor törekedtünk a

vizsgált terület egyenletes lefedésére (1. ábra). A porcsapdákat az MSZ 21454-1:1983 szabvány alapján készítettük el. Miután a porcsapdák jelentős része közterületen került elhelyezésre, előzetesen beszereztük az illetékes önkormányzatok engedélyét. Szerencsére valamennyi polgármester pozitívan állt a kérdéshez, és hozzájárult a csapdák telepítéséhez, több alkalommal személyesen is segítettek a megfelelő helyszín kiválasztásában. A porminták begyűjtését 2004 júliusában kezdtük és két éven keresztül folyamatosan végeztük. A laboratóriumi vizsgálatok során külön-külön meghatároztuk az oldhatatlan, valamint az oldható porfrakció mennyiségét, melyek együttesen adják a teljes leülepedett mennyiséget.

A porterhelés térbeli eloszlásának értékelését a meteorológiai jellemzők figyelembevételével végeztük. A meteorológiai adatokat a pályázati forrásból vásárolt automata meteorológiai állomás szolgáltatta, melyet a bányától 1 km-re északi irányban, a vizsgálati területen belül állítottunk fel. Az ülepedő por térbeli eloszlását leginkább befolyásoló meteorológiai paraméterek (szélsebesség, szélirány, csapadékmennyiség) mellett, az állomás 10 perces időközönként rögzítette a hőmérsékletre, a páratartalomra és a besugárzás mértékére vonatkozó adatokat is. A szélre vonatkozó adatokat 4 méteres magasságban mértük. A mérőállomás két éven át folyamatosan működött, azonban sajnálatos módon történt néhány olyan eset, amely hátráltatta a munkát. A napelemmel működő automata állomás egy hónapon át képes a folyamatos adatgyűjtésre, azonban egy hónap múlva az adatokat le kell tölteni, mert különben a legrégebbi adatok felülíródnak. Emiatt előfordult pár napos adatvesztés, ráadásul a szélsebességek mérését végző szenzor is meghibásodott, s csak 2005 februárjára sikerült megjavítani, a rendelkezésünkre álló adatok alapján, mégis viszonylag pontos képet nyerhettünk a bánya közvetlen környezetében uralkodó meteorológiai viszonyokról.

További problémát jelentett az, hogy a téli időszakban, az alkalmazott fagyálló folyadék ellenére a nagy hidegben a minták megfagytak, s néhány porcsapda szétrepedt. A kutatás kezdetén komolyan aggódtunk a porcsapdák miatt, féltünk, hogy ellopják, vagy kárt tesznek benne, de kellemesen csalódtunk, ugyanis mindössze három csapdát loptak el a két év alatt, ezeken kívül egyéb, szándékos károkozás nem történt.

A területhasználatot a CORIN LAND COVER adatbázisa alapján vizsgáltuk.



1. ábra. A mintaterület árnyékrelief térképe (a pontok a porcsapdák elhelyezkedését jelzik a perlitbánya környezetében)

## 1. 2. A terület természeti adottságai

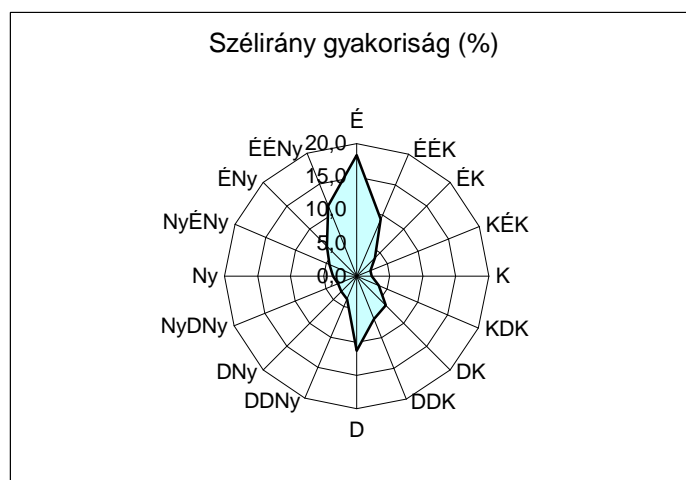
Ahhoz, hogy a bányából származó por terjedését megfelelően tudjuk tanulmányozni, fel kellett tárunk a mintaterület természeti adottságait. Mivel nem ez jelentette a kutatás fő irányát, ebben az összefoglalóban csak röviden mutatjuk be a porszennyezés szempontjából legfontosabb paramétereket.

A bányából származó üledő por terjedése térbeli eloszlása szempontjából elsősorban a meteorológiai viszonyoknak, a domborzatnak, valamint a területhasznosítási szerkezetnek van kiemelkedő jelentőségük. Bár ezek mellett egyéb tényezők is hatással vannak a porterhelés alakulására, most csak az említett három tényezővel foglalkozunk.

A domborzat vizsgálatokor elsősorban arra kerestük a választ, hogy a bánya közvetlen, illetve a tágabb környezetében a domborzati adottságok hogyan befolyásolhatják a bányából származó por útját. Pontosán meghatároztuk azokat az irányokat, amerre a domborzati adottságok alapján a legnagyobb valószínűséggel terjedhet a por.

A meteorológiai viszonyok alakulását kicsit részletesebben tárgyaljuk, mivel azt az adatbázist, aminek alapján az elemzést készítettük, a pályázati forrásból megvásárolt meteorológiai állomás szolgáltatta. Emellett a porszennyezés alakulása szempontjából is kiemelkedő jelentősége van a meteorológiai viszonyoknak.

A bányából származó por terjedésének irányát elsősorban a szélirány befolyásolja, bár a domborzatnak jelentős módosító szerepe lehet. Elsőként a szélirány gyakoriságának alakulását vizsgáljuk meg. A mérőállomás 4 méteres magasságban, 22,5 fokként rögzítette a szélirányokat. A teljes vizsgálati időszakot tekintve megállapítható, hogy a leggyakoribbak az É-i szelek voltak (2. ábra). Az északról fújó szelek mellett még a D-i szél gyakorisága mondható viszonylag magasnak. A K-i és a Ny-i szelek gyakorisága a 4%-ot sem éri el. A szélirány gyakoriságok havi átlagainak vizsgálatokor hasonló eredményeket kaptunk, nem volt tapasztalható lényeges eltérés egyetlen hónapban sem. A gyakorisági maximumokat tekintve megállapítható, hogy az északias szelek az őszi hónapokban, különösen szeptemberben és októberben érik el a legmagasabb értékeket, míg a délies szelek egyértelműen a nyári hónapokban érik el a gyakorisági maximumot.



2. ábra. A szélirány gyakoriságok alakulása a két éves vizsgálati időszak mérési eredményeinek átlaga alapján

A szélirány mellett a szélesebességnek is nagyon fontos szerepe van a porszenyezés alakulásában. Minél erősebb szelek fújnak, annál hosszabb utat képesek a porszemcsék a levegőben megtenni, illetve annál nagyobb porszemcséket képes a levegő magával ragadni. A szélesebességmérő műszer meghibásodása miatt csak a 2005-ös évre vonatkozóan tudunk értékelhető adatokhoz jutni. Megállapítottuk, hogy az átlagos szélesebesség február és július között lényegesen magasabb volt, mint augusztus és december között. A havi szélesebességi átlagoknál azonban lényegesen többet mond az, ha megvizsgáljuk, hogy ezek az átlagértékek milyen konkrét szélesebességek eredményeképpen jöttek ki (1. táblázat).

