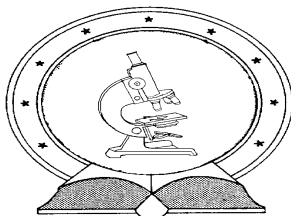


DE TTK



1949

KÖRNYEZETFÖLDRAJZI VIZSGÁLATOK BEREGSZÁSZBAN

Egyetemi doktori (PhD) értekezés

Vintse Timeo
(Vince Tímea)

Témavezető: Dr Szabó György

DEBRECENI EGYETEM
Természettudományi Doktori Tanács
Földtudományok Doktori Iskola
Debrecen, 2014.

Ezen értekezést a Debreceni Egyetem Természettudományi Doktori Tanács Földtudományok Doktori Iskola Tájvédelem és éghajlat program keretében készítettem a Debreceni Egyetem természettudományi doktori (Ph.D.) fokozatának elnyerése céljából.

Debrecen, 2014. május 6.

a jelölt aláírása

Tanusítom, hogy Vintse Timeo (Vince Tímea) doktorjelölt 2008-2011 között a fent megnevezett Doktori Iskola Tájvédelem és éghajlat programjának keretében irányításommal végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult. Az értekezés elfogadását javaslom.

Debrecen, 2014. május 6.

a témavezető aláírása

KÖRNYEZETFÖLDRAJZI VIZSGÁLATOK BEREGSZÁSZBAN

Értekezés a doktori (Ph.D.) fokozat megszerzése érdekében
a Földtudományok tudományágban

Írta: Vintse Timeo (Vince Tímea) okleveles földrajztanár

Készült a Debreceni Egyetem Földtudományok doktori iskolája
(Tájvédelem és éghajlat programja) keretében

Témavezető: Dr. Szabó György

A doktori szigorlati bizottság:

elnök: Dr. Lóki József.....

tagok: Dr. Mezősi Gábor

Dr. Kerényi Attila

A doktori szigorlat időpontja: 2012. október 24.

Az értekezés bírálói:

Dr.

Dr.

Dr.

A bírálóbizottság:

elnök: Dr.

tagok: Dr.

Dr.

Dr.

Dr.

Az értekezés védésének időpontja: 200.....

Tartalomjegyzék

1. Bevezetés.....	1
2. Irodalmi áttekintés.....	3
2.1. Talajszennyezés, a talajok nehézfém terhelése	3
2.1.1. A talajképző kőzetek és ásványok fém tartalma	3
2.1.2. A talaj nehézfém-szennyezésének forrásai	4
2.1.3. Az egyes nehézfémek hatása az emberi és állati szervezetre	8
2.1.4. A városi talajok nehézfémterhelése	10
2.2. Felszíni és felszín alatti vizek szennyezettsége.....	14
2.2.1. A vizek fő szennyező anyagai, a szennyezett vizek egészségügyi és környezeti hatásai	15
2.2.2. A városi vizek szennyező forrásai	19
2.3. Levegőszennyezettség.....	22
2.3.1. A légköri aeroszolok.....	22
2.3.2. A légszennyezés forrásai	23
2.3.3. Az üledék porterhelés és a levegő nehézfém szennyezettségének meghatározására alkalmas kutatási módszerek áttekintése	25
3. A mintaterület bemutatása.....	27
4. Alkalmazott módszerek.....	32
4.1. Talajvizsgálatok	32
4.2. A felszíni és a felszín alatti vizek vizsgálata.....	33
4.3. Levegőszennyezettség vizsgálata a falevelekre üledék por alapján.....	35
4.4. Alkalmazott statisztikai, adatfeldolgozási és térképezési módszerek	36
4.5. Az alkalmazott határértékek kérdése	38
5. Eredmények és értékelésük	40
5.1. A talajok jellemzése a felszíni talajminták alapján.	40
5.1.1. A város talajainak mechanikai összetétele.....	40
5.1.2. A talajok kémhatása.....	41
5.1.3. A talajok szervesanyag-tartalma.....	43
5.1.4. A felszíni talajminták fém tartalmának jellemzése.....	43
5.1.4.1. Területhasználati kategóriák szerinti jellemzés.....	44
5.1.4.2. A talajok fém tartalmának statisztikai értékelése	47
5.2. A talajok jellemzése a szelvényekből vett minták alapján.....	54
5.2.1. A talajok kémiai-fizikai tulajdonságainak vertikális változása	54
5.2.2. A vizsgált fémek vertikális eloszlása Beregszász talajaiban	57
5.3. A felszín alatti vizek állapota.....	63
5.3.1. A talajvíz mélysége.....	63
5.3.2. Szivárgási tényező	64
5.3.3. A csapadék szerepe a vízminőség változásában	65
5.3.4. Az antropogén tényezők hatása a vízminőségre	66
5.3.5. A felszín alatti vízminták vízkémiai értékelése	68
5.4. A felszíni vizek állapota.....	77
5.4.1. A Vérke-csatorna	77
5.4.2. Vízminőségi mutatók.....	77

5.5. Az ülepedő portartalom értékelése a falevelekre rakódott por vizsgálata alapján.....	84
5.5.1. Az ülepedő por mennyisége.....	84
5.5.2. Az ülepedő por elemtartalmának vizsgálata	86
5.5.2.1. Szennyező források	86
5.5.2.2. Az ülepedő por és a talaj fémtartalmának összehasonlítása, az elemek térbeli eloszlása.....	86
5.5.2.3. Az ülepedő por fémtartalmának összehasonlító vizsgálata Beregszász és néhány európai város esetében.....	91
6. Összefoglalás.....	93
7. Summary	99
Felhasznált irodalom	105
Köszönetnyilvánítás	116
Mellékletek.....	117

1. Bevezetés

A 2011-es adatok szerint a világ népességének kb. 50%-a él városokban, a fejlett régiókban pedig a lakosság 78%-a. A 3,6 milliárd városlakó különböző méretű településeken él, s bár a figyelem elsősorban a nagyvárosokra irányul, azt is látnunk kell, hogy a városi lakosság több mint fele, fél milliónál kisebb településeken él (World Urbanization Prospects, 2012). A városokban a környezetvédelmi problémák koncentráltan jelentkeznek, de egy-egy város szennyezettségében nagy eltérések mutatkozhatnak. Ahhoz, hogy a város tényleges hatását meg lehessen ítélni, egyszerre kell figyelembe venni a topográfiai helyzetet, a lakosság számát, az ipar fejlettségét, a közlekedés intenzitását, a beépítettség mértékét, az energiafelhasználás szerkezetét stb.

A nagyvárosok környezetkárosító hatása azonban vitathatatlan, mivel az eredeti természeti környezet szinte azonnal megváltozik. A városokban a talajok funkciói megváltoznak, a termékenységük csökken és a talajképző folyamatokat intenzív emberi ráhatás jellemzi, melyek következtében a talaj degradációja következhet be. A felszín alatti vízkészletek csökkennek és elszennyeződnek, megnövekszik az üledő pormennyiség, megváltozik a természetes növényvilág és ennek következtében az állatok természetes élőhelye is megszűnik.

A talajvíz nagyon érzékeny a szennyeződésekre a felszíni szennyező források relatív közelsége miatt. A városok belterületén a talajvizek minősége gyorsan leromlik, különösen ott, ahol a talajvízszint felett jó vízáteresztő képességű talajrétegek találhatók. A talajvíz minősége csak kismértékben függ a regionális adottságoktól, sokkal inkább a helyi sajátosságok – pl. szennyvízelvezető csatornahálózat kiépítettsége, ipari- és közlekedési eredetű szennyező források száma, stb. – befolyásolják (Nagy, 2008).

Sok problémát okoz, hogy a városok növekedésével az infrastruktúrájuk fejlesztése nem tart lépést. Összességében a városban kialakított élet tudatos tervezés és irányítás alatt fenntartható és irányítható, viszont ezek hiányában a környezeti elemek nagymértékben károsodnak, a lakosok megfelelő életminősége, a szükséges higiéniai és egészségügyi feltételek nem biztosíthatók.

Napjainkban a városökológiai kutatások nagy teret nyernek a tudományos életben. Sok tanulmány foglalkozik a nagyvárosok és iparvárosok környezeti állapotával. Ezen kutatások célja általában a szennyezés mértékének, forrásának, térbeli eloszlásának felderítése, illetve a lehetséges következmények és megoldások bemutatása. A szennyezés fő forrásai a városokban a közlekedés, az ipar, a háztartási hulladék, szennyvíz, a lakások fűtése stb. A kis és középvárosok környezeti állapotának ismerete szintén fontos, ugyanis a felsorolt szennyező források ugyanúgy jelen vannak, de azok intenzitása általában nem olyan nagy. Talán ezzel is magyarázható az a tény, hogy a tudományos publikációkban viszonylag ritkán foglalkoznak a kis és középvárosok környezeti állapotával.

Ukrajna lakosságának közel fele 25 ezer főnél kisebb településen él, s ezek környezeti állapotáról nagyon kevés adattal rendelkezünk. Ezen információk feltárása a helyi lakosság számára éppoly fontos, mint a kisvárosokban történő környezeti változások sajátosságainak tudományos megismerése.

Munkánk ily módon hiánypótló szerepet tölt be, hiszen egyik fő célja egy ukrainai kisváros, Beregszász környezeti állapotának felmérése. A doktori disszertáció keretein belül egy mindenre kiterjedő, komplex környezeti állapotfelmérés elkészítését nem tudtuk megvalósítani, azonban a legfontosabb környezeti elemek, a talajok, a felszíni- és a felszín alatti vizek, valamint a levegő állapotáról megpróbáltunk minél pontosabb ismereteket szerezni, az ok-okozati összefüggéseket feltárni és ezek alapján általános következtetéseket levonni. Ezek az eredmények az alapját képezhetik a további kutatásoknak.

Fő célkitűzések:

1. Feltárni az antropogén hatások szerepét a talajok fizikai-kémiai tulajdonságainak módosításában az egyes területhasználati kategóriák esetében.
2. A begyűjtött felszíni talajminták alapján megismerni a vizsgált elemek térbeli eloszlását. Azonosítani a talajok fontosabb szennyező forrásait.
3. Feltárni a vizsgált fémek térbeli eloszlása és a területhasználat közötti összefüggéseket.
4. Talajszelvényekből származó minták segítségével megismerni a fémek vertikális eloszlásának alakulását. Elkülöníteni az antropogén és litogén eredetű elemeket.
5. A talajvíz ammónium-, nitrit-, nitrát-, ortofoszfát- és szervesanyag-tartalmának vizsgálata révén azonosítani a szennyezett területeket, a talajvíz szennyező forrásait.
6. Kérdőíves felmérés segítségével feltárni a lakosság talajvíz hasznosítási szokásait, és az abból eredő humán-egészségügyi kockázatokat.
7. Megvizsgálni a város egyetlen felszíni vízfolyása, a Vérke-csatorna vízminőségének tér- és időbeli változásait, és a vízminőséget leginkább befolyásoló tényezőket.
8. A levegő ülepedő portartalmának mennyiségi és elemanalitikai vizsgálata révén feltárni a portterhelésnek leginkább kitett városrészeket, azonosítani a főbb szennyező forrásokat.

2. Irodalmi áttekintés

2.1. Talajszennyezés, a talajok nehézfém terhelése

A talaj a természeti környezet fontos eleme és az emberi társadalom fontos termelőeszköze. A természeti környezet részeként szoros kapcsolatban van a felszíni és felszín alatti vizekkel és a légkörrel.

A talajszennyeződés az a folyamat, amely során a talaj természetes viszonyok között kialakult fizikai, kémiai és biológiai tulajdonságai jelentős mértékben és kedvezőtlen arányban változnak meg, az ökológiai talajfunkciók károsodnak (Simon, 1999). A talajszennyezés általában lassú lefolyású, nem látványos és közvetlenül kevésbé érzékelhető folyamat.

A termőtalajok nehézfémekkel való szennyeződése súlyos környezetkárosodást okozhat, és veszélyezteti az élőlények egészségét.

Kémiai értelemben nehézfémeknek, azokat a fémeket nevezzük, amelyek sűrűsége 5 g/cm^3 -nél, rendszáma 20-nál nagyobb (Simon, 1999). Yong et al. (1992) a sűrűség mellett az elemek toxicitását is hangsúlyozza. A nehézfémek egy része létfontosságú a növények, az állatok és az ember életfolyamataiban, ezek az un. esszenciális mikroelemek (pl., Co, Cu, Fe, Mn, Zn), más részük nélkülözhető, sőt toxikus (pl. Pb, Cd, Hg). Nagy koncentrációban az esszenciális mikroelemek is toxikus hatásúak lehetnek. (Kádár, 1991, Kátai, 2011). A nehézfémek természetes komponensként is jelen vannak a talajokban és a vizekben.

A talajok szennyezése következtében a rajta termesztett növények és a felszín alatti vizek nehézfém-tartalma megnövekszik, ami az ember egészségügyi kockázatát növeli. Közvetett úton a szervezetbe juthat a talaj a por belégzésével vagy lenyelésével. A legnagyobb veszélynek azonban kétségtelenül a gyerekek vannak kitéve, mivel játszótéri tevékenységük során a kezükről a szájukba kerülhet szennyezett talaj (Chen et al., 1996, Luo et al., 2011). A legtöbb problémát a kadmium, az ólom, a króm, a réz, a cink, a nikkel, és a higany szennyeződés okozza. A talajba került nehézfémek a szennyező forrás megszűnése után is még nagyon hosszú ideig a talajban maradhatnak, így továbbra is veszélyeztetik környezetüket.

2.1.1. A talajképző kőzetek és ásványok fémtartalma

A nem szennyezett, természetes állapotú talajok is tartalmaznak nehézfémeket, amelyek az alapközet mállása során kerülnek a talajba. A talajban megfigyelhető fémtartalom attól függ, milyen kőzeten játszódtott le a talajképződés (Jiménez et al., 2010, Szabó, 2000).

Az Ag, As, Cd, Cu, Hg, Pb, Sb és Zn a talaj felső részében koncentrálódik, a növényzet ciklikus változásának, a légköri kiülepedésnek és a szerves anyagokon történő megkötődésnek köszönhetően. Általában a talaj mélyebb szintjeiben koncentrálódik az Al, Fe, Ga, Mg, Ni, Sc, Ti, V és Zr, amelyek a bemosódott agyagásványokhoz és oxihidrátokhoz kötve halmozódnak fel (Alloway, 1995).

2.1.2. A talaj nehézfém-szennyezésének forrásai

Ipar

Az ipar által okozott talajszennyeződések általában a különböző iparágak specifikus terheléseiből származnak (folyékony és szilárd mérgező hulladékok). A kibocsátások következtében a talajban mérgező vegyületek halmozódnak fel, amelyek veszélyt jelentenek az állatokra, növényekre, emberre egyaránt. Ezek a mérgező anyagok nagyon sokfélék lehetnek: pl. nehézfémek, poliklórozott bifenilek, policiklikus aromás szénhidrogének, poliklórozott dibenzo-dioxinok, dibenzofuránok, benzol és alkilbenzol vegyületek, radioaktív anyagok stb. A talaj erősen szennyezett övezetei főleg az ipari objektumokon belül és azok 2-5 km-es körzetében jelentkeznek (Nagy, 2008).

A légkör fontos szállítóközeg a különböző forrásokból származó nehézfémek számára. A szennyezett talajok gyakran több száz km-re helyezkednek el a kibocsátó forrástól (1. táblázat). A fémek a légkörben aeroszol részecskéként (5nm-20µm) vannak jelen, a legtöbb 0,1-10 µm-es átmérőjű és átlagos tartózkodási ideje 10-30 nap.