1. táblázat. A 4 m magasságban mért szélesebességek százalékos gyakorisága 2005-ben

Szélesebesség (m/s)	Febr.	Márc.	Ápr.	Máj.	Jún.	Júl.	Aug.	Szept.	Okt.	Nov.	Dec.
0	7,7	11,9	16,9	19,0	11,0	16,0	25,6	19,2	25,5	26,9	33,9
0,1-0,5	32,0	31,5	32,2	30,8	32,1	33,7	40,9	42,8	44,3	46,7	39,7
0,6-1	22,9	25,7	25,0	23,4	25,4	25,4	20,3	25,3	19,8	19,9	15,8
1,1-1,5	17,2	15,3	13,7	12,3	16,0	13,1	8,6	8,4	5,3	5,1	5,6
1,6-2	9,9	8,1	6,4	7,0	8,2	6,1	2,8	3,0	2,6	1,2	3,0
2,1-2,5	6,2	3,9	3,7	3,7	4,2	3,0	1,0	1,0	1,7	0,2	1,5
2,6-3	2,9	2,1	1,4	2,2	2,0	1,5	0,5	0,2	0,5	0,0	0,5
3,1-3,5	0,7	0,7	0,4	0,8	0,6	0,5	0,1	0,0	0,2	0,0	0,0
3,6-4	0,4	0,3	0,1	0,4	0,2	0,3	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
4,1-4,5	0,1	0,4	0,0	0,4	0,2	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
4,6-5	0	0,1	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Mérések száma	1121	4212	4288	3461	3888	3408	3872	4151	4465	4321	4465

Látható, hogy 2005-ben, az egyenként 10 perces mérési időszakok átlagai alapján 0 és 5 m/s között változtak a szélesebességek. A teljesen szélcsendes időszakok aránya augusztus és december között volt a legmagasabb, decemberben a hónap egyharmadában egyáltalán nem fújt a szél, a tavaszi, nyári időszakban a szélcsendes időszakok aránya rendre 20% alatt maradt, februárban pedig a 10%-ot sem érte el. Az erősebb szelek gyakorisága a február és július közötti időszakban volt nagyobb, az 1 m/s-nál erősebb szelek aránya ebben az időszakban rendre 25% fölött volt, s a 2 m/s fölötti szélesebességek gyakorisági aránya is minden hónapban 5% fölött volt. Az is lényeges kérdés, hogy az erősebb szelek esetében, hogyan alakul a szélirány, hiszen a levegő porterhelése az erősebb szelek hatására jelentősen megnőhet, s a porrészecskék ilyenkor nagyobb távolságra juthatnak el a szennyező forrástól. Megvizsgáltuk a 2 m/s-nál erősebb szelek irányának gyakoriságát a 2005-ös adatok alapján, s azt tapasztaltuk, hogy a legtöbb hónapban – az erős szelek esetében is – az északról fújó szelek dominálnak, de egyes hónapokban, például júliusban, augusztusban és decemberben a déli szelek voltak a leggyakoribbak.

A szélviszonyok mellett a csapadék is fontos szerepet játszik a porterhelés alakulásában. A csapadék hatására nedvessé váló felszínről gyakorlatilag nem kerül por a levegőbe, ezért minél hosszabb ideig marad nedves a felszín, annál kisebb lesz a levegő porterhelése. A felszín nedvessége elsősorban a csapadék mennyiségétől és időbeli eloszlásától, valamint a beszivárgási és a párolgási viszonyok alakulásától függ.

A csapadék alakulásának vizsgálatokor figyelembe vettük a vizsgálati területhez legközelebb eső csapadékmérő állomások adatait is, miután a saját mérőállomásunk esetében előfordultak néhány napos adathiányok, melyek jelentősen módosíthatták az eredményt.

Megállapítottuk, hogy 2005-ben, januárban, márciusban, valamint októberben és novemberben igen kevés csapadék hullott, miközben a porképződés szempontjából legveszélyesebb nyári hónapok meglehetősen csapadékosak voltak.

A csapadék hónapokon belüli eloszlását tekintve kiderült, hogy júniusban minden héten előfordult jelentősebb mennyiségű csapadék, egyedül július 18. és augusztus 4. között volt egy viszonylag hosszabb száraz periódus, azonban ezt követően 3-4 napos szünetekkel egész augusztusban esett az eső. Szeptemberben mindössze két olyan nap volt, amikor jelentősebb mennyiségű csapadék hullott, októberben és novemberben pedig egyetlen olyan nap sem volt, amikor 5 mm-nél több csapadék hullott volna a területre. A porképződés szempontjából tehát a nyári időszak kedvezően alakult, hiszen hosszú időn keresztül nedves volt a felszín. Ősszel már hosszabbak voltak a száraz periódusok, de az alacsonyabb hőmérséklet miatt jóval kisebb volt a párolgás mértéke, hiszen a júliusi  $170 \text{ watt/m}^2$ -es sugárzási értékekhez képest októberben már csak  $81 \text{ watt/m}^2$ , novemberben pedig mindössze  $39 \text{ watt/m}^2$  volt a besugárzás átlagértéke.

A területhasználat alakulását a CORIN LAND COVER adatbázisa alapján vizsgáltuk meg. Megállapítottuk, hogy a perlitbánya környezetében elsősorban erdőket találunk (47,2% lombos erdő, illetve 6,1% tűlevelű erdő), de viszonylag magas a szántók aránya is (21,9%), különösen a bányától északra eső területeken. Az erdők és a szántók mellett említést érdemelnek még a cserjések (8,4%) és a legelőterületek (7,5%). A többi területhasználati kategóriába tartozó területek aránya nem számottevő, ugyanakkor a településeket nem hagyhatjuk figyelmen kívül, hiszen a közlekedés és a lakossági fűtés miatt hozzájárulnak a levegő porterheléséhez. A vizsgálati területen belül nyolc település található, melyek a terület 3,9%-át foglalják el. A bányából származó por terjedése szempontjából kedvező, hogy a bánya környezetében nagy kiterjedésű, összefüggő erdők helyezkednek el, melyek jelentősen gátolják a por nagyobb távolságba történő szállítását.

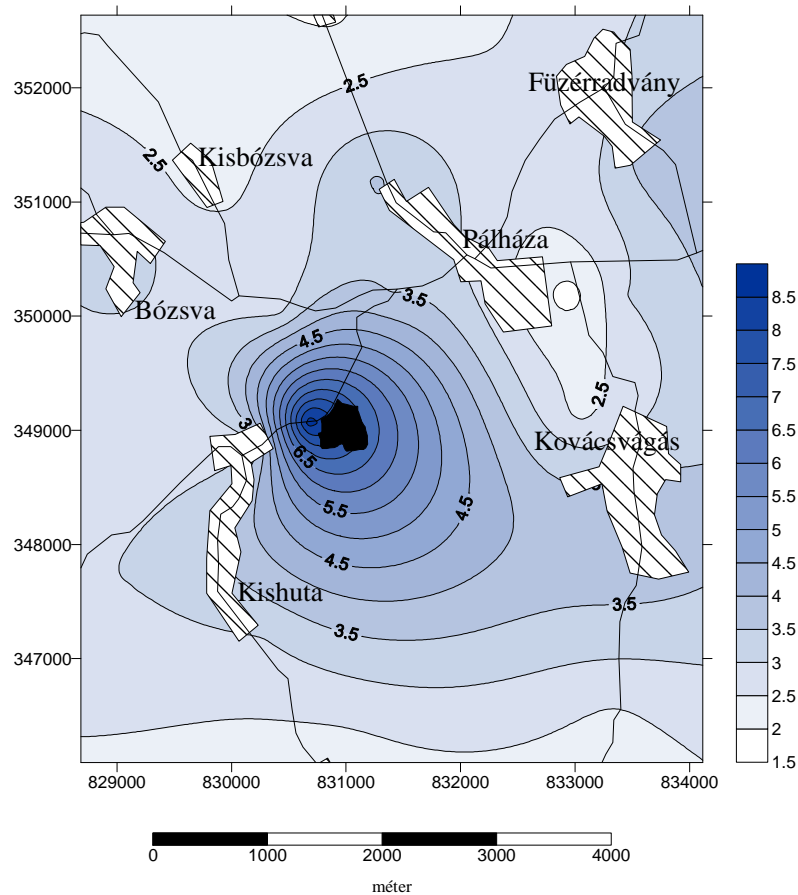
### **1. 3. A porterhelés térbeli és időbeli változásai**

Bár a mintaterület kiválasztásakor az volt az egyik legfontosabb szempont, hogy a légszennyező forrás hatását más szennyező források ne befolyásolják, mégis be kell látnunk, hogy a bányán kívül más forrásból is kerülhet por a levegőbe. Az kétségtelen, hogy a legjelentősebb forrás a bánya, hiszen a külszíni fejtéskor alkalmazott robbantások során, a meddő elhelyezésekor, valamint a perit őrlésekor is jelentős mennyiségű por kerül a levegőbe. A bányán kívül azonban számolnunk kell még a mezőgazdasági munkák során keletkező porral, különösen a talajművelés és a termés betakarítása járhat számottevő porterheléssel, emellett a közlekedés valamint a lakossági fűtés is hozzájárul a levegő porterheléséhez. Annak eldöntése, hogy egy adott porcsapdában a leülepedett pormennyiség pontosan milyen forrásokból származik, csak a minták analitikai elemzésével lehetséges. Ezeket a vizsgálatokat a pályázat keretében nem állt módunkban elvégezni, de a mintákat gondosan megőriztük, így a későbbiekben lehetőségünk lesz az a nyomelemek meghatározására is. Bár most csak a leülepedett por mennyiségi adataival számolhatunk, ismerve a perlitbánya környezetének meteorológiai, domborzati, valamint felszínborítottsági viszonyait, pusztán az ülepedő por mennyiségének térbeli eloszlása alapján is következtethetünk a leülepedett por eredetére.