1. táblázat. A nehézfémek kiülepedése városi és nem városi környezetben (g/ha/év), Cawse munkája alapján, módosítva (Alloway, 1995)

Elem	Nem városi terület (UK)	Városi terület (Swansea, UK)
As	8-55	61
Cu	98-480	360
Cr	21-88	190053
Cd	<100	<200
Ni	35-110	220
Pb	160-450	620
Se	2,2-6,5	7,3
Zn	490-1200	1000

Az elmúlt évszázad legjelentősebb ipari szennyezéseit az érckészletek kitermelése és feldolgozása, valamint a fosszilis tüzelőanyagok elégetése jelentette. A fosszilis tüzelőanyagok égése során, nagy területen a nehézfémek több fajtája szóródhat szét, mint például: Pb, Cd, Cr, Zn As, Sb, Se, Ba, Cu, Mn, U, V, bár nem minden elem van jelen a szén és kőolaj különböző fajtáiban. A fémek lerakódtak a szén és a kőolaj kialakulása során, az égés folyamán pedig kikerülnek a környezetbe, mint lebegő részecskék (Alloway, 1995).

Az ércbányászatnak köszönhetően főleg a 19. és a korai 20. században jelentős mennyiségű nehézfém került ki a környezetbe a nem megfelelő hatékonyságú fémszétválasztási technológiának köszönhetően. Így a meddőkben felhalmozódott elemek elszállíthatóak a víz és a szél által, jelentős szennyező forrást alkotva a bányák körüli talajokban. Hosszú ideig nem fordítottak kellő figyelmet a környezetbe kikerülő nehézfémekre, így azok gyakran súlyos környezeti

károkat okoztak (Alloway, 1995, Álvarez-Ayuso et al., 2013, Gjoka et al., 2010, Horaicu et al., 2010). Li et al. (2013) arról számoltak be, hogy a kínai Shenyang iparváros talajaiban nagy mennyiségű nehézfém halmozódott fel a kontrolálatlan nehézfém kibocsátás következtében.

Sun et al. (2010) által végzett vizsgálatok a Chatiani higany bánya környezetében azt mutatják, hogy az Pb és a Cd értékei megnövekedtek a talajban, az ivó- és öntözővizekben, és mindkét fémszennyezés előfordult az érintett területeken termesztett barna rizsben is. A felnöttek esetében 2,35-ször haladta meg a felvett Pb mennyiség a tűrhető napi felvétel értékét, míg a Cd estében nem jelentett egészségügyi kockázatot a felvett mennyiség.

Magyarországon is volt példa a környezet nagymértékű nehézfémterhelésére. A Mátrában, Gyöngyösorszi falutól északra 1952 és 1985 között nagyipari ólom- és cinkérc bányászat folyt. A kitermelés során a meddőhányó gátszakadásai és különböző technikai hiányosságok miatt jelentős mennyiségű szinpor és flotációs meddő ömlött a falun átfolyó Toka-patakba. A Lázár (2005) által végzett talajszelvény vizsgálatok azt mutatták, hogy a patak közelében (8-10 méterre a pataktól) létesített két talajszelvényben az ólom a felszín alatti 20-40 cm közötti rétegben akkumulálódott háttértérték fölötti mennyiségben, viszont 50 év alatt nem vándorolt lejjebb. A patakhoz legközelebb (2 méter távolságban) létesített talajszelvényben kiugróan magas értéket mért (400 g/t). A cink eloszlása az óloméhoz hasonló mélységi profilt mutat, a cink migrációjának köszönhetően azonban a szennyezett réteg alatt is magasabb volt a cinkkoncentráció, mint a háttér. Az ÁNTSZ 1991-es jelentése szerint, a szennyezett talajon termesztett növényekben is határérték fölötti volt a szennyezés. Emiatt felhívja a lakosság figyelmét, hogy a Toka- és Száraz-patak 60-60 m-es sávja veszélyeztetett területnek számít, és azon ne termeljenek (Záray, 1991). A talaj nehézfémterhelése következtében nemcsak a növények, hanem a felszín alatti vizek nehézfém tartalma is megnő. Ezt látjuk Manzoor et al. (2006) munkájában, akik Pakisztánban a Hattari Ipari Telep három textilgyártó üzemében gyűjtötték be mintáikat. Megállapították, hogy a kibocsátott szennyvíz a talaj nehézfém-szennyezését okozta, a fő szennyezők a Cr és Pb. A szennyezett talaj a talajvizet is elszennyezte, ami veszélyt jelent a talajvizet fogyasztó lakosok egészségére.

Beregszászban a helyi önkormányzat kérésére 2006-ban a volt Szelhozhimija vegyianyag-lerakat és környezetében talaj és talajvízminta vizsgálatokat végeztek az Elgoscár-2000 és a Geoplan Kft. szakemberei. Az eredményeik alapján a Szelhozhimija területéről, annak tevékenységéből származó vegyianyagokkal szennyezett talajjal, törmelékkel töltötték fel volt bányagödröket, mélyedéseket. A poliaromás szénhidrogének (PAH) koncentrációja jelentős volt, sok anyag esetében az európai határértékeket többszörösen meghaladja. A veszélyt fokozza, hogy a talajból a talajvízbe oldódhatnak az anyagok. A felmérés szerint a szennyezés nem terjed a feltöltött területen kívülre (Elgoscár-2000 – Geoplan Kft., 2006/b).

Közlekedés

A közúti közlekedésből származó ólom, kadmium és más nehézfémek is szennyezik a talajt. Az ólommentes benzín forgalmazásával a fejlett világ számos országában lényeges szennyezés-csökkenés következett be az ólom vonatkozásában,

valamint a leromlott, régi gépkocsik számának csökkenésével ez a terhelés megszűnőben van (Nagy, 2008).

Több országban azonban még küzdenek a problémával. Massas et al. (2009) Ermúpolisban végeztek vizsgálatot, ahol az autók nagy számban még mindig ólomtartalmú benzinnel működnek és a járművek nem megfelelően vannak karbantartva, mert a rendszeres műszaki vizsgálat nem kötelező Szírosz szigeten. Az Pb átlagértéke 155 mg/kg volt a város talajaiban, a szerzők a közlekedést tekintik a fő szennyező forrásnak.

Az ólommentes benzin forgalmazásával az ólomszennyezés jelentősen csökkent a légkörben, azonban a probléma nem oldódott meg teljesen, mert a hosszú idő alatt felhalmozódott ólom, még sokáig jelen lesz a talajokban. Mexikó városban 1989-ben betiltották az ólmozott benzin használatát, viszont az ólom jelenlegi térbeli eloszlása azt mutatja, hogy a szennyezés elsősorban közlekedési eredetű. Ezt annak tulajdonítják, hogy évtizedeken keresztül használtak ólomtartalmú üzemanyagot, s a szennyezések akkumulálódtak az utak mentén található talajokban (Morton-Bermea et al., 2009). Több szerző véleménye megegyezik abban, hogy a jelenlegi Pb szennyezés a múltbeli szennyezéssel áll kapcsolatban, mivel a Pb mobilitása alacsony és hosszú a tartózkodási ideje a talajokban (Bretzel - Calderisi, 2006, Christoforidis - Stamatis, 2009, Luo et al., 2011).

A közlekedésből származó nehézfémek elsősorban a légkört szennyezik, de a légköri ülepedésüket követően felhalmozódhatnak a talajban. A légkörben a különböző szennyezők nagy távolságra elszállíthatók. hongkongi kutatások során figyelték meg, hogy a Hongkong legmagasabb hegységéből (Tai Mo Mountain, tengerszint feletti magasság 800 m) vett talajminták, ahol jelentéktelen az emberi tevékenység, szintén tartalmaztak 100 µg/g Pb-ot. Mivel az aeroszolok könnyen elszállíthatók a közvetlen forrástól, emiatt magas lehet a háttérkoncentráció (Chen et al., 1996).

Az ólmon és kadmiumon kívül, melyek az üzemanyag elégeése folytán kerülhetnek a levegőbe, majd a talajba, bizonyos elemek (Cu, Zn, Sb) koncentrációja növekedhet a talajban az autókalkatrészek kopása miatt is (Andersson et al., 2010, Hjortenkrans et al., 2006, Li et al., 2004).

A szennyezés mértékét leginkább a forgalom sűrűsége és az úttól való távolság befolyásolja (Khan et al., 2011). Az úttól való távolság növekedésével a talaj nehézfém tartalma csökken, ezért javasolt a leveles zöldségeket az úttól 30 m-es távolságban termesztetni a városkörnyéki nagy forgalmú utak mentén (Nabulo et al., 2006).

Mezőgazdaság

Az emberiség élelmiszerszükséglete csak intenzív mezőgazdasági termelés mellett biztosítható, ez viszont maga után vonja a műtrágyák, a peszticidek fokozott használatát, illetve a növekvő szennyvíz és hulladék kibocsátást.

A talajba, növénybe és a táplálékláncon át végül az emberbe kerülő toxikus nehézfémek egyik alapvető forrását a műtrágyák képezik. A műtrágyázás megváltoztatja a talajok tápanyagállapotát, reakcióviszonyait, kémiai tulajdonságait. Felhalmozódhatnak bennük bizonyos nehézfémek, ill. megváltozik azok felvehetősége a növények számára (Kádár, 1991).

A műtrágyák közül a legveszélyesebbek a foszfortartalmú műtrágyák, ebben fordulnak elő legnagyobb mennyiségben toxikus nehézfémek, legjellemzőbb a Cd felhalmozódás a foszfortartalmú műtrágyával kezelt talajokban (Bai et al., 2010, Liu et al., 2011, Luo et al., 2009). A kálium műtrágya toxikus nehézfémeket csak nyomokban tartalmaz, míg a nitrogén műtrágyák a legtisztábbak, mivel forrásául a levegő N-je szolgál. (Kádár, 1991).

A növényvédő szerek is okozhatják a nehézfémek feldúsulását a talajban. Jól ismert példa, a réztartalmú növényvédő szerek alkalmazása szőlőskertekben. A rézszennyezés a mezőgazdasági talajokban általános jelenség. Chen et al. (1996) különböző területhasználatú talajok nehézfém-szennyezettségét vizsgálta. Eredményeik alapján az Pb legmagasabb átlagértéke a gyümölcsösökben fordult elő, fő forrásként az ólomtartalmú növényvédő szerek alkalmazását nevezik meg. Úgy vélik, hogy az Pb és As fő forrása az ólomarzenát, mivel a két elem között szignifikáns kapcsolat volt a mezőgazdasági talajokban (Bretzel - Calderisi, 2006). A peszticidek az ipari termelés és a kereskedelmi tevékenység révén, továbbá gyártási hulladékként, háztartási és kerti felhasználással, parkokról, valamint mezőgazdasági területekről jutnak be a nagyvárosokba (Kovács, 1985). Blanchoud et al. (2007) munkájukban azt fogalmazták meg, hogy bár a mezőgazdasági talajokba nagyságrendekkel nagyobb mennyiségű peszticidet juttatnak, mint a városi talajokba, de a városi burkolt felszíneknek köszönhetően a felszíni vizeket mégis hasonló mennyiséggel terhelik mindkét esetben.

Az istállótrágya a növények számára értékes szerves anyagot és tápanyagot biztosít. Mindemellett óvatosan kell alkalmazni, mert nehézfémek dúsulnak fel benne, így a talaj elszennyezését okozhatják. A trágya nehézfém-tartalma tükrözi az állat által elfogyasztott takarmány nehézfém koncentrációját és a takarmány átalakítás hatásfokát. Az állatok korától és súlyától függ, hogy mennyi rezet és cinket adhatnak a takarmányhoz. A sertés és baromfi trágya magas koncentrációban tartalmaz rezet és cinket, mivel ezek hozzáadásával fokozzák a táplálék átalakítás hatékonyságát. A múltban az As-t szintén e célból használták (Alloway, 1995). Luo et al. (2009) mezőgazdasági talajok szennyezőforrásait vizsgálták. Arra az eredményre jutottak, hogy a szerves trágyának köszönhető a talajok Cd tartalmának 55%-a, a Cu 69%-a és a Zn 51%-a.

A szennyvíziszap a háztartási és ipari szennyvizek kezelése után visszamaradó anyag, mely igen nagy mennyiségben keletkezik világszerte, s ennek mezőgazdasági hasznosítása egyre nagyobb mértékű. A szennyvíziszapok leggyakrabban az alábbi fémekkel terheltek: Cd, Ni, Cr, Cu, Pb, Zn (Szabó, 2000).

Aboulroos et al. (1989) éveken keresztül szennyvízzel öntözött talajok tulajdonságainak megváltozásairól és a növények nehézfém-tartalmáról számol be. Eredményei alapján az összes nehézfém-tartalom 60 évi szennyvíz öntözés után a Fe 40-szeres, a Zn 15-szörös, a Mn, Cu, és Ni 8-szoros, a Cd és Co 5-6-szoros növekedését eredményezte.

Hulladéklerakó telepek

A háztartási, intézményi és ipari hulladékok nem megfelelő elhelyezése is okozhat nehézfém szennyezést a talajokban. A megfelelő műszaki védelem nélkül működő hulladéklerakó telepekről különböző nehézfémek (pl. Cd, Cu, Pb, Sn, Zn)

kerülhetnek a talajba, valamint beszivároghatnak a felszíni és felszín alatti vizekbe. A hulladék elégetése szintén a fém aeroszolok emissziójához vezethet (Pb, Cd), ha nincs felszerelve megfelelő szennyezést felfogó eszköz. Az illegális hulladéktárolók szignifikáns talajszennyezést okozhatnak (Alloway, 1995).

A talajokba – a felsorolt hatások következtében – idővel több nehézfém kerül be, mint amennyi onnan eltávozik. A nehézfémek legtöbbször a feltalajban dúsulnak fel, ahol a talajkolloidokhoz kötődnek. A talaj egy bizonyos határig pufferként viselkedik, megkötöi a nehézfémeket és így tompítja azok hatását, majd egy későbbi időpontban önmaga is szennyezővé válhat. Az egyre nagyobb mértékben fellépő talajsavanyodással pl. a nehézfémek mobilizálódnak és megjelennek a talajoldatban és a talajvízben. Innen a talaj mikroorganizmusai és a növények gyökerei veszik fel a nehézfémeket, melyek bekerülnek a táplálékláncba. (Simon, 1999).

2.1.3. Az egyes nehézfémek hatása az emberi és állati szervezetre

Több szerző foglalkozik munkájában a talajok nehézfém-terhelésének emberre gyakorolt hatásával. Különösen a kisgyermek veszélyeztettségére hívják fel a figyelmet.

A Szegeden végzett vizsgálatok során a pihenőparkok, játszóterek, városi zöldterületek talajának nehézfém-tartalmát határozták meg (Mezősi et al., 1999). Az itt begyűjtött minták többnyire 1,5-4-szer kevesebb szennyezést tartalmaznak a feltalajban, mint a közvetlenül az utak mellől vett minták, ugyanakkor az expozíciós utakat vizsgálva kiderül, hogy a parkok esetében az emberig való eljutásra sokkal nagyobb esély van: szél által szállított porszemcsék belégzésével, homokozók, játszóterek talajának közvetlen érintésével, gyerekeknél a kéz és a talaj játék közbeni szájba vételével, városi kiskertek művelésével, haszonnövények elemfelvételével.

Figyelembe kell venni a talajokban a finom szemcsefrakciók (agyag, iszap) arányát, hogy felbecsüljük a szennyezett városi talajok egészségügyi kockázatát, ugyanis a finom frakciók arányának növekedésével a nehézfém-tartalom általában növekszik, ugyanis ezen frakcióknak viszonylag nagy az adszorpciós kapacitása. A finom talajrészecskék jobban megragadnak a bőr felületén és akaratlanul is a szervezetbe kerülhetnek a kéz-száj csatornán keresztül. A nagyon finom agyag részecskéket (<2µm) a bőr felületéről igen nehéz letisztítani, mivel a szemcsék olyan aprók, hogy a bőr barázdái közé is beférnek (Luo et al., 2011).

Yamamoto et al. (2006) vizsgálataik szerint a finom talajrészecskék jobban megtapadnak a gyerekek kezén, mivel a gyerekek kezének nedvessége nagyobb, így a hozzá tapadt talaj mennyisége is nagyobb, így jobban veszélyezteti őket a talaj szennyezettsége. A terepi vizsgálataik azt mutatják, hogy nagy a változatosság a kézhez tapadt talaj mennyiségben, az átlagérték: 26,2 mg/kéz, a kézhez tapadt részecskék méreteloszlása 39±26 µm. A talaj szennyező anyagai általában a finom frakcióhoz kötődnek. Choate et al. (2006) megvizsgálták a különböző nedvességű talajok kézhez való tapadását, megállapították, hogy a talajnedvesség csak az erősen nedves talajoknál befolyásoló tényező. A megtapadó talajszemcsék átmérőjének mérete <63µm.

Mielke et al. (1999) bemutatják a gyerekek szervezetének választását a környezetszennyezésre többek között rámutatnak arra, hogy szoros összefüggés van a talaj **Pb tartalma** és a 6 éves, vagy fiatalabb gyerekek vérének ólomtartalma közt. Ha a gyerekek vérének Pb tartalma $\geq 10\mu\text{g/dL}$ akkor csökken a gyerekek tanulási képessége, viselkedési rendellenességek jelentkeznek, és hosszú időtartamú egészségügyi problémák alakulhatnak ki (Raghunath et al., 1999).

A **cink** az állati és az emberi szervezet számára esszenciális mikroelem, mivel számos enzim alkotórésze, és fontos szerepet tölt be a fehérjeszintézisben, a bőr-, toll- és bőrképződésben. Cinkfelesleg, cinkmérgezés a gyakorlatban ritkán fordul elő, gyakrabban kell cinkhiánnyal számolni. Cinkhiány esetén növekedésvisszamaradás, az emésztőrendszerben rossz felszívódás alakulhat ki, cinktoxicitáskor pedig torokszárazság, láz és étvágytalanság jelentkezhet (Simon, 1999).

Egy felnőtt ember szervezete 1,4-2,3 g cinket tartalmaz. Ez az érték tízszerese a réz és százszorosa a mangán szokásos mennyiségének. Az ember napi cinkfelhasználása 5-9 mg között mozog (Pais, 1980)

A **nikkel** részlegesen esszenciális mikroelemnek tekinthető, mivel számos állatfaj (kérődzők, sertés) számára létfontosságú. A nikkel több enzim alkotórésze, szerepet játszik a szénhidrát és fehérje anyagcsere szabályozásában. Az állatok és az ember nikkelmérgezésének a veszélye csekély. Nikkelmérgezés esetén az állatok testtömege és takarmányfelvétele csökken, vérszegénység alakulhat ki. A nikkel allergiás bőrbetegséget és tüdőrákot okozhat az emberben.

A **réz** az állati és az emberi szervezet számára egyaránt esszenciális mikroelem. A réz számos protein és enzim alkotóeleme, fontos szerepet játszik pl. a peroxid-lebontásban és az aminosav-oxidációban. Az állatokban gyakran alakul ki rézhiány. A rézfelesleg agykárosodást, testtömeg-csökkenést okozhat, majd az állatok elhullanak. A rézmérgezés kivédésére igen hatásos a molibdén kezelés. Emberben pl. ipari szennyeződésből eredő nagy rézfelesleg esetén a réz a szervezetben kóros mértékben felhalmozódhat, és az ún. Wilson-kór alakulhat ki (Simon, 1999).

Az egészséges felnőtt ember testében átlagosan 120 mg réz található. Az ember számára többféle betegséget okoz a rézfelesleg, például mediterrán anémiát, hemokromatózist, cirrózist, a máj sárga atrófiáját és a már említett Wilson-kórt.

A réz toxikus hatása részben a talaj vagy a takarmány nagy réztartalmától, részben növényvédő szerekből és ipari szennyeződésből eredhet (Pais, 1980).

A **kobalt** az állati és emberi szervezet számára esszenciális mikroelem, a B₁₂ vitamin és enzimek alkotórésze, jelentős szerepe van a vérképzésben. A kobalt emberre gyakorolt toxicitásának veszélye csekély, a mérgezési szint a szükséglet 300-szorosát meghaladó mennyiség felett van (Simon, 1999).

Emberen a kobalthiány tüneteit nem sikerült regisztrálni. A szokásos táplálék ugyanis jóval több kobaltot tartalmaz, mint amennyi a B₁₂ –vitamin képződéséhez szükséges.

Kobaltmérgezés testsúly-kilogrammonként 4 mg felett jelentkezik. Tünete az étvágytalanság, a súlyvesztés, majd az anémia (Pais, 1980).

Egy 70 kg súlyú ember szervezete 12-20 mg **mangánt** tartalmaz. A mangán részt vesz az anyagcsere folyamatokban, szükséges a szaporodáshoz, növekedéshez, a sebgyógyuláshoz, serkenti az agyműködést. Emberen kifejezett mangánhiányt még nem írtak le, de napi 2-3 mg-os adag alatt könnyen léphet fel komplikáció terhességnél, és az idegrendszer is károsodhat. Az emberi táplálékok közül a legjobb mangánforrás a dió és a gabonafélék. Az ember átlagos napi mangánfelvétele 4-5 mg, de sok tea fogyasztása esetén e mennyiségnek megközelítően kétszerese. A mangán az emlősöket és madarakat legkevésbé mérgező mikroelem. Mangánbányászok és más mangánnal dolgozó ipari munkások tüdejét károsítja a mangántartalmú ásványi por, emellett idegrendszeri elváltozásokat is okozhat (Pais, 1980).

Az átlagos felnőtt ember szervezete 4-5 g **vasat** tartalmaz. Ez körülbelül kétszerese a cink- és több mint húszszorosa a réztartalomnak. A vashiány a terhes nőknél és csecsemőknél elsősorban anémiában jelentkezik (Pais., 1980). A vashiányos vérszegénység a magzati fejlődés elmaradásához vezet és növeli a koraszülés kockázatát.

A **higany** nem létfontosságú elem, a metilhigany és a higanygőz az állati és emberi szervezetben erősen mérgező hatású. A heveny higanymérgezés elsősorban a vesék működését gátolja, az idült higanytoxicitás pedig az idegrendszert károsítja. A higany nagyobb mennyiségben a környezetbe jutva tömeges mérgezést okozott Japánban (Minamata-betegség).

Az **ólom** nem létfontosságú elem, nagyon kis mennyiségben azonban stimulatív hatást fejthet ki egyes állatfajokban. A nagy ólom koncentráció az állati és emberi szervezetben rákkeltő hatású és fejlődési rendellenességeket okozhat. Az ólom leginkább belégzéssel és lenyelve jut be az emberi szervezetbe.

A haszonállatok ólomterhelését a szennyezett takarmány okozhatja. Legérzékenyebbek az ólommal szemben a szarvasmarha és a baromfi, toleráns a sertés és a kecske. Az ólom károsítja a vérképzést, az idegrendszert, a máj és vese működését, a hormonális szabályozást, a szív- és érrendszert, és kedvezőtlen hatást gyakorol a fejlődésben lévő szervezetek intellektuális fejlődésére. Az ólom kumulatív mérgező, amely kezdetben a májban és a vesében, később a csontokban halmozódik fel.

A **kadmium** nem esszenciális mikroelem, igen kis koncentrációban már egyes állatfajokban megfigyelték serkentő hatását. Sokkal gyakoribb azonban káros, mérgező hatása, amely az állati és emberi szervezetben egyaránt megnyilvánul. Az idült kadmium mérgezés tüdő- és vesekárosodást, rákot és csontelváltozásokat okoz és megzavarja az esszenciális mikroelemek (Zn, Cu, Fe) felvételét. Japánban észlelték az ún. itai-itai betegséget, melynek az oka idült kadmium mérgezés volt. A kadmium a bányák elfolyó vizével került a termőföldekre, ahonnan a rizs közvetítésével került be a lakosság szervezetébe (Simon, 1999).

2.1.4. A városi talajok nehézfémterhelése

A városi talajok kisebb-nagyobb mértékben különböznek a természetes körülmények között képződött talajoktól fizikai és kémiai összetételük, pH értékük,

oxigénháztartásuk, tömörségük tekintetében egyaránt (Nagy, 2008). A városi talajok környezetükhöz képest nagyságrendekkel szennyezettebbek lehetnek.

Az alábbiakban áttekintünk néhány tanulmányt, melyek a városi talajok nehézfémterhelésével foglalkoznak. Meg kell jegyeznünk, hogy az eredmények összehasonlíthatóságát nehezítette, hogy a vizsgálatok különböző méretű és szennyezettségű városokban történtek, ráadásul a vizsgálat tárgya is sok esetben különbözött, egyes szerzők csak a parkokat vizsgálták, mások területhasználati kategóriák szerint értékelték a talaj nehézfém-szennyezettségét, de olyan tanulmányok is születtek, amelyek csak a belvárosi területre koncentráltak (2. táblázat).

Xia et al. (2011) Pekingben vizsgálták a Cd, Cr, Cu, Ni, Pb és Zn koncentrációt a talajokban. Különböző területhasználati kategóriákat különítettek el funkciójuk alapján: üzleti terület, közönséges kert, kulturális és oktatási terület, közösségi zöld területek, lakótelep, útmenti terület. Ezekről összesen 127 mintát gyűjtöttek be. A mintagyűjtés során a város teljes területének lefedésére törekedtek. 77 mintát útmenti területekről, a többi területhasználati típusból pedig 8-12 mintát gyűjtöttek be. A tanulmány eredményei szerint a Cd, Cu, Pb és Zn forrása főleg az emberi tevékenység, míg a Cr és Ni elsősorban természetes forrásokból származik. A területhasználati kategóriák közül a kert emelkedett ki, ugyanis itt volt a legmagasabb a Cd, Cu, Pb és Zn koncentráció. A Cd értéke az útmenti területeken szintén kiemelkedő volt, köszönhetően a közlekedés szennyező hatásának. A Cu, Pb és Zn esetében az értékek a városközponttól a külváros felé csökkentek. A szerzők megállapították, minél régebbi történelmi múltja volt egy városrésznek, annál nagyobb volt a szennyezőanyag koncentráció. A kínai építészetben a nehézfémeket színezőanyagként hasznosították, például a kadmiumot és ólmot, mint piros és sárga festékanyagot használták. De a fa tartósításában is nehézfémeket alkalmaztak, valamint a dísz tárgyaikat rézből és ezüsből készítették. Mindezek hozzájárultak a nehézfémek felhalmozódásához a talajban. A 2. táblázatban bemutatott eredmények alapján Peking az egyik legkevésbé szennyezett városnak tekinthető, a felsoroltak közül, a Zn átlagértéke például itt a legalacsonyabb, 89,63 mg/kg. Bár a szerzők is megállapítják, hogy több várossal összehasonlítva Pekingben alacsony a Cd, Cu, Pb és Zn koncentráció a talajokban, de nem részletezik ennek okát. Mindezek mellett Peking egyéb szennyezések tekintetében komoly gondokkal küzd (közlekedési eredetű szennyezések), melynek okán a 2008-as olimpiai játékok megrendezése is veszélybe került.

Chen et al. (2005) szintén Pekingben városi parkok talajszennyezettségét vizsgálták. A talajok Cu, Pb, Zn és Ni tartalmát vizsgálva hasonló eredményekre jutottak, több tekintetben is. Xia et al. (2011) munkáját támasztja alá, hogy a talajok Ni tartalma megegyezik a háttérszennyezettséggel, valamint utalnak a szerzők is arra, hogy történelmi városközpontokhoz kapcsolódik a jelentősebb Pb és Cu szennyezettség. Megállapították, hogy egy terület szennyezettségét befolyásolja a városrész kora és elhelyezkedése is. Az ólomszennyezés átlagos értéke a parkokban 66,2 mg/kg, ami viszont jóval magasabb az előző tanulmányban közöltekhez képest.

Több szerző alkalmazza a területhasználati kategóriák elkülönítését a talajszennyező források felderítésére. Például Mexikó város talajainak

tanulmányozása során a kertek, parkok, útmenti területek és ipari területek talajaiban vizsgálták a Cr, Cu, Ni, Pb, Zn és V tartalmat. 135 mintát gyűjtöttek be. Megállapították, hogy a közlekedés a legfontosabb szennyezőforrás, ezt támasztja alá a jelentős Pb (140,5 mg/kg) mennyiség a talajokban (Morton-Bermea et al., 2009).

Shi et al. (2008) Shanghai környezetterhelését mutatja be 273 talaj- és porminta vizsgálata alapján. A mintákat a külső környezeti határolt területről gyűjtötték be, ez Shanghai teljes területének 11,44% teszi ki. A talajminták főleg városi parkokból, zöldterületekről, és utak mellől kerültek begyűjtésre. További kategóriák elkülönítését a szerzők nem látták indokoltnak, mivel a talaj funkciói a városi területen gyorsan változnak. Az eredmények azt mutatják, hogy az emberi tevékenység hatására toxikus elemek halmozódtak fel a talajban. Az Pb, Zn, Cu, Cr, és Cd a háttérértéket meghaladó mennyiségben fordult elő a talajokban, főleg az útmenti területeken. A szennyezés gócpontjai a városközpont, útkereszteződések és az ipari régióhoz közeli területek. Li et al. (2011) szintén Shanghaiban, a parkok talajainak ólomterhelését vizsgálták, figyelembe véve a népsűrűség változását. A városközponttól a külváros felé 14 park talajából gyűjtöttek mintát. Hasonló Pb szennyezést tapasztaltak a talajokban (65 mg/kg), mint az előző szerzők (70,69 mg/kg). Az ólomszennyezés fő forrásaként a széntüzelésből fakadó kibocsátást nevezik meg (átlagosan 47%), ezt követi a gépjárművek kibocsátása 12%-kal. A megoldást a szerzők a környezetbarát energiatermelés térnyerésében látják.

Imperato et al. (2003) az előzőekhez hasonlóan az ipar és közlekedés szennyező szerepét hangsúlyozzák a Nápoly területén végzett vizsgálataik során. A kutatás a város törzsterületére koncentrált, beleértve a nyugati és keleti ipari körzetet. Kertekből, parkokból, útmenti területekről és ipari területekről összesen 173 mintát gyűjtöttek. Nápolyban az emberi tevékenység következtében Cu, Pb és Zn halmozódott fel a talajokban. A szerzők rámutatnak, hogy a gépjárművek kipufogógázai a felelősek az emelkedett Pb tartalomért, ugyanis a legmagasabb értéket az autópálya mentén mérték. A Zn és Cu szennyezésnek ugyancsak a gépjárművek a legfontosabb szennyezőforrásai. Az autóabroncs kopása és a vonatok valamint villamosok alkatrészeinek kopása szintén felelős lehet a Cu szennyezésért. Annak ellenére, hogy az ipari tevékenység a keleti körzetben drasztikusan lecsökkent, mégis hozzájárulhatott a Zn felhalmozódáshoz az elmúlt 20 év során.

Szegedi (1999) munkájában a közlekedés nehézfémterhelésének hatását vizsgálta Debrecenben. Az alábbi beépítési-területhasználati kategóriákat különítette el: belváros, házigyári beépítés, kertes családi házas és társasházi beépítés, iparterület, mezőgazdasági terület, zöldfelület, háttér. A szerző eredményei alapján a legjelentősebb az ólom szennyezés volt, ennek az értéke mindössze 28,8 mg/kg, ami a legalacsonyabb Pb-ra vonatkozó érték az alábbi összehasonlító táblázatban. A talaj ólomtartalma az ipari területeken és a belvárosban volt a legmagasabb. Ezt a kertescsaládiházás beépítési-területhasználati típus, a mezőgazdasági területek és a házigyári beépítés követi. A legalacsonyabb koncentrációk a zöldterületeken fordultak elő. A viszonylag alacsony érték alapján kijelenthetjük, hogy bár a szerző az ólomterhelést jelölte meg a legjelentősebb szennyezésnek, Debrecenben valójában nem okoz problémát a talajok ólomterhelése.