A szélviszonyok elemzése során kiderült, hogy a területen az északi szelek dominálnak, ami a porterhelés szempontjából igen kedvező adottság, hiszen a bányától délre a Som-hegy 500 méter magas tömege helyezkedik el, amely útját állja a déli irányba tartó szeleknek. Ráadásul a Som-hegy lejtőit erdő borítja, ami ugyancsak megnehezíti a por

nagyobb távolságra történő szállítását. A domborzati akadályt jelentő Som-hegy eltéríti az északi irányból érkező légtömegeket, melyek délnyugatra a Kemence-patak völgye felé, illetve délkeletre a Hosszú-patak irányában találnak utat maguknak. Szerencsére mindkét irányban kiterjedt erdőterületeken kell a légtömegeknek áthaladniuk, így érvényesülhet a lombkorona szűrő hatása, kedvező adottság, hogy ez a szűrő hatás éppen a porszennyezés szempontjából legveszélyeztetettebb időszakban, május és szeptember között érvényesül a legerőteljesebben.

Az ülepedő por mennyiségére vonatkozó egészségügyi határérték  $16 \text{ g/m}^2/30 \text{ nap}$ . A vizsgálati időszak alatt határérték túllépések egyedül a bányához legközelebb eső, attól mintegy 100 m-re található porcsapda esetében fordultak elő, s azokban a hónapokban, amikor határérték alatti pormennyiséget határoztunk meg, akkor is csaknem mindig itt volt a legmagasabb a leülepedett por mennyisége. A magas értékek egyértelműen a bányából származó porterheléssel magyarázhatók. Ugyanakkor azt is látnunk kell, hogy a bányától 1 km-nél nagyobb távolságban már csak jóval kisebb mértékben érzékelhető a porterhelés növekedése (3. ábra).



3. ábra. Az ülepedő por mennyiségének térbeli alakulása. A teljes vizsgálati időszakra vonatkoztatott átlagértékek alapján. (A fekete folt a bánya területe.)

Megállapítható, hogy a bányából származó por legnagyobb része általában a bánya néhány 100 méteres körzetében ülepszik le, kivételt csak a száraz, szeles időszakok jelentenek, amikor nagyobb távolságokra is eljut a por. Ilyenkor több mérőponton is  $10 \text{ g/m}^2/30 \text{ nap}$  körüli értékeket mértünk a bánya 1,5 km-es körzetén belül. Néhány esetben, egyéb mérési pontokban is kimutattunk határérték közeli értékeket, e mérési pontok többségénél azonban elsősorban nem a bánya szennyező hatása okozta a pormennyiség



növekedését, hanem sokkal inkább a mezőgazdasági munkák során keletkező por. Ezt támasztja alá az is, hogy ezen porcsapdák többségét szántóföldek mellett helyeztük el, s a magasabb értékek a mezőgazdasági munkák idején jelentkeztek, egyébként viszonylag alacsony volt a leülepedő por mennyisége.

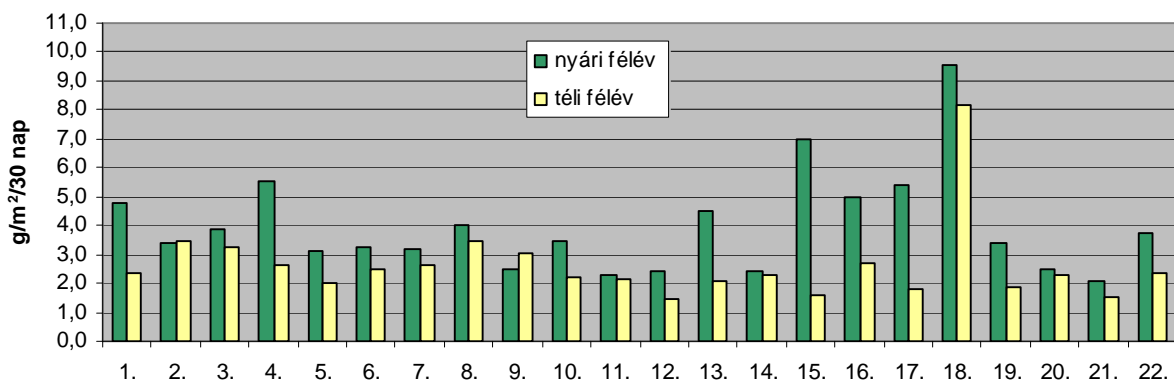
Az a tény, hogy a legalacsonyabb ülepedő por mennyiségeket rendre a bányától legtávolabb elhelyezkedő mérőállomásokon mértük, valamint az, hogy a bányához közeledve egyre növekvő értékeket határoztunk meg, arra utal, hogy a bánya egyértelmű terhelést jelent a környezetére. Kiszámítottuk, hogy a bányától különböző távolságban húzódó zónákban mekkora az átlagosan leülepedő pormennyiség (2. táblázat).

2. táblázat. Az ülepedő por mennyiségének alakulása a bánya környezetében.

	A bánya középpontjától húzott		
	1 km-es sugarú körön belül	1-2 km-es sáv	2-3 km-es sáv
terület (km <sup>2</sup> )	3,14	9,42	15,70
minimum érték (g/m <sup>2</sup> /30 nap)	2,8	2,2	1,8
maximum érték (g/m <sup>2</sup> /30 nap)	8,8	5,1	4,1
átlag (g/m <sup>2</sup> /30 nap)	5,4	3,4	2,9

Látható, hogy a vizsgálati területen belül, a bányától legtávolabb eső, attól 2-3 km-re húzódó sávban 3 g/m<sup>2</sup>/30 nap alatti az átlagos ülepedés mértéke, ugyanakkor az 1-2 km közötti sávban 3,4 g/m<sup>2</sup>/30 nap, s a bánya 1 km-es körzetén belül már lényegesen magasabb, 5,4 g/m<sup>2</sup>/30 napos értéket állapítottunk meg. A bányához legközelebb eső mérési pontban – melynek távolsága mindössze 100 méter – pedig közel 9 g az egy hónap alatt 1 m<sup>2</sup>-nyi területre leülepedő átlagos pormennyiség. Megállapítottuk, hogy a bánya 1 km-es körzetében, évente négyzetkilométerenként 30 tonnával több por ülepszik le, mint a bányától 2-3 km-re húzódó sávban.

Az ülepedő por mennyiségének időbeli változásait vizsgálva megállapítottuk, hogy a legtöbb mérőpont esetében a nyári félévben magasabbak az értékek (4. ábra), ekkor a mérési pontok 75%-ában 3 g/m<sup>2</sup>/30 nap fölötti átlagértékeket határoztunk meg, míg a téli félévben ez az arány a 20%-ot sem éri el.



4. ábra. Az ülepedő por mennyiségének átlagértékei a 22 mérőállomás esetében a nyári, illetve a téli félévben, a teljes vizsgálati időszakra vonatkoztatva.