2. táblázat. Néhány város talajai nehézfém tartalmának összehasonlítása (mg/kg)
(Forrás: Saját szerkesztés)

Város	Zn	Cu	Ni	Pb	Cd	Cr	Szerző
Peking (átlag)	89,63	34,42	25,87	39,5	0,192	60,27	Xia et al., 2011
Minimum	42,33	15,12	16,43	20,53	0,082	39,23	
Maximum	307,9	212,3	40,32	135,1	0,591	102,1	
Sanghai (átlag)	301,4	59,25	31,14	70,69	0,52	107,9	Shi et al., 2008
Minimum	102,5	23,12	4,95	13,72	0,19	25,53	
Maximum	1025	151,7	65,7	192,4	3,66	233,26	
Nápoly (átlag)	251	74		262		11	Imperato et al., 2003
Minimum	30	6,2		4		1,7	
Maximum	2550	286		3420		73	
Mexikó (átlag)	306,7	100,8	39,8	140,5		117	Morton-Bermea et al., 2009
Minimum	36	15	20	5		50	
Maximum	1641	398	146	452		265	
Ermúpolisz (átlag)	440,4	116,5	47,5	155,1		66,6	Massas et al., 2009
Minimum	57,5	16,7	10,2	40,3		14,3	
Maximum	3062	1277	252,3	383		241,2	
Debrecen (átlag)		17,8	16,7	28,8	<1		Szegedi, 1999
Minimum		2	4	5	<1		
Maximum		72	61	208	<1		
Szeged (átlag)	119,82	270,39	30,16	47,04	1,77	17,47	Farsang-Puskás, 2007/b
Minimum	11,77	198,89	9,19	11,05	0,2	5,44	
Maximum	650,64	509,04	58,96	332,8	13,29	73,46	
Határérték (B)	200	75	40		1	75	

Farsang és Puskás, (2007/b) Szegeden vizsgálták a talajok szennyezettségének állapotát. A mintákat a forgalmas utaktól lehetőleg távol, parkokban, játszótereken, városi zöldterületen, lehetőség szerint homokozók, gyermekjátszók közeléből gyűjtötték. 44 pontról gyűjtöttek be mintákat. A mintavételi helyek kijelölésénél törekedtek arra, hogy a város különböző területhasználati típusba tartozó területei egyenletesen legyenek reprezentálva. Az eredményeket összehasonlították más városokban mért értékekkel, ennek alapján megállapították, hogy Szeged városnak jelentős a szennyezettsége. A bemutatott városokkal összehasonlítva itt mérték a legmagasabb Cd (1,77 mg/kg) és Cu (270,39) értékeket (2. táblázat). Mindkét elem esetében a B szennyezettségi értéket jelentősen meghaladta az átlagérték. A távolság szerint Szegedhez legközelebb fekvő Debrecenben minden vizsgált elem a legkisebb mennyiségben fordult elő a mintákban.

Hasonló módon végeztek nehézfém tartalom vizsgálatot Massas et al. (2009) Ermúpoliszban, Szírosz-sziget fővárosában. 31 felszíni talajmintát gyűjtöttek be a város zöld területeiről, és hetet a városon kívüli természetes talajokból. Vizsgálták a Cu, Pb, Zn, Ni, Cr, Sn és Fe koncentrációt a talajban.

Ermúpolisz talajaiban főleg Zn, Cu, Pb dúsult fel nagy mennyiségben. Az Pb szennyezést a közlekedésnek, a talajok Cu és Zn terhelését pedig a közlekedésnek és iparnak tulajdonítják. A többi várossal összehasonlítva a legmagasabb Zn és Ni mennyiséget Ermúpoliszban mérték. Mindkét érték meghaladja a magyarországi B szennyezettségi értéket.

Jelentős a város szennyezettsége és a „tisztának” tekintett zöld területek terhelése is nagy. Massas és társai több olyan tényezőre is felhívják a figyelmet, ami befolyásolja szennyezés felhalmozódást. Ermúpolisz esetében az alábbiakat nevezik meg: 1. a város építészeti szerkezete nem kedvez annak, hogy a szennyezőanyagok a forrástól nagyobb távolságra jussanak 2. a zöld területek közel helyezkednek el az utakhoz és gyárakhoz, illetve 3. a járművek állapota és az ólomtartalmú üzemanyag használata is hozzájárulhat a szennyezéshez.

A városi szennyezett talajok komoly egészségügyi kockázatot jelentenek az ember számára. Különösen a gyermekek számára, akik közel kerülnek a szennyezett talajokhoz a parkokban, játszótereken. A fenti példák mutatják, hogy a zöld területek sem mentesek a szennyeződésektől.

Az áttekintett munkák egy részében a szerzők területhasználati kategóriákat különítenek el a talajszennyezés fő forrásainak felderítésére. A módszer különösen alkalmasnak bizonyult a nagyvárosok vizsgálatakor, ill. több szennyező forrás jelenléte esetén. A tanulmányok másik része zöldterületek szennyezettségét vizsgálta. E munkák pedig a szennyezők emberhez való közelségére és így annak veszélyeire hívják fel a figyelmet. A vizsgált munkák alapján megállapíthatjuk, hogy egy város talajai állapotának vizsgálatánál több tényezőt is figyelembe kell venni, melyek közül a következőket tartjuk a legfontosabbnak:

- a szennyező források jelenléte a városban (pl. ipar),
- a közlekedés, mint mindenütt jelenlevő szennyező forrás szerepe,
- a városok mérete: lakosságszám, népsűrűség,
- a városok kora,
- a mintavételi pont közelsége a szennyező forráshoz,
- a város szellőzőtsége,
- a járművek állapota, az üzemanyag típusa, összetétele,
- múltbeli ipari tevékenységek.

2.2. Felszíni és felszín alatti vizek szennyezettsége

A világgazdaság vízfogyasztásának rohamos növekedése, a vizek gyors ütemű elszennyeződése azt mutatja, hogy elsősorban nem a víz tömegének utánpótlása van veszélyben, hanem a tiszta víz. A világ vízfelhasználása az ENSZ adatai szerint 1967-ben 1989 milliárd m³ volt, 2000-re 2,5-szeresére, 5450 milliárd m³-re növekedett (Bodnár, 2006).

Az ivóvíz általában a felszín közeli rétegvizекből, forrásokból, tisztított felszíni vizekből, sóatlanított tengervízből, míg kisebb része talajvízből származik. A felszín alatti vizek Európa egészét tekintve átlagosan az ivóvíz 65%-át

szolgáltatják (Nagy, 2008). A legveszélyeztetettebb felszín alatti vízbázis a talajvíz, hiszen a felszínről származó szennyezések a kis mélység miatt nagyon könnyen lejutnak a talajvíz szintjéig. A talajvíz sok országban még ma is az egyik legfontosabb vízforrást jelenti, bár a fejlettebb országokban felhasználása az utóbbi évtizedekben háttérbe szorult. Az ásott kutak vize minőségben és mennyiségben is jó forrása lehet az ivóvíznek, ha megfelelő figyelmet fordítanak a vízgyűjtő védelmére, valamint, ha helyesen készítik el és használják a kutakat (Dongol et al., 2005).

A vízminőség szoros kapcsolatban van a hidrológiai állapotokkal, amelyet a vízgyűjtő terület geológiai- és talajadottságai, az éghajlati, időjárási körülmények szabályoznak. A vízgyűjtő területen folytatott ipari, mezőgazdasági tevékenységek, a közlekedés, a települések szerkezete, a területhasználat módja, stb. szintén visszatükröződnek a vízminőségben.

Vízszennyezésnek nevezünk minden olyan, rendszerint mesterséges külső hatást, amely a felszíni és a felszín alatti vizek minőségét úgy változtatja meg, hogy a víz alkalmassága emberi használatra és a benne végbemenő természetes folyamatok biztosítására csökken vagy megszűnik (Zseni - Rácz, 2006).

2.2.1. A vizek fő szennyező anyagai, a szennyezett vizek egészségügyi és környezeti hatásai

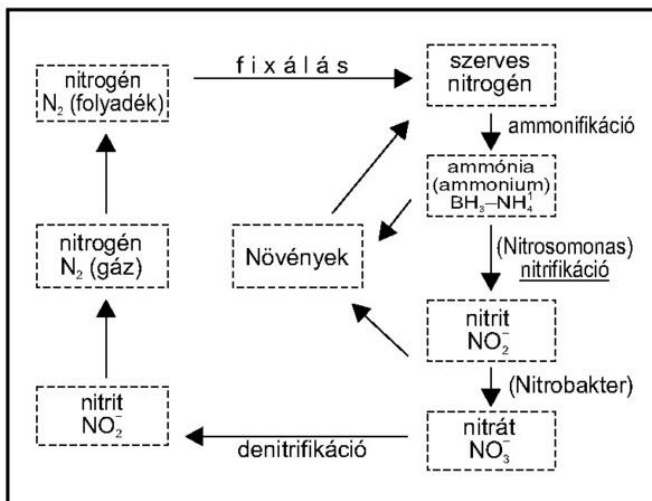
A talajvíz leggyakoribb szennyező anyagai között elsősorban a nitrogén különböző vegyületeit (ammónium, nitrit, nitrát) kell említeni. Ezek mellett fontos szennyezők a foszfátok is, melyek különböző szennyvizekből, a talajból, vagy szerves anyagok bomlásából származnak. A foszfátok leggyakrabban szervetlen ortofoszfátion formájában vannak jelen a talajvízben. A talajvizek esetében gyakran okoz problémát a bakteriális szennyeződés is, ami elsősorban a kommunális szennyvizekből származik, de az állattartó telepek is lehetnek a fertőzés forrásai. Az ipari területek környezetében gyakran kell számolni a talajvíz nehézfémekkel, illetve különböző szénhidrogén-származékokkal történő elszennyezésével is (Steiner, 2010).

A nitrogénciklus első lépéseként fixálódott elemi nitrogén révén létrejött szerves nitrogén bomlása adja az ammóniát (1. ábra). Ha a vizes rendszerbe szennyvízkibocsátás, vagy a növényi részek bomlása révén ammónia jut, akkor amennyiben elegendő oxigén áll rendelkezésre, az mindig oxidálódik nitritté és nitráttá. Az oxidációt a csaknem minden vízben megtalálható Nitrobakter és Nitrosomonas baktériumok végzik.

Az ammónia-nitrit átalakulás optimális körülményei eltérnek a nitrogén-nitrát átalakulástól. Az ammónia-nitrát folyamat pH függő, az ammónia átalakulása 8–9,5 pH között a leggyorsabb. Eltérő a két folyamat hőigénye is; a nitratképzők nem tűrik a hideget, 10°C alatt a Nitrosomonas működése lelassul. Mivel a szerves-nitrogén bomlása ammóniáig (*ammonifikáció*) hidegben is megtörténik, így 10°C alatti vízben az ammónia „relatív feldúsul”. Ez az oka annak, hogy télen – azonos terhelés mellett – az ammóniatartalom mindig magasabb, mint nyáron.

Az ammónia-nitrit átalakulás pH és hőfok függésén túlmenően a reakciók időigénye is eltérő. A Nitrobakter sokkal gyorsabban szaporodik el, mint a

Nitrosomonas, az ammónia-nitrit átalakulás mindig lassabb folyamat, mint a nitrit-nitrát szakasz. A vizes rendszerekben a nitrit nem szaporodik fel, azonnal tovább oxidálódik nitráttá, s csak átmenetileg, kis mennyiségben mutatható ki (Barótfi, 2000).



1. ábra. Biológiai nitrogénciklus (Barótfi, 2000)

Az **ammóniumion** megjelenése a felszíni és felszín alatti vizekben általában friss szennyezésre utal. Az egészségügyi határértékeknél éppen ezt – az egyéb veszélyes komponens jelenlétét jelző – sajátosságát veszik figyelembe és nemcsak közvetlenül káros tulajdonságait.

Az ammónium-vegyületek közvetlenül nem veszélyesek az emberi egészségre, de nitrifikáció révén könnyen nitritionná alakulnak (Ligetváry, 2000).

A szerves anyagcseretermékek és az elpusztult élőlények testanyagainak lebomlása révén keletkezik az ammónia (ammonifikáció). A szabad ammónia és ammóniumion koncentráció viszonya a víz kémhatásának függvénye. A pH és hőmérséklet növekedésével nő a szabad ammónia koncentrációja. Az ammóniumion mennyiségének ismerete a szerves szennyezések megítélése szempontjából fontos, az ammóniát, azonban mint mérgező anyagot is meg kell különböztetnünk. A szabad ammónia – szemben az ammóniumionnal – a sejtmembránon áthatol, s így sejtmérgező. (Barótfi, 2000).

A talajvizek állapotát bemutató tanulmányok többsége hangsúlyozza a vizek **nitrát** szennyezésének problémáját. Nitrát szennyezés különböző forrásokból származhat, így előfordulhat városi és mezőgazdasági talajokban is (Cam et al., 2008, Gelberg et al., 1999, Maxwell et al., 2010, Umezawa et al., 2008). A mezőgazdasági területek és a városi talajvíz nitrát koncentrációja között kicsi a különbség, többnyire a városi területen nagyobb. A potenciális források száma és sűrűsége, a koncentráció jellege, mint pl. szemétkerakó csurgalékvíze, vagy szennyvíz miatt növekedhet meg az összes nitrogén aránya a vizekben (Wakida - Lerner, 2005). Súlyos problémát okozhat, ha a magas nitráttartalmú vizet ivóvízként

fogyasztják, vagy öntözésre használják, amint azt Nagarajan et al. (2010) munkájában látjuk, akik Thanjavur város felszín alatti vizeit vizsgálták, ahol a felszín alatti víz a fő ivóvíz, illetve öntözővíz forrás. Az eredmények alapján a minták 13%-ában magas a nitráttartalom, így alkalmatlan a fogyasztásra.

A nitrát azért veszélyes, mert a véráramba kerülve a két vegyértékű vasat három vegyértékűvé oxidálja, melynek eredményeképpen methemoglobin keletkezik. Ez megköti ugyan az oxigént, de leadni nem tudja. A vérben lévő methemoglobin mennyiségétől függően súlyos légzési és idegrendszeri károsodás lép fel, amely orvosi beavatkozás nélkül halállal végződhet. Különösen veszélyes ez csecsemők esetében (Bodnár, 2006). A felnőtt ember szervezetében keletkezett methemoglobin enzimatisus úton állandóan le is bomlik, így az egészséges felnőtt vérében koncentrációja állandóan 0,5-1% körüli. A csecsemő vére azonban az első három hónapban még sok fetális methemoglobint tartalmaz, amely a nitrit révén kétszer olyan gyorsan oxidálódik, mint a felnőtté. Az egészséges csecsemő vérének ezért állandóan 2% a methemoglobin szintje. Az oxigéntranszport akadályozása súlyos, életveszélyes állapotot hozhat létre. A legjellemzőbb tünetek: az arcbőr és a nyálkahártya szürkessé válása. E tünetek már akkor megjelennek, ha a methemoglobin koncentrációja eléri a normál hemoglobinkoncentráció 10%-át, az 50%-ot meghaladó koncentráció már életveszélyes lehet. Vizsgálatok alapján a methemoglobin-szint és a víz nitrát-koncentrációjának összefüggése a következőképpen változik:

NO_3^- koncentráció az ivóvízben	0-5 mg/l	30-50 mg/l	100 mg/l fölött
Methemoglobin aránya a vérben	1,65 %	2,44 %	6,59 %

Felnőttekben, nitrát esetén a toxikus dózis 2-9 g között változik, ami 33-150 mg/testtömeg kg mennyiséget jelent. Csecsemők esetében a mérgezőhatás ennél jóval alacsonyabb nitrát bevitelnél is jelentkezik: a nitrát 80%-ának redukciójával számolva 3 hónapnál fiatalabb gyermek esetében a toxikus dózis 1,5-2,7 mg/testtömeg kg. Más források azonban jóval magasabb értéket, 37,1-108,6 mg/testtömeg kg-ot, tekintenek toxikusnak. Ez a mennyiség már képes lehet methemoglobinémia, azaz 10%-ot elérő metHb képződés kiváltására (WHO, 2011).

Walton (1951) tanulmányozta a methemoglobinémiás megbetegedések és a vizek nitráttartalma közötti összefüggéseket. A megbetegedések 2,3%-a, 44,3-88,6 mg/l-es nitráttartalom esetében jelentkeztek, de többségük 177 mg/l-es koncentráció fölött fordult elő, többnyire 3 hónapnál fiatalabb csecsemők betegedtek meg. Későbbi tanulmányok 100 mg/l fölötti nitráttartalom esetében írtak le megbetegedéseket és gyakran gyomor fertőzés jelenlétében.