Általában ott tapasztaltuk a legnagyobb különbségeket a nyári és a téli félévben mért átlagértékek között, ahol a porcsapda közelében szántóföldek találhatóak, mivel a mezőgazdasági munkák zöme a nyári félévre esik. Különösen a száraz, szeles periódusokban mértünk magas értékeket. A bánya szennyező hatása viszont egész évben érvényesül, hiszen a kitermelés folyamatos, ezt jelzi a bányához legközelebb elhelyezett mérőállomás adatai is, hiszen itt mindkét időszakban viszonylag magas,  $8 \text{ g/m}^2/30$  napnál magasabb átlagértékeket állapítottunk meg.

Miután a vizsgálatok szerint a bánya csak a közvetlen környezetében okoz komolyabb porterhelést, a tágabb környezetre nincs jelentősebb hatással, kijelenthetjük, hogy a perlitbányászat jelenlegi formájában nem veszélyezteti a térségben folyó turisztikai célú fejlesztéseket.

## 2. Talajszennyező források hatásának vizsgálata

A talajban, illetve a talajvízben terjedő szennyező anyagok vizsgálatához két aljzatszigetelés nélküli települési folyékonyhulladék-leürítőt választottunk ki. Ezek valójában diffúz forrásnak minősülnek, mivel nem csak egy meghatározott pontból kerül a szennyező anyag a talajba, hanem a leürítő teljes területéről. A telephelyek azonban jól körülhatárolhatóak, így a vizsgálat céljának megfelelnek. A szennyvízleürítés és a szigetelés nélküli leürítők számtalan környezetvédelmi és közegészségügyi problémát vetnek fel, s csaknem minden településen megtalálhatók. A kutatás eredményei ezért közvetlenül felhasználhatók a leürítők környezeti kockázatának megítélése kapcsán.

A 219/2004 (VII.21.) kormányrendelet alapján 2007. október 31-ig meg kell szüntetni minden olyan szennyező forrást, amely közvetve, vagy közvetlenül szennyezi a talajvizet. Ez sok önkormányzatnak igen nagy terhet jelenthet, mivel a rekultiváció költségei a több tíz millió forintot is elérhetik. Sokszor azonban ezek a telephelyek csak megfelelő lezárást igényelnének, az általuk képviselt környezeti kockázat kisebb, mint az általános megítélés alapján várható lenne.

Az egyik leürítő Mikepércs településen került kijelölésre, a másik Újszentmargitán. Mindkét leürítőhely kialakítása az 1980-as évek elején történt és kb. ugyanakkora településeket szolgálták ki, míg működtek, mára azonban (hivatalosan) már nem használják őket. Valójában a mikepércsi leürítőhelyet illegálisan mindmáig használják, naponta akár  $100 \text{ m}^3$ -nyi szippantott szennyvizet hordanak oda.

A mikepércsi telephely homokos, az újszentmargitai pedig agyagos, agyagos-iszapos mechanikai összetételű talajon helyezkedik el. Összehasonlításuk során a vertikálisan és horizontálisan terjedő szennyezések sajátosságait vizsgáltuk a szennyező anyagokra koncentrálnak.

A mikepércsi területen egy részletesebb vizsgálatot hajtottunk végre több fúrással és mintavétellel, mivel itt a szennyező anyag utánpótlása közel folyamatos és a homokos szövetű talajban a szennyező anyagok terjedése is gyorsabb. Újszentmargitán a cél az volt, hogy egy 2-3 éve valóban felhagyott leürítő közelében megvizsgáljuk a szennyező anyagok mennyiségét és azt, hogy ennyi idő elteltével mi található a talajban és a talajvízben.

A továbbiakban előbb a mikepércsi vizsgálat eredményeit, majd az újszentmargitai tapasztalatunkat ismertetjük. Ezt követően értékeljük a telephelyeket hasonlóságuk és különbségeik alapján.



## 2.1. A mikepércsi vizsgálati terület

A vizsgálati terület Mikepércs község közigazgatási területén, a település belterületétől keletre található. A leürítőt műszaki védelem nélkül hozták létre homokos (ezen belül is döntően durva homokos) mechanikai összetételű üledéken. 3-15 méteres mélységben meszes homokos agyagréteg található, mely vízzáróként funkcionál. Ez alatt váltakozva homok, homokos agyag és agyagos homok települt sávjait találjuk. A felszínközeli réteg durva homokja kedvez a szennyező anyagok szétáramlásának, többek között ezért döntöttünk úgy, hogy ezt a területet is megvizsgáljuk a pályázat keretében.

A telephelyen jelenleg is történik szennyvízleürítés, a telephely északnyugati részén, aminek a következtében egy sajátos talajvízdóm alakul ki, ami az áramló talajvizet és a folyékonyhulladék-leürítőbe helyezett kommunális szennyvizet visszaduzzasztja, ez időben késlelteti a szennyező anyagok délnyugati irányba történő terjedését. A kb. 20000 m<sup>3</sup> térfogatú szennyvízleürítő-helynek nincs mesterséges szigetelése, így az oda elhelyezett kommunális folyékonyhulladék a laza szövetű homokos üledéken keresztül áthaladva szennyezi a talajvízbázist.

### 2.1.1. Alkalmazott módszerek

#### *Talajvíz-mintavétel és vizsgálat*

A kutatási területen 13 db sekélyfúrású talajvízkutat hoztunk létre Eijkelkamp típusú kézi fúró segítségével, melyek közül a vizsgálatok végére 5 megsemmisült (ellopták a béléscsővet, beszántották). A kutak béléscsővezése 63 mm átmérőjű PVC csövekkel történt, melyek talpmélysége a megütött talajvízszint tükre alatt 1 méter mélyen van. A béléscsővek alsó 1 méteres szakaszát beszűrőztük kútszövettel. Ez a megoldás lehetővé teszi a talajvíz szabad beáramlását a kút belsejébe, ugyanakkor megakadályozza a furat feliszapolódását.

A mintavétel perisztaltikus pumpával végeztük. A talajvíz szivattyúzását addig folytattuk, amíg a vezetőképesség és a hőmérséklet állandósulását nem tapasztaltuk, mely kb. 2-3-szoros kúttérfogatú vízmennyiség kitermelése után jelentkezett. Terepen mértük a talajvízmélységet, valamint a talajvíz hőmérsékletet és a vezetőképességet. A mintavételt 12 hónapon keresztül, havi rendszerességgel folytattuk. A begyűjtött mintákat hűtve szállítottuk, és tároltuk. A talajvízminták feldolgozása minden esetben 24 órán belül történt a Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszék laboratóriumában. Ezek mellett akkreditált mintavétel és laboratóriumi vizsgálat is történt a KVI-PLUSZ Kft laboratóriumában (Dr. Ágoston Csaba ügyvezető jóvoltából, aki e pályázat résztvevő tagja).

A vizsgálatok során a következő vízkémiai paraméterek meghatározására került sor: hőmérséklet; fajlagos vezetőképesség; pH; permanganátos kémiai szervesanyag-tartalom (KOIps); oldott szerves foszfátion; ammóniumion; nitrátion-tartalom nátrium-szalicilátos módszerrel; nitrition kolorimetriás módszerrel szulfanilsavas  $\alpha$ -naftilaminnal; Na-koncentráció F-AAS technikával.

E vizsgálatokon túlmenően a talaj és talajvíz nehézfém és TPH-tartalmát vizsgáltuk meg ICP-AES és GC-MS technikával (e vizsgálat szintén a KVI-PLUSZ akkreditált laboratóriumában történt).

A mintavételek alkalmával minden esetben feljegyeztük a talajvízállásra vonatkozó adatokat is. A relatív mélységeket átszámoltuk abszolút értékekre, balti alapszintre, így meg tudtuk szerkeszteni a talajvízadatok hidroizohipszáit is.

A talajvízállás adatokból SURFER for Windows 8 segítségével térképeket készítettünk. Ezek a térképek statisztikai felszínként 2,5 dimenzióban értelmezhetők, így

alkalmasak arra, hogy meghatározzuk belőlük a lefolyási irányokat, mely ebben az esetben a talajvíz-áramlási irányokat jelenti. Ezt a műveletet IDRISI for Windows 32R2 szoftverrel végeztük, mivel itt lehetőség nyílt az egyes hónapok térképeinek a statisztikai elemzésére is. A térképek összehasonlításához a térképi rétegek regresszió analízisét is elvégeztük, az egyezés mértékének mérőszáma pedig a determinációs együttható volt.