Knobeloch (2000) és munkatársai az ivóvíz nitrát-tartalmának csecsemőkre gyakorolt hatását vizsgálták az egyesült államokbeli Wisconsin Államban. Két esetet mutattak be, ahol a csecsemők az úgynevezett „blue baby” szindrómában betegedtek meg. A gyerekek mindkét esetben az ott élő családok által létesített privát kút vizét fogyasztották, s ez okozta a megbetegedésüket. A szennyezett vizű kutak környezetében intenzív mezőgazdasági hasznosítás alatt álló területek voltak, s feltételezhetően a nitrogéntartalmú műtrágyákból származott a kutak vizének magas nitrát tartalma. A tanulmányban megemlítik, hogy 1979 és 1996 között az Egyesült

Államokban összesen hat gyermek halt meg a talajvíz magas nitrát tartalma miatt kialakult methemoglobinémia betegségben.

1945 óta a világon mintegy 3000 halálesetről tudunk, melyeknek csaknem fele Magyarországon történt (Barzilay et al., 1999). A talajvíz magas nitrát tartalma azonban nem csak a csecsemőkre veszélyes, hanem a felnőtt lakosságra nézve is, igaz a felnőttek esetében nagyobb koncentráció esetén jelentkeznek a káros hatások. A kérődző háziállatok, mint például a kecskék, a birkák és a tehenek viszont a gyermekekhez hasonló módon érzékenyek a methemoglobinémiára, ugyanis emésztőrendszerük szintén gyorsan átalakítja a nitrátot nitritté (Barzilay et al., 1999).

Tartós nitrátos vízfogyasztás testi és szellemi elmaradást okoz. További egészségkárosító hatás lehet a pajzsmirigy-működés gátlása.

A talajvizek nitrátosodása azért is komoly gond, mert kapcsolatban lehetnek a mélyebb rétegvizekkel. A rétegvizekre telepített vízkivétel növeli a talajvíz mélybe szivárgását, ezzel lehetőség van a rétegvíz elnitrátosodására (Ligetváry, 2000).

A **nitrit** (NO_2^-) a különböző víznyerő helyek vizében ritkán fordul elő, mivel nem stabil, ezért könnyen oxidálódik. Az ivóvizekben másodlagos szennyezőként keletkezik. Viszonylag magas hőmérsékletű, ammóniumiont tartalmazó vizekben gáztalanítás során keletkezik. A nitrition, veszélyesebb, mint a nitrátion, mert közvetlen az egészségkárosító hatása. A nitrátionnal kapcsolatos megbetegedések a nitritionnak köszönhetőek, mivel a nitrátion a baktériumok hatására nitritionná redukálódik először és így fejt ki káros hatását (Ligetváry, 2000).

A **foszfor** természetes, szennyezetlen vizekben többnyire csak nyomokban fordul elő. Az ortofoszfát (PO_4^{3-}) főleg a szennyvizekből, a talajból vagy szerves anyagok bomlásakor kerül a vizekbe, főként az antropogén szennyezés eredményeként. A szerves foszfát vegyületek nem egészségkárosító hatásúak. A foszfátokat viszont a felszíni vizek növényzete tápanyagként hasznosítja, ezért nem az emberre gyakorolt hatása, hanem a felszíni vizek eutrofizációjában játszott szerepe miatt fontos ionforma. Bár a vízben lévő foszfor leggyakoribb formája az oldott szerves ortofoszfát, a természetben összetett foszfátok – polifoszfát, metafoszfát, ultrafoszfát – is előfordulnak. A polifoszfátok főleg szintetikus mosószerrel használata következtében jutnak a vizekbe, amelyek aztán lassan ortofoszfátokra hidrolizálnak (Ligetváry, 2000).

A **szerves anyagok** a természetes vizekben oldott vagy lebegő anyag formájában található meg. Ezen vegyületek összességének mennyiségi jellemzésére többek között a kémiai oxigénigény (KOI) meghatározását alkalmazzák (Ligetváry, 2000).

Szerves szennyezők például a kommunális eredetű szennyvíz, az élelmiszeripari, és a mezőgazdasági szennyvizek egy része.

Ha szennyvíz kerül a természetes befogadóba, ott a természetes öntisztulás hamarosan megindul, azaz a szerves anyag biológiai bomlása megkezdődik. Ilyenkor tulajdonképpen a szennyvízben lévő szerves széntartalom aerob úton stabilizálódik. Ehhez a stabilizálódáshoz a természetes rendszerben oxigén

szükséges, melyet a lebontást végző mikroorganizmusok a vízben oldott oxigénből fedeznek (Barótfi, 2000).

Anaerob esetben oxigén nincs a vízben, és rossz szagú, mérgező lebomlási termékek keletkeznek.

A tavak a folyókhoz képest érzékenyebbek a szennyeződésekre, mivel természetes tisztulásuk lassúbb. A tavak vizébe jutó szerves szennyezés az eutrofizáció folyamatát nagymértékben meggyorsítja. A vizek nem megfelelő kezelése esetén járványt okozó baktériumok (kolera, vérhas, fertőző májgyulladás) kerülhetnek a vízbe, ami az emberi egészséget károsítja [1].

2.2.2. A városi vizek szennyező forrásai

A vizek állapotát a természeti adottságok és az emberi tevékenységek befolyásolhatják. Az emberi tevékenységek révén leggyakrabban a kommunális és az ipari szennyvizek, a szilárd hulladék, a műtrágyázás, valamint az állattenyésztésből származó hígtrágya okozhatja a vizek elszennyeződését. Természeti tényezők közül hatással lehet a vizek elszennyezésének mértékére, a talajvíz mélysége, ill. a talajvíz áramlási sebessége, a talaj mechanikai összetétele, a talaj pH-ja, humusztartalma stb. (Szabó et al., 2006, 2009).

Kommunális szennyvizek

A városok felszíni és felszín alatti vizeinek szennyezését nagyrészt a háztartásokból származó szennyvizek okozzák. Ezek a szennyvizek a leggyakrabban a csatornahálózaton keresztül kerülnek a befogadóba. A szennyvízcsatorna hálózattal nem rendelkező településeken, településrészekben jelentős mértékű szennyezést okozhatnak a kommunális szennyvizek. Ez elsősorban arra vezethető vissza, hogy a szennyvíz tárolására szolgáló aknák az esetek túlnyomó többségében nem rendelkeznek megfelelő szigeteléssel, ezért belőlük a szennyvíz a talajba szivároghat (Szabó et al., 2010, Fejes et al., 2012). Egyes településeken még ma is előfordul, hogy a kommunális szennyvizet a talaj felszínére engedik ki, s ezáltal közvetlenül szennyezik a város talaját, veszélyeztetik a közhigiéniát. A kommunális szennyvizek 60%-ban tartalmaznak szerves anyagokat: emberi anyagcseretermékeket, mosogatóvizet, élelmiszer-maradékokat, szappant, mosószeret. De ide tartoznak a kisipari üzemek által a közcsatorna-hálózatba engedett vegyi anyagokat tartalmazó szennyvizek is. Ha ezeket a szennyvizeket nem tisztítják, a nitrogén és foszfortartalmuk miatt a befogadók vizében intenzívebb kultúreutrofizáció jelentkezik, a bennük lévő kórokozók pedig elfertőzhetik a felszíni vizeket (Nagy, 2008).

A kommunális szennyvizek általi szennyezés és a vízi ökoszisztéma terhelése a befogadóba jutó vizek hidrológiai sajátosságaitól is függ, ugyanis az elkeveredési viszonyok, a hígulás és ezáltal az öntisztulás különböző mértékű lehet (Nagy, 2008).

Több országban ma is súlyos problémát okoz a szennyvizek kezelés nélküli kiengedése, főleg a fejlődő országokban. Ma et al. (2009) északnyugat kínai területen vizsgálták a felszíni és felszín alatti vizek állapotát. A hirtelen népességnövekedés és a gazdasági fejlődés következtében a vizek terhelése megnőtt, a vizek kémiai egyensúlya felborult. A vizek ivóvízként nem fogyaszthatók, és

öntözésre sem alkalmasak. Wuwei városból 23 szennyvízkifolyón keresztül $22,4 \times 10^6 \text{ m}^3$ szennyvíz ömlik évente a Shiyang folyóba. A Shiyang folyó középső szakaszán, főleg 1996-tól megnövekedett a szennyvíz és hulladék kibocsátás. A vizek öntisztuló képessége számottevően csökkent. A szennyvizek tisztítása nem megfelelő a vizsgált területen, mivel a meglévő szennyvíztisztító berendezések elöregedtek, vagy hiányoznak. Navarro és Carbonell (2007) a Besos river medencéjében, városi környezetben vizsgálták a talajvizek állapotát. Megállapították, hogy a szennyvíz beszivároghat a szennyvíz aknákból, valamint a háztartási és ipari szennyvizek beszűrődhetnek a talajvízbe a szennyvízcsatorna-hálózatból. A beszűrődés következtében megnövekedett a nitrát tartalom, melynek értéke elérte a 90-100 mg/l-t.

Mezőgazdasági eredetű szennyező anyagok

Az állattartó telepek, a vágóhidak és az állattartó háztartások számos esetben a folyóvizekbe ürítik szilárd és folyékony hulladékaikat előidézve így a folyók, csatornák és a talajvizek bakteriális terhelését. Az állati eredetű fekália miatt megnő a folyókban a nitrogén, a foszfor, a kálium mennyisége is. A városperemi intenzív növénytermesztés során a csapadék- és öntözővizek a fel nem oldódott növényvédő szert és műtrágyát a befogadóba mossák (Nagy, 2008, Vidal et al. 2000).

Több szerző hangsúlyozza a mezőgazdasági eredetű szennyeződések meghatározó szerepét. Rajmohan és Elango (2005) egy intenzíven öntözött dél-indiai területen tanulmányozta a mezőgazdasági tevékenység hatását a talajvízre. Megállapították, hogy a mezőgazdasági tevékenységek közül a műtrágyák alkalmazása, a mineralizáció folyamata, és az öntözés befolyásolja leginkább a talajvizek tápanyagtartalmát. Az eredmények alapján a nitrát és kálium értéke a WHO határértéken belül maradt, viszont a foszfát esetében a minták 35%-a meghaladta az ivóvizekre vonatkozó határértéket, tehát fogyasztásra nem alkalmas. Ezen kívül megállapították, hogy a szezonális vízszintemelkedés idején, növekszik a talajvizek tápanyagtartalma. Widory (2004) és munkatársai Franciaországban, az Arguenon folyó vízgyűjtőjén, izotópos vizsgálatok segítségével kutatták a talajvíz nitrát szennyezésének forrásait. Eredményeik alapján a nitrát szennyezés elsősorban a szerves trágyákra és a talajba szivárgó szennyvízre vezethető vissza. Az egyre erősödő nemzeti, valamint európai szintű erőfeszítések (EC Directive 91/676/EEC) ellenére az intenzív mezőgazdasági hasznosítás alatt álló területekről származó nitrát, még mindig az egyik legjelentősebb szennyezője a talajvíznek. Cey (1999) és munkatársai ugyancsak mezőgazdaságilag hasznosított területeken vizsgálták a talajvíz nitrát tartalmát. Megállapították, hogy a nitrát elsősorban a szerves- és a műtrágyákból származik. A szerzők a tanulmányban arra is rámutattak, amikor a talajvíz áramlása során elhagyja a művelés alatt álló területeket, a nitráttartalom gyorsan csökken, s azt is sikerült megállapítaniuk, hogy a csökkenés döntően a denitrifikáció következménye. Goss (1998) és munkatársai a kanadai Ontárióban található farmok talajvíz szennyezettségét tanulmányozták. A szerzők vizsgálták a szennyezés mértékét befolyásoló tényezőket is, s az 1292 kút vizsgálata alapján megállapították, hogy a nitrát-szennyezettség mértéke elsősorban a talajvíz mélységétől függ. A mélyebb kutakban lényegesen kisebb volt a szennyezettség. Hasonló következtetésre jutottak Warner et al. (2008), akik Nepálban a Katmandu-

völgyben végeztek vízminőségi vizsgálatokat. Megállapították, hogy a nitrát és a bakteriális szennyezés tekintetében a felszínhez legközelebb húzódó talajvíz volt a legrosszabb állapotban, ami meglehetősen nagy egészségügyi kockázatot jelent, hiszen a vizsgált területen a lakosság 50%-a a talajvizet használta ivóvízként.

Hulladéklerakók

Sok helyen a hulladékot közvetlenül a folyókba dobják, vagy annak partján helyezik el. A hulladéklerakók alatt az összegyülemelő vízben oldott szennyeződés továbbfolyik, szennyezve a talaj- és rétegvizet vagy a folyókat. Az elszivárgó vizek sok nitrítet, kloridot, szulfátot tartalmaznak (Nagy, 2008).

Adekunle et al. (2007) Nigéria délnyugati részén, falusi környezetben vizsgálták az ásott talajvíz kutak nitrát-szennyezettségét. Kiderült, hogy a nedves évszakban lényegesen szennyezettebb volt a kutak vize, mint a száraz évszak folyamán. A szerzők kimutatták, hogy a vizsgált területen a hulladéklerakó telepek, illetve a szennyvíztelepek tekinthetők a legfontosabb szennyező forrásoknak. Emellett azt is megállapították, hogy a szennyezés elsősorban a szennyező források 200 méteres környezetében jelentkezett. Ebben a zónában a kutak vizének nitrát-tartalma általában a WHO által meghatározott, ivóvizekre vonatkozó határérték fölött volt, ami komoly humán-egészségügyi kockázatot jelent, mivel a lakosság döntően az ásott kutak vizét fogyasztja.

Ipari szennyvizek

A különböző ipari objektumok, mint pl. a kémiai alapanyagok gyárai, a kohászat, a fémfeldolgozók, az élelmiszeripar, a cellulóz- és papírgyártás, a textilipar és a bőripar mérgező anyagokkal, olajokkal és nehézfémekkel terhelt szennyvizet bocsátanak ki. Némely gyárak a szennyvizeiket közvetlenül ürítik a városi csatornahálózatba vagy más befogadóba (Nagy, 2008). Ntengwe (2005) arra hívja fel a figyelmet, hogy a bányákból kifolyó szennyvíz gyakran alacsony pH értékű (savas) és magas a nehézfém-tartalma. Ezért hangsúlyozza a szerző a bányákból kifolyó szennyvizek tisztításának szükségességét, ami biztosítja a vízi ökoszisztémák és a környező talajok védelmét. Súlyos ökológiai kárt okozott, a Tisza felső szakaszán 2000 februárjában történt rendkívüli vízszennyezés. A Tisza romániai szakaszának vízgyűjtőjéről a bányászati zagyártározóból cianid szennyezés érte el a folyót, amely súlyos problémát okozott a Tisza magyarországi szakaszán (Steiner, 2010). Alig egy hónappal később 2000 márciusában mintegy 20 ezer m³ nagy nehézfém-tartalmú iszap került a romániai Borsabányánál a Visó folyóba, mely ugyancsak a Tiszába továbbította a szennyezést (Macklin et al., 2003) [2].

Az ipari kibocsátások révén az ivóvízkészletek is szennyeződhetnek. Pawar et al. (1998) India vidéki területén 18 ásott talajvíz kút vizét vizsgálta 7 hónapon keresztül. Az eredmények alapján arra a következtetésre jutottak, hogy a talajvizek szennyezését a Mula cukorgyárból kifolyó szennyvíz okozza. A területen élő lakosság viszont a talajvizet ivóvízként és mezőgazdasági célokra is használja, ami gyakran megbetegedésekhez vezet a lakosság körében.

2.3. Levegőszennyezettség

A levegőszennyezettség komoly problémát jelent, ugyanis napjainkban szinte sehol nem találunk teljes mértékben tiszta levegőt, mivel ma már a Föld legtávolabbi pontjain is kimutatható a légszennyező anyagok jelenléte.