A vízkémiai paraméterek térbeli ábrázolásához szintén a SURFER for Windows 8.0-t használtunk.

### *A talaj vizsgálata*

A talaj vizsgálatát a 13 furat készítése során begyűjtött mintákkal végeztük: 0,5 méterenként és rétegváltásonként gyűjtöttünk be mintákat, melyeknek meghatároztuk a szennyezőanyag-tartalmát (Köhn-pipettás módszer), a humusztartalmát (Tyurin módszer), a nehézfém-tartalmát (ICP-AES) és TPH-tartalmát (GC-MS).

A fém-tartalmat és a TPH-tartalmat a szennyvíziszapból is meghatároztuk, hogy lássuk milyen anyagok halmozódtak fel a leürítés során. A fém és TPH-vizsgálatok szintén akkreditált laborban, az általános talajtani vizsgálatokat a DE Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszékének laboratóriumában végeztük.

### **2.1.2. Eredmények**

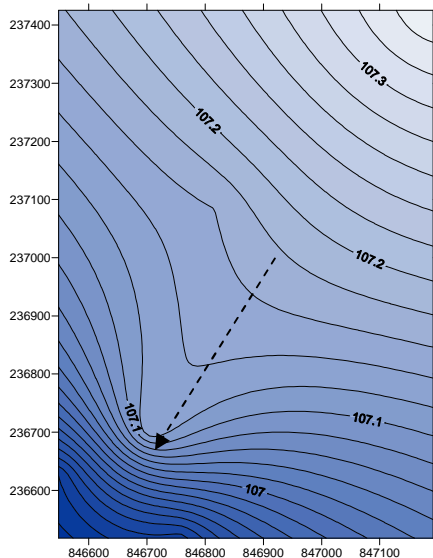
A **talajvízjáték** a vizsgált furatokban az első 6 hónap alatt mért adatokat figyelembe véve 30-50 cm, szórásuk 9-18 cm. Problémát jelentett, hogy 2006. elején a terület megközelíthetetlené vált a belvíz miatt, vagyis innentől a vízjáték (és persze a szórás is) lényegesen nagyobb lett. A korábbi adatokat figyelembe véve a talajvíz emelkedő tendenciát mutatott: a furatok létrehozásakor még 3,5-4,5 m mélyen volt a megütött talajvíz (mely mivel freatikus vizekről van szó, egybeesik a nyugalmi vízszinttel), e vizsgálatok idején pedig 1,3-2,8 m mélyen.

A talajvíz abszolút mélysége alapján egy talajvízdóm rajzolódik ki, mely a telephelyre érkező, akár napi 100 m<sup>3</sup>-t is meghaladó leürítés következménye. Emiatt 0,5-0,7 m-es kiemelkedésként van jelen a leürítő és környéke.

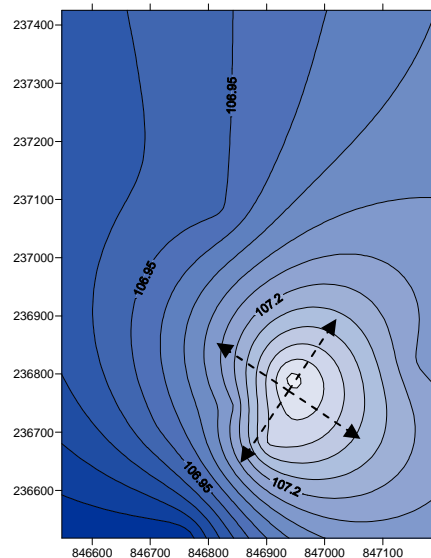
A fő talajvíz-áramlási irány – melyet akkor láthatunk, ha a leürítőhöz közeli furatok adatait kihagyva készítjük el a térképet (5. *ábra*) – ÉÉK-DDNy-i. A talajvízdóm miatt azonban a víz a leürítőhely környékén minden irányban áramlik (6. *ábra*). A talajvíz áramlása meglehetősen állandó, a determinációs együtthatók legtöbbször 0,7 ( $p < 0,05$ ) fölöttiek (3. *táblázat*).

Ez alapján kijelenthetjük, hogy a szennyező anyagok szétterjedése kisebb nagyobb anomáliáktól eltekintve döntően ugyanabba az irányba történik. Az anomáliák a telephelyen kiépített beton támfal (mely a felszín alatt is folytatódik) duzzasztó hatása miatt alakulnak ki, nagyobb lehullott csapadékmennyiség, vagy leürített szennyvíz következtében.

A vizsgált vízkémiai paraméterek közül a legtöbb esetben kifejezetten csak a leürítőhely közvetlen környezetében találtunk nagy mértékű szennyezettséget. A 4. *táblázatban* a mért komponensek 12 hónapos átlagát mutatjuk be.



5. ábra. A vizgálati terület hidroizohipszái és a talajvízáramlás iránya szennyvízleürítés nélkül



6. ábra. A vizgálati terület hidroizohipszái és a talajvízáramlás irányai a szennyvízleürítés következtében

3. táblázat. Az első 6 hónap talajvíz-áramlási térképei közötti kapcsolat ( $p < 0,05$ )

Hónapok	Determinációs együttható ( $R^2$ )
Július-augusztus	0,63
Augusztus-szeptember	0,74
Szeptember-október	0,82
Október-november	0,85
November-december	0,90

4. táblázat. A mikepércsi mintaterület furataiból vett vízminták kémiai jellemzői (10 hónap átlaga  $\pm$  szórás) (Bár a mérés 12 hónapon keresztül tartott, a 2006. eleji belvíz miatt 2 hónap kiesett a mérésből)

ID	fajl. vezetőképesség	pH	$NO_3^-$	$NO_2^-$	$NH_4^+$	$PO_4^{3-}$	$KOI_{ps}$	Na
<b>MP1</b>	1813.2 $\pm$ 80.2	6.9 $\pm$ <b>0.4</b>	116.3 $\pm$ <b>72.1</b>	0,05 $\pm$ 0.03	0,5 $\pm$ 0,38	0,2 $\pm$ 0,1	8,0 $\pm$ 2,5	175.1 $\pm$ <b>80.5</b>
<b>MP2</b>	215.3 $\pm$ 16.5	6.5 $\pm$ 0.3	18.4 $\pm$ 7.9	0,04 $\pm$ 0,02	0,5 $\pm$ 0,46	0,3 $\pm$ 0.1	2.8 $\pm$ 2.8	4.9 $\pm$ 1.3
<b>MP3</b>	1618.1 $\pm$ 106.5	7.5 $\pm$ 0.1	5.4 $\pm$ <b>5.0</b>	0,19 $\pm$ 0.17	49,2 $\pm$ <b>49.9</b>	6.4 $\pm$ 5.7	8.9 $\pm$ <b>5.6</b>	28.1 $\pm$ 12.6
<b>MP4</b>	357.9 $\pm$ 5.3	7.6 $\pm$ 0.2	17.8 $\pm$ 6.6	0,05 $\pm$ 0,07	0,6 $\pm$ 0,4	0,3 $\pm$ 0.1	2.9 $\pm$ 2.4	6.27 $\pm$ 1.2
<b>MP6</b>	6367.8 $\pm$ <b>1445.2</b>	7.3 $\pm$ 0.2	28.8 $\pm$ <b>61.7</b>	2,21 $\pm$ <b>4.61</b>	2,1 $\pm$ <b>1,3</b>	0,5 $\pm$ <b>0.4</b>	11.5 $\pm$ <b>5.4</b>	968.9 $\pm$ <b>440.6</b>
<b>MP7</b>	535.8 $\pm$ 112.8	6.7 $\pm$ 0.1	11.1 $\pm$ 4.1	0,34 $\pm$ 0,25	0,5 $\pm$ 0,42	0,2 $\pm$ 0.1	5,7 $\pm$ 3.5	21.5 $\pm$ 10.9
<b>MP8</b>	354.4 $\pm$ 64.6	6.3 $\pm$ 0.2	1.6 $\pm$ 0,7	0,13 $\pm$ 0,08	0,6 $\pm$ 0,5	0,1 $\pm$ 0.1	4,3 $\pm$ 2.7	8.55 $\pm$ 1.3
<b>MP12</b>	1747.7 $\pm$ <b>462.5</b>	6.3 $\pm$ 0.2	27.3 $\pm$ <b>21.4</b>	0,21 $\pm$ 0,25	0,8 $\pm$ 0,6	0,5 $\pm$ 0.3	7.9 $\pm$ 3.3	80.1 $\pm$ 34.2
<b>MP13</b>	1474.0 $\pm$ <b>950.1</b>	6.7 $\pm$ 0.2	63.0 $\pm$ <b>35.7</b>	0,41 $\pm$ 0,33	0,6 $\pm$ 0,6	0,4 $\pm$ <b>0.4</b>	6.1 $\pm$ 2.6	148.4 $\pm$ <b>142.6</b>

A pH-értékek időbeli alakulására a legtöbb vízminta esetében augusztusi maximum, és októberi minimum jellemző. A szélső értékek megjelenését egyértelműen magyarázzák a csapadékadatok. A mérésekből az derül ki, hogy a leürített savasabb kémhatású szennyvíz keveredik az áramló talajvízzel, emiatt a pH csak több száz méterrel távolabb kezd újra emelkedni.