Légszennyeződésről akkor beszélünk, ha a levegő természetes alkotórészeinek mennyisége tartósan eltér a normálistól, vagy idegen anyagok, por, füst, gáz, köd, korom, gőz és szag formájában olyan mennyiségben jutnak a levegőbe, hogy az ember egészsége és közérzete kedvezőtlenül alakul, s a település környezete, az anyagi javak és műtárgyak károsodnak (Nagy, 2008).

Tekintettel arra, hogy Beregszászban csak a levegő ülepedő portartalmát vizsgáltuk, ezért az irodalmi áttekintésben a légszennyező anyagok közül csak a légköri aeroszollokra és az ülepedő porokra térünk ki.

2.3.1. A légköri aeroszollok

Aeroszolk – a levegőben, diszpergált állapotban előforduló, folyékony vagy szilárd halmazállapotú részecskék. Méretük 0,001 és 1000 μm közé esik. Az egészségre gyakorolt hatásuk függ a méretüktől.

A szálló por a levegőben lebegő szilárd és folyékony részecskék elegye. A szálló port két nagy csoportra lehet bontani szemcseméret alapján: a 10 mikrométer átmérőjű szemcséket durva részecskéknek nevezik, ezek a szemcsék lejutnak az alsó légutakba. A 2,5 mikrométernél kisebb átmérőjű, „finom” porszemcsék azért különösen veszélyesek, mert belélegezve a tüdőben található léghólyagocskákig is eljutnak, innen pedig felszívódnak és ezáltal a keringésbe is bejutnak.

A légköri aeroszollok részben természetes forrásokból, pl. talajerózióból, vulkáni tevékenységből, erdőtüzekből származnak. Antropogén forrásai a fosszilis tüzelőanyagok elégetése, a közúti közlekedés, a poros utak, és egyes iparágak (bányászat, cementgyártás, kohászat) (Géczi - Béres, 2011, Pintér, 2001).

Az *ülepedő port* a 10 μm -nél nagyobb szerves és szervetlen eredetű részecskék alkotják, amelyek súlyuknál fogva viszonylag gyorsan leülepednek a talajra. A por a talajfelszín felaprózódásával, vagy más anyagok spontán leülepedésével, vagy a csapadékból való kimosással keletkezik. Az ülepedő por szervetlen komponensei összetétel szerint ásványi vagy fémek jellegűek. A porban a szervetlen komponensek mellett mikroorganizmusok is megtalálhatók, amelyek nagy részét szaprofita, patogén baktériumok, vírusok és gombák képezik (Nagy, 2008).

A városokban jelentkező ülepedő por mennyisége az iparosodás mértéke, a beépítettség, a zöldterületek eloszlása és a közlekedési terhelés nagysága szerint változik. De befolyásolja a porterhelés mértékét, a burkolatlan utak aránya, illetve a környező területek területhasznosítási szerkezete is. A városi növényzetet – különösen az utak közelében – porréteg borítja, amely részben a felkavart talajrészecskékből, részben pedig közvetlenül a közlekedésből, az abroncsok és az aszfalt kopásából származik (Nagy, 2008).

Fémek és nehézfémek – a levegőben leginkább a légköri aeroszollok alkotóiként vannak jelen. Fő forrásuk az ipar, kisebb mértékben a közlekedés és a

mezőgazdaság, de bekerülnek a levegőbe az ércbányászat, kohászat, fémfeldolgozás során, valamint az akkumulátorok és szárazelemek gyártásakor is.

Hatásuk eltérő, például a higany, az arzén és a kadmium rákkeltő, míg az ólom idegméreg.

Az atmoszférában található részecskék mérete jellemzően a 0,005-500 µm-es tartományba esik (Géczi - Béres, 2011, Pintér, 2001).

2.3.2. A légszennyezés forrásai

A levegő természetes körülmények között is szennyeződik köszönhetően a vulkáni tevékenységnek, a porviharoknak, az erdő- és bozóttüzeknek, a virágpornak stb. Az utóbbi évtizedekben a legfőbb szennyezővé az ember vált. Kezdetben egy ország iparának fejlettségével arányosan növekedett a légszennyezés, mára azonban a közlekedés vált a fő szennyező forrássá a fejlett országokban.

A légkör szennyezésének kezdete az ipari forradalom időszakára tehető. A fosszilis tüzelőanyagok elégetésével nagy mennyiségű légszennyező anyag került a levegőbe. A húszadik század közepére az addig is szennyezett levegő tovább terhelődött a gépjárműforgalom növekedése, majd a vegyipar fejlődése következtében. 1952-ben bekövetkezett füstköd katasztrófa, Londonban négyezer ember halálát okozta. Ezek az események mind a közvélemény, mind a politika figyelmét felhívták a problémára (Pintér, 2001).

A 20. századi események hatására mára az előrejelzés és a megelőzés terén is jelentős eredmények születtek (Géczi - Béres, 2011).

Ipar

Az ipar legszennyezőbb ágazata ma is az energiaipar. A legtöbb légszennyezést okozó iparág folyamatos kibocsátással szennyezi a levegőt. Délkelet Ukrajnában a vaskohászat és az energiaipar okoz komoly levegőszennyeződést, a legtöbb szennyezőanyag koncentrációja a térségben jóval magasabb, mint a természetes érték, de sok esetben a maximálisan megengedhető értéket is meghaladja, és bár a kibocsátás csökkent, ma is ez az egyik legszennyezettebb országrész (Gritsan - Babiy, 2000). Vijayanand et al. (2008) a levegő lebegő portartalmát vizsgálták Coimbatore városban és környékén. A szerzők az iparosodást és városiasodást tekintik a légszennyezés fő forrásának. Az eredmények alapján megállapították, hogy magas volt a lebegő por tartalom Singanallur városrészben, viszont a por nehézfém-tartalma a megengedhető érték alatt volt. A mintagyűjtő állomások többségén a Zn koncentráció volt a legnagyobb a többi fémhez képest. A cinket a vas és acél védőbevonataként használják, valószínűleg innen dúsult fel a levegőben.

Nagy veszélyt jelentenek az ipari katasztrófák, melyek során rövid idő alatt nagy mennyiségű szennyező juthat a légkörbe. 2010 októberében az ajkai timföldgyár vörös iszap tározójának gátja átszakadt. A környező területeket elárasztó vörös iszap mellett hogy halálos áldozatokat követelt és lakóházakat tett tönkre, további problémákat is okozott. A kiszáradt vörös iszap pora például levegőszennyeződést idézett elő, ami komoly légúti megbetegedéseket okozhat a poron lévő lúg miatt. Decemberben a levegő szálló por tartalmára vonatkozó 24 órás

mérési adatok alapján, Kolontáron és Devecseren a polgármesteri hivatalnál tájékoztatási küszöbérték ($50\mu\text{g}/\text{m}^3$) feletti értéket mértek (Géczi - Béres, 2011).

Közúti közlekedés

A közlekedési eredetű légszennyező anyagok döntő része a kipufogógázokkal jut a légkörbe. A kipufogógázok kb. 200 féle káros komponenst tartalmaznak. Legjellemzőbbek: a szénmonoxid, a nitrogén oxidok, a szénhidrogének, ózon, benzpirén, aldehidek és kénes gázok. (Kerényi, 2003, Nagy, 2008). A benzinmotorok legjellemzőbb kibocsátott szennyező anyagai a szénmonoxid, a nitrozus gázok valamint az ólom. A dízelmotorok esetében a legnagyobb problémát a korom okozza (Nagy, 2008).

Valamennyi nyugat-európai nagyváros légszennyeződésében a közlekedés képezi a legjelentősebb szennyező forrást. A fejlett világ nagyvárosaira ma már kevésbé jellemző a levegő magas ólomkoncentrációja. A fejlődő világ városaiban viszont a közlekedés még ma is komoly emisszió forrást jelent az ólom tekintetében. Annak ellenére, hogy a levegő ólomterhelése globális szinten egyértelmű csökkenést mutat, több szerző is utalt rá, hogy a múltbeli ólomszennyezések ma is kifejtik káros hatásukat (Luo et al., 2011, Bretzel - Calderisi, 2006).

Ahmed és Ishiga (2006) utcai pormintákat vizsgáltak Dhaka városban. Vizsgálatuk során megállapították, hogy az utcai por legfontosabb forrásai: a növekvő járműforgalom kibocsátása, a gyors városnövekedés és az iparosodás, valamint a háztartási hulladék. A legmagasabb mért Pb érték kétszeresen meghaladja a megengedhető értéket, ami a szerzők szerint egyértelműen a közlekedésnek köszönhető. Az utcai porban felhalmozódhat a Zn is, a gumiköpenyek kopása következtében (Li et al., 2001).

A háztartások légszennyezése

A háztartási tüzelés, fűtés légszennyező hatásának fő oka a tökéletlen elégetés. Egységnyi tüzelőanyag mennyiség lényegesen több szennyezést okoz, ha kis tüzelőegységekben égetik el, mintha korszerű nagyüzemi kazánokban használnák fel. Szén használata esetén termelődik a legnagyobb mennyiségű és legtöbb fajta szennyező anyag (Géczi - Béres, 2011).

Mezőgazdaság

A mezőgazdasági tevékenység részben ugyanolyan anyagokat juttat a légkörbe, mint amilyenek természetes körülmények között is keletkeznek. A mezőgazdaság kemizálódásával, sok veszélyes anyagot kezdtek el alkalmazni. Az insecticidek, herbicidek, fungicidek pora, permete gyakran kerül a levegőbe, főleg, ha repülőgépekről permetezik azokat nagy területekre (Géczi - Béres, 2011). Az állattenyésztésből származó légszennyezést a kémiaiilag nehezen definiálható bűzkibocsátás, a trágya bomlásából származó metán, ammónia, kén-hidrogén és a merkaptánok jelentik (Csapóné, 2005).

2.3.3. Az ülepedő porterhelés és a levegő nehézfém szennyezettségének meghatározására alkalmas kutatási módszerek áttekintése

Az ülepedő porterhelés szezonális változásának bemutatására, valamint a lerakódott por mennyiségi és minőségi vizsgálatára alkalmas módszer kevés van. Egy részük növényeket használ biomonitorként a nehézfém-tartalom mérésében, viszont nem egyértelmű, hogy a növény által felvett elemek, milyen mértékben jelzik a talaj- és levegőszennyezettséget (Sawidis et al., 2011, Wannaz et al., 2012, Wolterbeek, 2002). Létezik olyan módszer, amely a növényekre lerakódott por vizsgálatával von le következtetéseket a kiülepedett por nehézfémterheléséről. A fák lombtömege ugyanis szűrőként viselkedik, amelyen megtapadnak a szilárd szennyező anyagok, a porszemek (a hozzájuk tapadó nehézfémekkel, korommal, olajszármarazékokkal stb.), mindez azonban csak addig működik, míg az eső le nem mossa. A pormegkötő kapacitás egyrészt attól függ, milyen távolságra vannak a fák a szennyező forrásoktól, másrészt pedig attól, hogy az adott fafaj levelének milyen a felülete (Csapóné, 2005). Braun (2007) és munkatársai egy új módszert dolgoztak ki a légkörből kiülepedő por mérésére. Céljuk az volt, hogy rövid időn belül térben reprezentatív képet kapjanak egy város, illetve egy földrajzi egység környezeti állapotáról. Hársfalevelekre rakódott pormintákat vizsgáltak. 16 erdélyi településen gyűjtöttek mintákat. A toxikus elemkoncentráció adatok diszkriminancia analízise alapján megállapították, hogy a por összetétele jellemző az adott településre. Eredményeik alapján már kis mintaszám mellett is képet kaphattak nagyobb földrajzi egységek környezeti állapotáról. Ugyanezt a módszert alkalmazva végeztek vizsgálatokat Debrecenben. A városban a hársfalevelekre leülepedő por átlagos ólomkoncentrációja 41 mg/kg, ami meghaladja a háttérkoncentráció értékét. Ahol nagy volt az ólomkoncentráció értéke, ott a kadmium koncentrációja is nagy volt. A Zn szintén az ólomhoz hasonló helyeken mutatott jelentős koncentrációnövekedést. A módszer alkalmas szennyező források jellemzésére, esetenkénti azonosítására (Margitai et al., 2005).

Szabó (2008/b) és munkatársai az MSZ 21454-1:1983 szabvány alapján elkészített porcsapdák segítségével vizsgálták az ülepedő porterhelés alakulását a pálháza perlitbánya környezetében. Összesen 22 porcsapdát telepítettek a bánya három kilométeres körzetében. Eredményeik alapján megállapították, hogy csak a bánya közvetlen környezetében jelentősebb a porterhelés, itt meghaladja az egészségügyi határértéket, a bányától 3 km-es távolságban azonban már a háttér értékekkel azonos volt az ülepedő por mennyisége. A nyári félévben jelentősebb a leülepedő pormennyiség. Legnagyobb porterhelés a száraz, szeles időszakokban jelentkezett. A szerzők a mennyiségi porterhelést mérték, nem vizsgálták annak összetételét.

Tomašević et al. (2004) a levegő nehézfém-szennyezésének értékelésénél, magasabb rendű növényeket – vadgesztenye és hárs – használtak bioakkumulációs képességeik miatt. 3 nagy forgalmú területet választottak ki Belgrádban: Studentski Park, Karadjordjev Park, és a Botanikus kert. Fejlett leveleket gyűjtöttek a fákról, kb. 2 m-es magasságból. Minden levél a forgalom felé néző oldalról került begyűjtésre, 5 m-re az úttól, kivéve a botanikus kertet, ahol 10 m volt az úttól való távolság. A nehézfém-tartalmat meghatározták a talajban is. Megmérték az Pb, Zn,

Cu, Cd, Fe, Mn, Hg, Cr és Ni tartalmat. Az eredmények azt mutatják, hogy a legmagasabb nehézfém koncentráció a vadgesztenye levelekben jelentkezett a Studentski Parkban, értékük alapján: Cu – 110,2 µg/g, Pb – 20,3 µg/g és Cd – 4,9 µg/g szárazanyag-tartalom, ami toxikus lehet a növényekre.

Kiss és Vidovenyecz (2008) munkájában Szeged környezeti terhelését vizsgálta a fák évgyűrűiben és a levélen mért ülepedő por nehézfém-tartalma alapján. 1999-ben és 2005-ben egyenletes sűrűséggel évgyűrű- és talajmintákat vettek, majd a CSEMETE Egyesület levélmintákat gyűjtött be 100 pontról 2005 júniusának, júliusának, augusztusának és szeptemberének utolsó napjain. Nagylevelű hárs (*Tilia platyhyllus*) és fekete nyár (*populus nigra*) egyedeit mintázták meg. A módszer ismertetésben leírják a szerzők, hogy 1500-2000 cm² levélfelületet szkenneltek be, hogy a felületet pontosan meghatározhassák, de nem részletezték, hogy a levelek felületén lévő por mennyiségét hogyan határozták meg.

Az ülepedő por területi megoszlásának vizsgálatokor született eredmények szerint: míg a cink és a réz magas koncentrációban jelent meg még a külső városrészeken is (500-1000 ppm), addig az ólom és a kadmium a belvárost körülölelve mutatott magas értékeket (250-500ppm). Az Pb és Cd területi eloszlása hasonló maradt a nyár folyamán, de a Zn és Cu tartalom látványosan átrendeződött. Nyár elején mind a kül- és belvárosban magas szennyeződés-értékeket mutattak, míg augusztusra visszahúzódtak a belvárosi területre. A szerzők szerint a négy fém mobilitásában lévő különbség oka valószínűleg az lehet, hogy eltérő méretű porszemekhez kapcsolódnak, így a mérések közötti időjárási helyzetek alapvetően befolyásolhatták térbeli átrendeződésüket. A mintavételi pontoknál a levélmintákról származó porban mért nehézfémek mennyisége mindig meghaladta az ugyanazon a ponton a talajban és a fatestben mért értékeket, ami a légkörből származó környezetszennyezés jelentőségét mutatja. Megállapították, hogy az ólommentes benzin elterjedése ellenére még mindig magas ólomkoncentrációkat lehet mérni az ülepedő porban, ennek oka, hogy ez a fém erősen kötődik a talaj-, illetve porrészecskékhez, emiatt nehezen jut ki a rendszerből.