A fajlagos vezetőképesség igen nagy eltéréseket mutat: a kontrollterületeken mindössze 200-300  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , a legszennyezettebb furatok vizében viszont 5000-8000  $\mu\text{S}/\text{cm}$  között változik. E paraméter, mint az összion-szennyezettség mutatója jól illeszkedik a talajvízáramlás irányához: legnagyobb értékeit a leürítő közvetlen közelében éri el, majd gyors ütemben csökken.

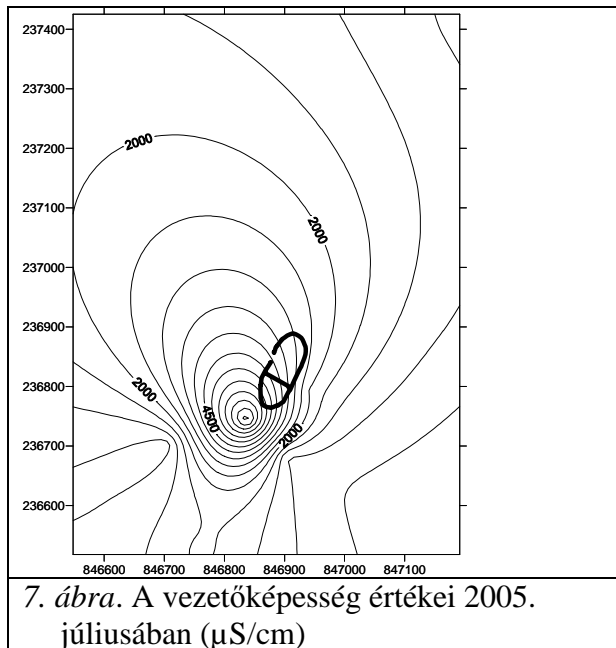
Ez alól egy minta (MP12) esetében találtunk kivételt, mely távolabb van a leürítőtől és közel fekszik a településhez. A településen a csatornahálózat még nem épült ki, így a kommunális vízfelhasználás miatt feltehetőleg a település alatt is kialakul egy talajvízdóm és a házi derítőkől elszivárgó szennyezett víz, így radiálisan szétáramlik minden irányban.

Vizsgálataink azt bizonyítják, hogy ennek a furatnak a vizében már nem a szennyvízleürítő szennyeződései vannak jelen, hanem a település alól erre tartó szennyezett vízről van szó. 1-2 hónapos eltolódás van a nyári nagyobb csapadékmennyiségek (5. táblázat) és a szeptembertől emelkedő tendenciát mutató vezetőképesség között. A több csapadék megnövelte az erre szivárgó szennyezett víz mennyiségét is, mely novemberrel bezárólag meg is mutatkozik a vizsgálati eredményeken.

5. táblázat. A 2005. év havi csapadék mennyisége a mintaterületen (forrás: OMSZ havi jelentések)

Hónapok	I.	II.	III.	IV.	V.	VI.	VII.	VIII.	IX.	X.	XI.	XII.
Csapadék mennyisége (mm)	18	33	16	86	65	80	83	124	49	7	25	54

Az MP6 furatból származó vízminták vezetőképességének időbeli alakulása szeptemberig emelkedő, utána pedig csökkenő tendenciájú. E furat távolsága a leürítéstől mindössze 20 méter, így a nyári csapadéktöbblet által kiváltott, a telephely felől érkező és többletszennyező anyagot szállító hullám októberre lecseng és visszaáll a mérések kezdetén tapasztalt állapotra (ami igen magas értéknek számít, de a leürítő közelsége miatt ez nem is meglepő).



A júliusban mért vezetőképességek alapján készített térképen egy olyan állapot rajzolódik ki, mely általánosan jellemző csaknem minden vízkémiai paraméterre (7. ábra). A legnagyobb értékek a folyékonyhulladék-leürítő közvetlen szomszédságában található MP6-os furatból vett vízmintákban jelentkeztek. A kontrollterületeken (MP2 és MP4 furatok vizében) a szennyezés nem jelenik meg. Ezek a furatok kívül esnek a szennyező anyag áramlásának irányán, illetve felőlük érkezik a talajvíz, így szennyezőanyag-tartalmuk megfelel a 219/2004 (VII.21.) Korm. rendelet szerinti bizonyított háttérkoncentráció (Ab) értékének.

Az **ortofoszfátion** – mint a háztartási szennyvizek gyakori szennyezője – esetében egy másik sajátosságra figyeltünk fel: a leürítő déli oldalán kialakított beton fal visszaduzzasztja a talajvizet és a leürített szennyvizet, így a szennyező anyagok – jelen esetben a foszfor – csak a nagyobb csapadékokat követően jut számottevően a leürítő keleti oldalához (MP1 furat). A kisebb csapadéku időszakokban a duzzasztó hatás kevésbé érvényesül, ebben a furatban így rendszeresen határérték alatti koncentrációkat mértünk.

Az ortofoszfátnál is jól megfigyelhetők a vezetőképességnél leírtak a település alól származó szennyezéssel kapcsolatban. A környező furatokból származó vízminták  $\text{PO}_4^{3-}$ -koncentrációja alacsony (MP6: 0,117 mg/l; MP7: 0,076 mg/l; MP8: 0,062 mg/l), a délebbre fekvő, településhez közelebbi MP12 furaté viszont magas: 1,385 mg/l.

Az **ammóniumion** jelenléte a talajvízben friss szennyvízleürítésre utal. E vízkémiai paraméter esetében is megfigyelhető néhány sajátosság. A nagy mennyiségű nyári csapadék következtében jelentős kiterjedésben megjelent a szennyezés a talajvíz áramlásával ellentétes irányban is. Emellett ez az a vízkémiai paraméter, amelynek mennyisége tartósan és többszörösen meghaladta az (10/2000-es rendelet szerinti) egészségügyi határértéket a leürítőhöz közeli furatokban (MP6 és MP8).

A **nitrát** a talajvízbe több forrásból is bekerülhet: természetes úton a talajlakó nitrogénfixáló mikroorganizmusok tevékenysége, az altalaj geokémiai összetétele következtében, valamint a talajhumusz ásványosodásából; antropogén úton pedig elszivárgó szennyvizekből, hulladéklerakók csurgalékvizeiből, valamint szerves trágyákból és nitrogénműtrágyákból.

A vizsgált területen két fő nitrátforrás képzelhető el. Az egyik maga a szennyvízleürítő, a másik pedig a gyenge minőségű mezőgazdasági területek műtrágyázása.

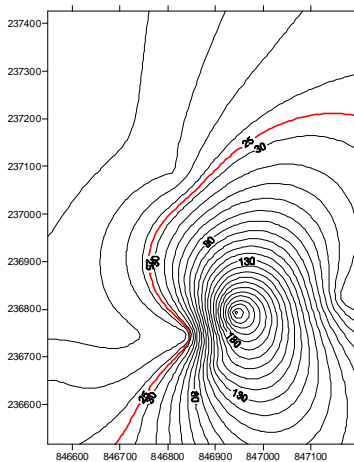
A leürítőhely markáns foltként jelenik meg a térképeken, mely az idehordott szennyvíz miatt a 10/2000 (VI.2.) KöM-EüM-FVM-KHVM együttes rendelet szerinti „B” határérték feletti mértékű szennyezést jelent.

A kontrollterületen (az MP2 furatban) tapasztalható júliusi és augusztusi magasabb koncentráció nem magyarázható a szennyvízleürítő szennyező hatásával, mivel több, mint 300 méterre esik attól, vele egyvonalban és a fő talajvízáramlási irány is merőleges erre a vonalra. A (minimálisan) határérték feletti koncentrációt itt inkább a mezőgazdasági eredettel

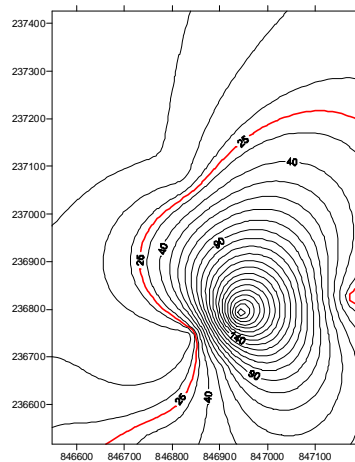
magyarázható, feltehetőleg a kút közvetlen közelében található birkalegelő szennyező hatására vezethető vissza.

A 8-13. ábrákon nyomon követhető a szennyezés térbeli kiterjedése. Júliusban és augusztusban még viszonylag nagy a szennyezés hatásterülete, majd szeptembertől kezdődően decemberig jóval kisebb területet érint a szennyezés. A 2006-os mérések során ismét emelkedést tapasztaltunk, és májusban már 2005. júliusival megegyező területű szennyezést mértünk.

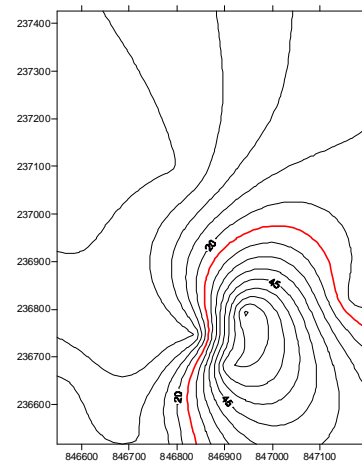
A melegebb időszakban nagyobb mértékű az ammónium oxidációja, a hidegebb őszi hónapokban pedig ez visszaszorul, így szeptember-november hónapokban a nitrát határértéket meghaladó koncentrációi a leürítő 500-600 méteres környezetén belül maradtak. A tavaszi felmelegedés után pedig visszaáll a mérések kezdetekor tapasztalt állapot.



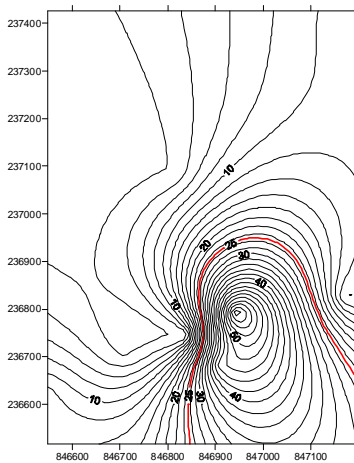
8. ábra. A talajvíz nitrátion tartalma 2005. júliusában (mg/l)



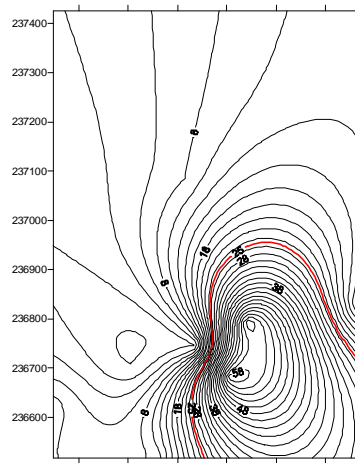
9. ábra. A talajvíz nitrátion tartalma 2005. augusztusában (mg/l)



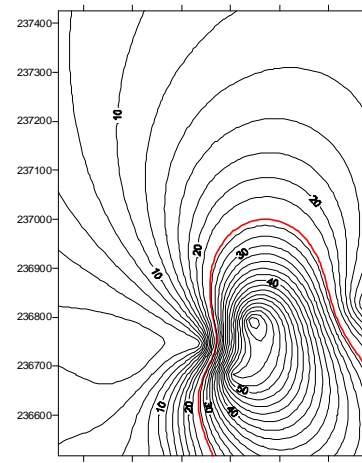
10. ábra. A talajvíz nitrátion tartalma 2005. szeptemberében (mg/l)



11. ábra. A talajvíz nitrátion tartalma 2005. októberében (mg/l)

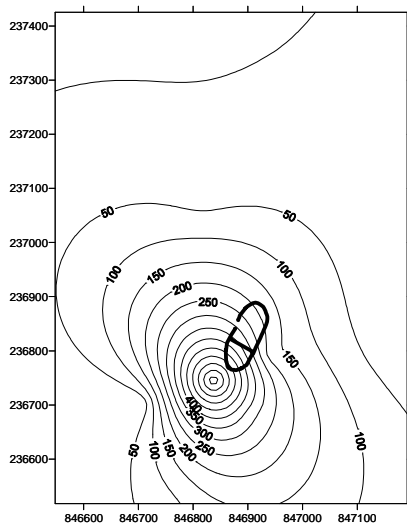


12. ábra. A talajvíz nitrátion tartalma 2005. novemberében (mg/l)



13. ábra. A talajvíz nitrátion tartalma 2005. decemberében (mg/l)





14. ábra. A nátrium-koncentráció 2005. novemberében (mg/l)

A települési szennyvizek igen nagy koncentrációban tartalmaznak **nátriumot**. Az ételmaradékokban és mosóporokban nagy mennyiségű nátrium található, ráadásul az emberi vizeletnek is igen magas a NaCl tartalma. A nátrium könnyen mozgó kationként így jó indikátora a szennyezett víz terjedésének. Az eredmény összhangban van a vezetőképességnél és nitrátnál tapasztaltakkal.

A talajvízáramlási-viszonyoknak megfelelően a szennyezőanyag-koncentráció maximum az MP6-os furatnál jelentkezik. Dél felé nő az izokoncentrációs vonalak távolsága a talajvíz hígító hatására (14. ábra).

### *Nehézfém és TPH szennyezettség*

Vizsgálataink alapján sem a talajban, sem a talajvízben nem tapasztaltunk egészségügyi határérték feletti fém-, vagy szénhidrogén-szennyezést. Emellett a szennyvíziszapban sem haladta meg a 10/2000-es rendelet földtani közegre megadott határértékeit e komponensek. Ez alapján arra következtetünk, hogy a leürítőben valóban csak települési szennyvíz leürítésére került/kerül sor.

## **2.2. Az újszentmargitai vizsgálati terület**

E telephely esetében 3 fúrást létesítettünk, melyek közül kettő a talajvízáramlás irányában, egy pedig azzal ellentétes irányban helyezkedik el. A talajvíz itt nyomás alatt volt, így rögzítettük a megütemezett és a nyugalmi vízszinteket egyaránt.

A talajmintavétel során az előző vizsgálatokhoz hasonlóan 0,5 méterenként és rétegváltásonként gyűjtöttük be a mintákat. A vizsgálatok szintén megegyeztek a mikeszécsi vizsgálatokkal.

Talajvízvizsgálatra egy alkalommal került sor, melynek során általános vízkémiai vizsgálatokat, fém-, valamint TPH-vizsgálatokat végeztünk. E vizsgálatokat akkreditált laboratóriumban végeztük.

### **2.2.1. A telephely jellemzői**

A szennyvíz leürítése a telephely északi oldalán történt, a kimondottan erre a célra kialakított, körülbelül 1,6 m mélységű gödörbe. A terület domborzati viszonyaiból adódóan, valamint a gödör körül kialakított 80-100 cm magas (a kitermelt földből emelt) gátnak köszönhetően a leürített szennyvíz felszínén történő elfolyása nem következhetett be.