3. A mintaterület bemutatása

Általánosságban Kárpátalja, Ukrajna többi részével összevetve, a környezeti problémák által kevésbé sújtott térségek közé tartozik (2. ábra). Ennek elsődleges oka a kisebb volumenű ipari termelés, valamint a környezetszennyező ágazatok kisebb aránya az iparban. A megye levegőkörnyezetének állapota kielégítőnek tekinthető. A légszennyezés első számú forrása a közlekedés. A levegő minősége javult a nyugat-európai környezetvédelmi szabályozás szigorának, és a kelet-európai rendszerváltást követő gazdasági visszaesésnek köszönhetően. A vizek állapota viszont romlott az elmúlt évtizedben. Ennek elsődleges oka a növekvő háztartási vízfelhasználás, amivel a szennyvízcsatorna-hálózat kiépítése és szennyvíztisztítás nem tartott lépést. A városok szennyvízeinek továbbra is csak kis részét kezelik és ezen a területen a rendszerváltás óta jelentős fejlesztések nem történtek. A szennyvíz túlnyomó része tisztítatlanul kerül a környezetbe. Az ipari üzemek közül a konzervgyárak és a vegyipari vállalatok juttatják a legtöbb szennyvizet a környezetbe. Komoly veszélyforrás a nagymuzsalyi aranybánya, amelynek meddőhányóiból és zagyártározóiból nehézfémek oldódnak az elszivárgó vizekbe. A mezőgazdaságban a növényvédő szerek és az állattenyésztő telepek okozzák a legtöbb problémát (Molnár, 2009/a).

Különböző felmérések szerint Kárpátalján mintegy ötezer hektár azoknak a mezőgazdasági hasznosítás alatt álló talajoknak a területe, amelyek toxikus nehézfémekkel vagy szerves anyagokkal szennyezettek. Az elmúlt évtizedekben készült vizsgálatok azt mutatják, hogy a terület bizonyos talajtípusaiban eredendően az ukrain határértéket meghaladó koncentrációban vannak jelen különböző fémek. A Kárpátok hegyvidéki talajaiban magas a Ti és Pb mennyisége, Kárpátalja síkvidéki talajaiban pedig a Zn és Cr esetében állapítottak meg kimondottan magas értékeket (Csoma, 2009, Fatyjejev - Pascsenko, 2003).



2. ábra. Kárpátalja járásai és járási központjai (Forrás: [3])

Beregszász a megye délnyugati részén a Beregszászi járás déli részén található (2. ábra). Területe 19 km², állandó lakosainak száma 2008-ban 24068 fő volt. A város 2001-től megyei alárendeltségű város (Molnár D., 2009).

Beregszász két természetföldrajzi tájegység a Beregszászi dombvidék és a Kárpátaljai síkság határán terül el. A Beregszászi dombvidék abszolút magassága 220-367 m között változik, legmagasabb pontja a 367 m magasságú Nagy-hegy. A várostól DNy-ra lapos, főleg folyami hordalék alkotta, feltöltött síkság terül el, amelyet csak helyenként tagolnak kisebb dombok (Molnár, 2009/b).

A Beregszászi dombvidék gazdag ásványi kincsekben. A nagymuzsalyi aranylelőhely a Beregszászi dombvidék déli lejtőin található, 2 km² területen. Az érc az aranytartalmán kívül több színesfémeket is hordoz magában (ólmot, indiumot, germániumot, ezüstöt, kobaltot, higanyt, szelént stb.). A dombvidék nyugati oldalán polimetalikus ércek (ólom, cink, réz, barit) lelőhelye ismert, de kitermelése szünetel. Nemfémes ásványi kincsek közül kaolin és perlit lelőhely található a város közelében (Izsák, 2009). Az egykori és jelenkori bányaművelés hatással lehet a szél által szállított por és a városi talajok nyomelem-tartalmára.

A szovjet-ukrán földtani szakirodalom a Kárpátaljai-süllyedék földtani felépítésében megkülönböztet egy paleozóos-mezozóos-paleogén korú aljzatot és egy neogén-pleisztocén fedőüledéket. Ez utóbbi legfelsőbb szintjeit az alsó-pleisztocén Csapi- és a középső-felső-pleisztocén Minaji-formációk alkotják, így a Beregszász környéki talajképződést elsősorban ezek az összetettek befolyásolták. Elsősorban tavi-alluviális és mocsári környezetben lerakódott riolit, dácit, andezit, homok, kvarc, kvarcit és a különböző fokú metamorfózist szenvedett palák adják az üledék nagy részét a pusztuló háttér összetételének megfelelően.

A Csapi-formáció felfelé fokozatosan finomodik. Durva kavicssal indul, majd szürke, tarka és fekete homokos agyaggal folytatódik, amelyben jelentős mennyiségű növényi maradvány, helyenként lignitlencse található.

A Minaji-formáció öt nagyobb hordalékkúp anyagából állt össze, amelyekben külön-külön durva kavicssal induló és felfelé egyre finomodó homokrétegek figyelhetők meg. A Minaji-formáció allúviumát és részben a teraszokat alluviális, eolikus, elluviális-delluviális eredetű üledék borítja. Ide tartoznak a jelenkori talajok is. Vastagsága 1-2 m-től 5-13 m-ig terjed.

A Beregszászi-dombság területén szarmata savanyú vulkáni produktumok uralkodnak és a jelenkori talajképződést ezek befolyásolják (Gönczy et al., 2005).

A várost keleti oldalról határoló, a síksági környezetből szigetszerűen kiemelkedő Beregszászi-hegység lejtőin, riolit, andezit és azok tufáinak elúviumán és delúviumán változó mélységű podzolos barna erdő talajok alakultak ki (Galian, 1969).

A síkvidéki terület nyugati oldalán szerkezet nélküli allúviumon erősen glejes szürkés-kék márványozottságú pangó vizes barna erdőtalajok alakultak ki. A talajfolyamatokban meghatározó a vastag és tömör, nagyobbrészt kolloid frakcióból álló felhalmozódási szint felett időszakosan kialakuló pangó víz, amelynek következtében ezek a talajok különböző mértékben elglejesedtek (Krupskij, 1969).

A város talajainak tulajdonságai különböző mértékben módosulnak az eredetihez képest a településfejlődés jellegének és intenzitásának függvényében.

Kárpátalja síkvidéki területe a nedves kontinentális éghajlattípushoz tartozik. Az uralkodó szélirány északnyugatias és délkeleties (Ungvári Hidrometeorológiai Központ, 2000-2009). Télen a Kárpátok védőhatása ellenére betörnek ide a sarkvidéki légtömegek, hideg, száraz időjárást eredményezve. Nyáron viszont előfordul, hogy a trópusi szárazföldi légtömegek érik el a térséget, forró, száraz időjárást alakítva ki. Az évi középhőmérséklet $10,1^{\circ}\text{C}$, az átlagos évi csapadékmennyiség 671 mm (Molnár 2009/c).

A Beregszász környéki folyók síksági jellegűek. A Tisza Beregszásztól kb. 9 km-re, a határ mentén folyik. Jelentősebb mellékfolyói közül a Borzsa a környéken ömlik a Tiszába. A várost a Vérke-csatorna szeli át, amely a Borzsát és a Latorcát köti össze (Kormány, 1996).

A XIX. század derekáig a Borzsából kiszakadó Vérke-patak a Szernyemocsarat tápláló vizekhez tartozott. 1854-ben elzárták a Vérke-Borzsa torkolatát, hogy lehetővé váljon a láp lecsapolása. A 30-as években a Vérke szabályozását kezdeményezte a Bereg megyei Vízsabályozó és Ármentesítő Társulat, ekkor készült el a várost kettészelő, fehér terméskővel kikövezett medre is [4].

A Vérke-patak 1892-ben nyerte el a mai formáját. A Borzsa folyón a vizet felduzzasztották és a gát elzárása révén a víz a Vérkébe került, onnan szabad folyásban folyik át Beregszászon. A csatorna révén biztosították a Beregszászi és Ungvári járásban több hektár föld vízelvezetését. Ugyanakkor a Vérke-csatorna alapvető funkciója mindmáig a felhígított és nem kellőképpen megtisztított szennyvíz elvezetése Beregszászból és a többi csatorna menti településről. A szennyvíz bevezetése miatt a hordalék felgyülemlt, a vízi növények elszaporodtak és a vízfolyás lelassult a csatornában. A Vérkébe november elejétől május közepéig nem engednek vizet a Borzsából [5]. Az idősebb lakosok elmondása alapján néhány évtizeddel ezelőtt a Vérkében fürödni lehetett, a partján strand működött (Csernyicskó et al., 2008). Rekreációs jelentőségét azonban a vízfolyás mára elvesztette.

A Vérke jelenlegi hossza 33 km, vízgyűjtő területe: 179 km^2 (Molnár, 2009/d). Vízmagasságát a Borzsán épített zsilippel szabályozzák.

Beregszászban a szennyvízcsatorna hálózat kiépítése csak részleges, emiatt a Vérke partján élők a szennyvizet beleengedik a patakba, a muzsalyi úti, a korjatovics utcai lakótelepek, valamint a járási kórház szennyvize is közvetlenül a Vérkébe áramlik. A Kárpátaljai Megyei Vízgazdálkodás adatai szerint 2010-ben 521 ezer m^3 szennyvíz került a Vérkébe [6, 7], (Kurtyák, 2012). A csatornát többnyire alacsony vízállás jellemzi, így viszonylag kis mennyiségű szennyezés is jelentős vízminőségromlást okozhat (Szabó-Kerényi, 2005).

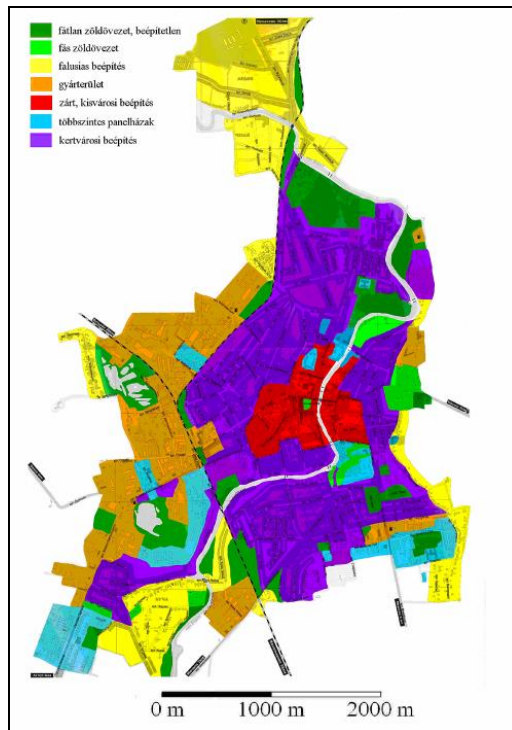
A megye területén a lehulló bőséges csapadék biztosítja a folyamatos utánpótlást a felszín alatti vizek számára, amelyek becsült hozama napi 1,079 millió m^3 . Kárpátalja síkvidékének túlnyomó részén a felső üledékréteg vízzáró agyag és

vályog, ami a felszínhez közeli (átlagosan 3–7 m mélyen elhelyezkedő) felső talajvízréteg viszonylagos tisztaságát biztosítja (Molnár, 2009/d).

Beregszásznak kb. 46%-a van ivóvízhálózattal ellátva (32,6 km) és kb. 40%-os a szennyvízhálózattal való lefedettsége (29,6 km). Ez azt is jelenti, hogy vannak olyan utcák, ahol van vezetékes ivóvízellátás, ugyanakkor nincs csatornahálózat, és van olyan is, ahol nincs vezetékes ivóvíz csak csatorna. A városban a szennyvíz és csapadékvíz elvezetése ugyanazon a hálózaton keresztül valósul meg. Az összegyűjtött szennyvizek kezelése jelenleg nem kielégítő, ez a Vérke-csatorna, mint befogadó terhelésében mutatkozik meg. Mivel a vízvezeték hálózat kiépítése sem teljes körű, emiatt a lakosság egy része az ásott talajvíz kutak vizét fogyasztja (Vadnay, 2012) [8, 9].

A lakosság által kiásott, vagy fűrt, magántulajdonban lévő kutak rendben tartása a tulajdonosok feladata, azok vizét csak abban az esetben ellenőrzik, ha fennáll a gyanúja esetleges szennyezésnek, mint például árvíz idején. Az építési tervek be nem tartása gyakran vezet a víz minőségének leromlásához, mert az előírás szerinti 20 métert gyakran nem tartják meg a kút és az emésztő között [10].

A város legnagyobb részén kertvárosi beépítés a jellemző, de megtalálható a falusias jellegű beépítési mód is (3. ábra). Többszintes panelházakat a település több pontján is találhatunk, melyek a szélviszonyokat jelentős mértékben befolyásolják. A zárt kisvárosi beépítési típus csak a város központjában fordul elő. Itt helyezkednek el a városi és járási közigazgatási szervek, hivatalok, felsőfokú oktatási intézmények, a piac, melyek elsősorban a városi lakosokat, a járás falvainak lakosait vonzzák a városba, mindez nagyobb népesség- és forgalomsűrűséget okoz a belvárosban. A levegőszennyezés szempontjából jelentős szerepe van a város nyugati részén végighúzódó ipari övezetnek. Sajnos a településen belül viszonylag kicsi a zöldfelületek aránya, ráadásul a kategórián belül elsősorban a fátlan, beépítetlen területek dominálnak, s csak néhány kisebb foltban találunk fás zöldfelületeket. A várost keletről a beregszászi dombok határolják, a többi irányban pedig jellemzően mezőgazdasági területek húzódnak.



3. ábra. Beregszász beépítettségi térképe (Forrás: Papp, 2008)

Beregszász legjelentősebb ipari ágazatai: ruhaipar (Beregszász Ruhagyár Rt.), az élelmiszeripari üzemekben borokat és gyümölcsleveket állítanak elő (Kotnar, Aisberg, Quadro vállalatok), a faipar fűrészárut és fafeldolgozó ipari termékeket gyárt (Numinator, Viktória Rt.), ezeken kívül gépgyártási, malomipari termékek előállítása folyik. A Beregszászi dombvidék déli és délnyugati lejtőin Kárpátalja legjelentősebb szőlészeti-borászati régiója, a „Beregi borvidék” terül el (Molnár, 2009/b).

Beregszászon halad keresztül több közlekedési útvonal. A legjelentősebb közöttük a Csap – Aknaszlatina vasútvonal, a Munkács – Beregszász – Huszt, a Beregszász – Ilosva és a Csap – Beregszász közutak. A várostól 8 kilométerre húzódik az Asztély – Beregsurány határátkelő (Molnár, 2009/b). A forgalom jelentős hatással van a város környezeti állapotára.

4. Alkalmazott módszerek

4.1. Talajvizsgálatok

2010 júliusában Beregszász területéről 60 felszíni talajmintát gyűjtöttünk be a talaj felső 20 cm-es rétegéből (4. ábra). Egy kijelölt mintavételi helyen (kb. 4 m²-es terület) 5-8 pontminta alapján képeztünk átlagmintát. A mintavételi pontok kijelölésénél egyrészt törekedtünk arra, hogy a város teljes területe le legyen fedve, illetve, hogy minden jellemző területhasználati típusba tartozó helyről, a területi arányuknak megfelelő számban legyenek mintáink. Hat típust jelöltünk ki: útmente (16), mezőgazdasági terület (6), udvar (7), kert (12), zöld terület (10), parlag (9) (4. ábra).

A talajtulajdonságok vertikális változásainak vizsgálata érdekében létesítettünk négy talajszelvényt is, melyeket 20 cm-ként mintáztunk meg. A talajvízszint eléréséig fűrtünk (1-2 melléklet). Összesen 78 mintát gyűjtöttünk be a 4 szelvényből (4. ábra).