### 2.2.2. Eredmények

A telephely talajtani adottságai nem kedveznek a szennyezés vertikális migrációjának, mivel az agyagtartalom magas, így a szivárgási tényezők kicsik. Az agyagtartalom sok, a felszínközeli rétegben akár a 40%-ot is eléri, de a megütött talajvízszint mélységében is 20% körüli. Az iszaptartalom aránya szintén magas és csak a vizsgált terület déli részén tapasztalható nagyobb homoktartalom, bár itt rögtön kb. 90%-os aránnyal.

A szivárgási tényezők 0,1 m/nap körül vannak (folyamatos vízutánpótlást feltételezve), a déli részen viszont a 2 m/napot is meghaladják, különösen a mélyebb rétegekben.

A **szennyvíziszap** e leürítő esetében jelentős mennyiségben tartalmazott szénhidrogéneket, a TPH-tartalom 1190 mg/kg volt, ami 1090 mg/kg-mal haladta meg a határértéket. Az ezüst mennyisége 23 mg/kg volt, ami több mint 10-szerese a határértéknek, a kadmium és a réz kb. kétszeres, a cink (1095 mg/kg!) 6,5-szeres mennyiségben haladta meg a „B” értéket.

Itt tehát már számolni lehetett azzal, hogy komolyabb szennyezés jelentkezzen a **talajmintákban** is, tekintve az agyagtartalom által képviselt kolloidok fémmegkötő-képességét. Feltételezésünk beigazolódott, hiszen több esetben is határérték feletti szennyezést tapasztaltunk. A nikkeltartalom 30%-kal, az arzén pedig csaknem 50%-kal haladta meg a 10/2000 rendelet szennyezettségi határértékét. A nikkeltartalom legnagyobb értéket viszont abban a furatban érte el, amelyik távolabb van a leürítés helyétől. Ráadásul a szennyvíziszap nikkeltartalma 33 mg/kg, mely alatta marad a szennyezettségi határértéknek. Vagyis ez a szennyezettség több szempontból sem magyarázható a leürítéssel. Itt feltehetőleg a nagy kolloidtartalom miatt megkötődött fémtartalomról van szó, természetes eredetű elemfeldúsulásról. Ezt a megállapításunkat a szakirodalom is alátámasztja, mely szerint a magyarországi talajok nikkeltartalma szennyezéssel nem terhelt talajokban 4-450 mg/kg közötti (Simon L. 1998).

A szénhidrogének terjedése a szennyvíziszapból igen lassú, köszönhetően a talaj nagy agyagtartalmának. Bár az olajat a vízzáró agyag átengedheti alacsonyabb dielektromos állandója miatt, a vízzel telített agyag azonban ezt nem teszi lehetővé. Ez történhetett a leürítő helyen is, mivel a szennyvíziszapban igen nagy mennyiségben jelen lévő szennyezők csak minimális koncentrációban (20-40 mg/kg) találhatók meg a talajban.

A **talajvízben** az arzén és a nikkeltartalom esetében tapasztaltunk 3-4-szeres határérték-túllépést. Új elemként jelentkezett az ólom, mely minden furat vízmintájában jelen volt a határérték 2-6-szoros mennyiségében. Megjelenését a szennyvíziszap összetétele nem indokolja, ahol a mennyisége 54 mg/kg volt, vagyis a határérték fele, emellett az ólom nem is tartozik a könnyen mobilizálódó elemek közé. Emellett a nikkeltartalom koncentrációja – mint a korábbiakban láthattuk – a szennyvíziszapban alatta marad a határértéknek emellett abban a furatban a legnagyobb a koncentráció, mely nem a talajvíz áramlásának irányában van és a többi szennyező anyag eloszlásába sem illik bele. Ezek alapján sem az ólom, sem a nikkeltartalom esetében nem látjuk bizonyítottan a leürítésből származó eredetet.

Minden furatban magas volt a foszfát-tartalom, valamint a talajvízáramlás irányában fekvő furatban az ammónium-tartalom meghaladta a 10/2000 rendelet „B” határértékét.

### 2.3. A szennyezések értékelése a vizsgálati területeken

A két telephely esetében a **hasonlóságok mellett jelentős különbségek is megfigyelhetők**. A különbségek egyik oka minden bizonnyal az, hogy az újszentmargitai leürítő a vizsgálatok megkezdésekor már több éve használaton kívül volt, így volt idő arra,

hogy a friss szennyezésre utaló vízkémiai paraméterek átalakuljanak, felhíguljanak, vagy elbomoljanak. Erre utalhat a nem lebomló klorid és a nátrium nagyobb mennyisége a talajvíz áramlásának irányába eső UM2 furatban. Ezek az elemek mozgékonyak, nem kötődnek meg a kolloidokon sem, vagyis jelenlétük arra utalhat, hogy a korábban leürített szennyvízből még van olyan szennyező anyag, ami keresztül juthat az agyagos rétegeken és potenciálisan szennyezhet.

Mikepércsen a szennyező forrásból leginkább szerves eredetű szennyező anyagok kerülnek a talajvízbe. A nagy mennyiségben kimutatott ammónium és nitrit friss szervesanyag-leürítésre utal. A nitrát pedig, mint végtermék néhány száz méteres távolságon belül felhígul, közelíti a háttér értékét. Ezek jelenléte a folyamatos leürítés ténye mellett nem szorul magyarázatra.

A két telephely vízszennyezői míg mindkettő működött megegyeztek. Napjainkra azonban Újszentmargitán ezek már nagy részben kimosódtak, illetve lebomlottak.

**A két telephely közötti legszembetűnőbb különbséget az újszentmargitai telephely fémszennyezettsége jelenti.** A magyarázat feltehetőleg két okra vezethető vissza. A kommunális szennyvízben ilyen mértékű fémszennyezés nem fordulhat elő, vagyis itt illegálisan valamilyen ipari szennyvíz leürítésének kellett megtörténnie. Emellett a fémszennyezés vertikális és horizontális eloszlása alapján feltételezhető, hogy természetes feldúsulás is történt, amihez hozzájárult a talaj nagy adszorpciós kapacitása is, ami a magas agyagtartalomnak köszönhető. Mikepércsen a döntően durva homok frakciójú talaj fajlagos felülete kicsi, így a fémek mennyisége igen kicsi, akár a kontroll területek háttérértékeit, akár a leürítő közvetlen környezetét, vagy magát a szennyvíziszapot nézzük. Itt tehát bár a leürítő használata illegális, úgy tűnik, hogy csak lakossági szennyvíz leürítés történik, különben a szennyvíziszapban nyoma lenne, nagyobb fémtartalom mellett.

Összességében azonban az eredmények alapján megállapítható, hogy **mindkét leürítő lokális talajvízszennyezést okoz** a legtöbb vizsgált vízkémiai komponens esetében. A lokálisan jelentkező szennyezés a fizikai, kémiai, biológiai lebontó folyamatok és a csapadék beszivárgása miatti hígulás következtében néhány száz méteres távolságon belül a háttérértéknek megfelelő koncentrációra csökken. Az újszentmargitai fémszennyezés lokális, a talajban minimális a mennyiségük, a talajvíz fémtartalma pedig rövid távolságon belül hígulás és adszorpció miatt a határérték alá csökken.

Az előzetes várakozásaink szerint úgy gondoltuk, hogy a mikepércsi leürítőhely komoly szennyezést okoz a tágabb környezetében is, hiszen a telephely nem rendelkezett aljzatszigeteléssel, ezért arra számítottunk, hogy a homokos szövetű talajban, valamint a felszínhez viszonylag közel húzódó talajvízben a szennyezőanyagok könnyen terjedhetnek. A kutatás legfontosabb eredményének azt tekinthetjük, hogy kiderült, még az ilyen kimondottan rossz adottságokkal rendelkező telephelyek esetében is csak lokális szennyezéssel kell számolni. A jövőben még szükség lesz hasonlóan részletes vizsgálatokra, azonban már ennek a pályázatnak az eredményei alapján is úgy gondoljuk, érdemes újragondolni azt a szigorú szabályozást, amely – elsősorban pénzügyi szempontból – szinte megvalósíthatatlanul nehéz feladat elé állítja az önkormányzatokat, amikor a felhagyott leürítőhelyek rekultivációját kell elvégezniük, hiszen az előírt rekultivációs eljárások gyakran aránytalanul szigorúak a telephely által előidézett környezeti kockázathoz viszonyítva.