A mintákat műanyag zacskóban tároltuk és a Debreceni Egyetem földrajzi laboratóriumába szállítottuk és ott végeztük el a vizsgálatokat.

Először a mintákat szárítószekrényben 90°C-on kiszárítottuk, majd elporítottuk. Ezután elvégeztük a különböző talajtulajdonságok meghatározását.

A megfelelő minta előkészítés után pH-t, CaCO₃-t, szervesanyag-tartalmat, szemcseösszetételt vizsgáltunk, illetve meghatároztuk a talaj makro- és mikroelemtartalmát.

A talaj **pH**-t vizes és kálim-kloridos oldatban is mértük (MSZ-08-0206/2-1978). A mérés folyamán 1 rész talajhoz 2,5 rész folyadékot adtunk, majd egy napi állás után elektromos pH mérővel határoztuk meg a szuszpenzió pH-ját.

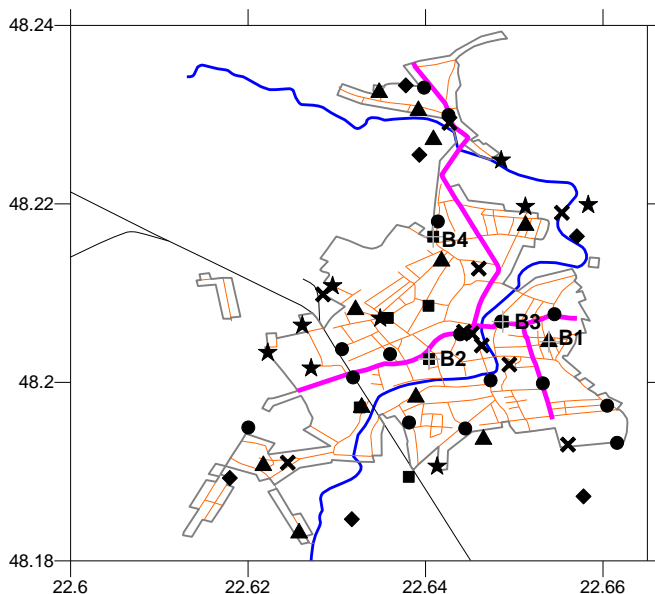
A talaj **mész tartalmának** meghatározását Scheibler-féle kalciméterrel végeztük (MSZ-08-0206/2-1978). A mérés során sósavat öntünk a bemért talajmintára, majd a keletkező szén-dioxid mennyiségéből számítottuk ki a talaj CaCO₃ tartalmát, figyelembe véve a laboratóriumban lévő légnomást és hőmérsékletet.

A talaj **szervesanyag-tartalmát** a Tyurin-féle módszerrel határoztuk meg (MSZ-08-0210-1977). A módszer azon alapul, hogy a kálium-bikromát kénsavas közegben oxigént szabadít fel. A felszabadult oxigén a talaj humuszanyagaiban kötött szenet oxidálja. Az oxidációban részt nem vett kálium-bikromát mennyiségét redoxindikátor jelenlétében, redukáló anyaggal, vas (II)-ammónium-szulfát-oldattal (Mohr-só) titrálva határozzuk meg.

A talaj **szemcseösszetételét** 0,2 mm-ig szitálással az ennél finomabb frakciókat pedig iszapolással határoztuk meg (MSZ-08-0205-1978). A szemcsefrakciók elhatárolására az Atterberg-féle osztályozást alkalmaztuk.

A **mikro- és makroelemek** meghatározásához a talajmintákat leroncsoltuk (MSZ-21470-50-1998). Analitikai mérlegben 2 g talajmintát mértünk be, ehhez 5 ml tömény salétromsavat és 2 ml 30%-os hidrogén-peroxidot adtunk. Gerhard

Kjeldatherm SMA 2000 roncsolón másfél órán át 130°C-on roncsoltuk. Hagytuk kihűlni, majd szűrőpapíron átszűrtük és 50 ml-re hígítottuk. Ellenőrzésül, néhány véletlenszerűen kiválasztott minta mérését megismételtük. Meghatároztuk a talaj Cu, Ni, Mn, Co, Zn és Fe tartalmát atomabszorpciós spektrométerrel és az Al, Ba, Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Zn tartalmát Perkin Elmer Optima 5300 DV típusú ICP-OES készülékkel.



4. ábra. Beregszászi talajmintavételi pontok a területhasználati kategóriák szerint

- – útmente (16), ▲ – kert (12), ■ – udvar (7), ◆ – mezőgazdasági terület (6)
- ✕ – zöld terület (10), ★ – parlag (9), + – talajszelvény

Helyi önkormányzat rendelkezésünkre bocsátotta az Elgocar-2000 Kft. mérnökgeofizikai mérőcsoport és a beregszászi Geoplan Kft. szakembereivel együtt a Magyar Külügyminisztérium finanszírozásával is támogatott szennyezőforrás-felmérő program eredményeit, melyek közül a munkában felhasználtuk a beregszászi városi hulladéklerakó telep környezetvédelmi felmérését, a Szelhozhimija vegyianyag-lerakat és a Zaporizsjja utca közötti terület szennyezettségi felméréséről készített szakvéleményt.

4.2. A felszíni és a felszín alatti vizek vizsgálata

Vizsgálatainkat 2009 áprilisában kezdtük meg, és 2010 márciusáig havi rendszerességgel végeztük. A felszíni vizek vizsgálata céljából négy mintavételi pontot jelöltünk ki a Vérke-csatornán, melyeket úgy választottunk ki, hogy képet kaphassunk a vízfolyást ért terhelésekről, a város különböző szakaszain (5. ábra) (3-4 melléklet). A felszín alatti vízvizsgálatainkhoz 16 talajvíz kutat mintáztunk meg, melyek kijelölésénél igyekeztünk lefedni a város teljes területét (5. ábra).

A mintavétel során megmértük a víz hőmérsékletét és a talajvíz mélységét, majd a mintákat légmentesen lezárt műanyag flakonokban a Debreceni Egyetem földrajzi laboratóriumába szállítottuk (5. melléklet). A nirit-, nitrát-, ortofoszfát-, ammónium- és szervesanyag-tartalom, valamint a vezetőképesség és a pH meghatározását a mintavételt követő napon végeztük el.

A vízkémiai sajátosságok meghatározása az Egységes vízvizsgálati módszerek 1. kötetben leírtak szerint történt (Literáthy, 1973).

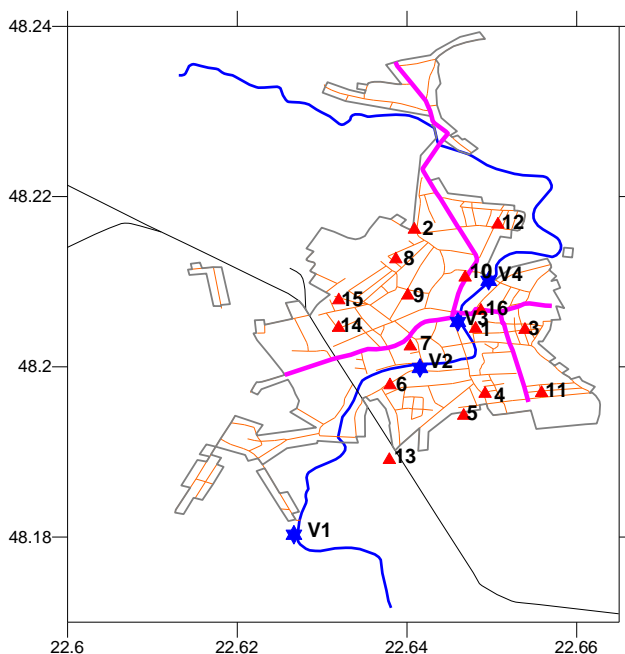
A vizek **nitrittartalmának** meghatározása céljából a kimért vízmintákhoz szulfanilsavat adtunk, 10 perc állás után pedig naftil-amin oldatot pipettáztunk hozzá. Majd fotometráltuk a rózsaszín elszíneződést mutató mintákat.

A **nitráttartalom** meghatározása is fotométerrel történt, ugyanis a nitrát kénsavas közegben nátrium-szaliciláttal sárga színt képez.

Az **ammóniumion** meghatározását Nessler-reagenssel fotometriásan végeztük.

Az **ortofoszfátok** molibdenáttal való reakció után kénsavas közegben antimon III-ionok jelenlétében és aszkorbinsavas redukálás során kék elszíneződést mutatnak. A mintákat 720 nm-en fotometráltuk.

A **kémiai oxigénigény (KOI_{ps})** a vízben lévő szerves anyagok kémiai oxidációjához szükséges oldott oxigén mennyiségét adja meg (Ligetváry, 2000). A mérés során ismert mennyiségű kálium-permanganátot adtunk a kénsavval savanyított mintához, 10 percen át forrásban tartottuk, majd nátrium-oxolát oldatot adtunk hozzá, és titráltuk, míg halvány rózsaszínű nem lett.



5. ábra. Beregszászi felszíni- és talajvíz mintavételi pontok (▲ – talajvíz kút; ★ - mintavételi pont a Vérke-csatornán)

A talajvíz mintavételi pontokon kérdőíves felmérést végeztünk, hogy a kutakat ért hatásokat, valamint a kutak használatának gyakoriságát, módját, célját megismerjük. A kérdőívben 41 kérdést tettünk fel a tulajdonosoknak. A kérdések a kutak használatával, a vízkivétel gyakoriságával, módjával, a vízhasználat céljával kapcsolatosak, illetve a kutak környezetéről ad információt (6. melléklet).

A meteorológiai adatokat a Beregszászi Meteorológiai Állomás és az Ungvári Hidrometeorológiai Központ biztosította.

4.3. Levegőszennyezettség vizsgálata a falevelekre ülepedő por alapján

A minták begyűjtésére a vegetációs időszak végén, 2008. szeptember 30-án és 2009. szeptember 26-án került sor. A vizsgálat Margitai és munkatársai (2005) által alkalmazott ülepedő portartalom meghatározás alapján történt.

A vizsgálat szempontjából kedvező, hogy a hárs európaszerte elterjedt fafaj, a vizsgálati területünkön is nagy számban találtunk megmintázható egyedeket. A hársfa levelei alkalmasak a pormegkötésre érdes és szőrös levélfelületük miatt. Három hársfajt vizsgáltunk: ezüsthársat (*Tilia tomentosa*), nagylevelű hársat (*Tilia plathyphyllos*), kislevelű hársat (*Tilia cordata*). A vizsgált fák közül 17 kislevelű, 9 ezüst és 4 nagylevelű hárs volt. A mintákat a város különböző pontjairól gyűjtöttük be (6. ábra). Arra törekedtünk, hogy legyenek mintáink forgalmas utak mellől, lakóparki övezetekből, zöldterületekről és parkokból egyaránt. Összesen 30 pontról gyűjtöttük be a mintáinkat 2008-ban. Minden fáról 35-40 levelet szedtünk, 150-200 cm-es magasságból (7. melléklet). A leveleket begyűjtés után +4°C-on tároltuk.

A begyűjtött levelek felületének meghatározását lapszkenner segítségével végeztük. A feldolgozásra került levélfelületek mintavételi pontonként 1400-2800 cm² között változtak. Szkennelés előtt a levelekről eltávolítottuk a levélgyeget. A szkennelés 300 dpi felbontással történt. Fekete-fehér bitmap képeket állítottunk elő. A felületet a fekete képpontok alapján számoltuk ki. A kalibráláshoz ismert felületű négyzetet használtunk (Margitai et al. 2005; Braun et al., 2007).

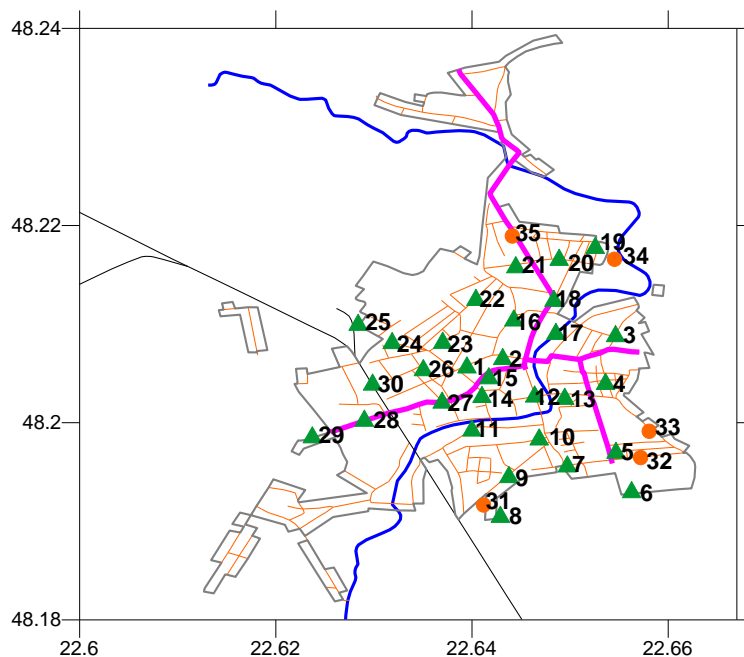
Az egyes mintavételi pontokból begyűjtött leveleket 500 ml térfogatú műanyag edényekbe helyeztük, majd 200 ml desztillált vizet öntöttünk rájuk. Ezt követően 10 percen keresztül rázógéppel rázattuk. A rázatás során a levelek felületéről a por jelentős része lemosódott. A vizet 150 µm-es szitán átszűrtük és újabb 50 ml vízzel átöblítettük a leveleket.

Az így kapott kb. 250 ml térfogatú, a levelek felületéről leválasztott port tartalmazó szuszpenziót főzőpohárba öntöttük át, majd szárítószekrényben 15-20 ml térfogatra pároltuk. A bepárolt mintát ezután előre lemért tömegű, 50 ml térfogatú főzőpoharakban szárítottuk, míg a maradék víz is elpárologott. Az edényeket újra lemértük és kiszámítottuk a por mennyiségét, majd a levélfelületek figyelembevételével kiszámítottuk az 1 m²-nyi levélfelületre jutó pormennyiséget.

A porminták analitikai vizsgálatát is elvégeztük. Az előkészítés során a mintákra 10 ml salétromsavat öntöttünk, majd főzőlapra helyeztük és beszártítottuk. Ezután 2 ml hidrogén-peroxidot fecskendeztünk rá, majd újra főzőlapon szárítottuk. Az így leroncsolt mintákra 10 ml 1%-os salétromsavat öntöttünk, majd ultrahangos

fürdő segítségével feloldottuk a beszáradt mintákat. Az elemösszetétel meghatározása plazma optikai emissziós spektrométerrel (ICP-OES) történt. Az alábbi elemeket vizsgáltuk: Al, As, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Pb, S, Sr, Zn.

2009 szeptemberében megismételtük a mintagyűjtést. Az előző évben megmintázott pontok mellett további 5 mintavételi ponton gyűjtöttünk be leveleket (6. ábra). Azonban csak a levelekre rakódott por mennyiségi értékelését tudtuk elvégezni.



6. ábra. Beregszászi levélmintavételi pontok
(▲ – 2008 és 2009-es mintavételi pontok

● - a vizsgálatba 2009-ben bevont újabb mintavételi pontok)

4.4. Alkalmazott statisztikai, adatfeldolgozási és térképezési módszerek

A talajban található fémek eredetének meghatározása céljából az alábbi egyenlet alapján meghatároztuk a feldúsulási faktorokat (FF), melyek segítségével számszerűsíthettük a feltalajban bekövetkezett akkumuláció mértékét

$$FF = \frac{a}{b},$$

ahol FF a feldúsulási faktor; a a talaj felső 40 cm-es rétegének átlagos elemtartalma, mg/kg-ban; b a 40 cm alatti rétegek átlagos elemtartalma, mg/kg-ban.

A talajminták elemzése során többváltozós statisztikai módszereket alkalmaztunk.

Korreláció vizsgálatokat végeztünk a változók közötti összefüggések meghatározása céljából. Kolmogorov-Szmirnov-próba segítségével meghatároztuk az egyes változók eloszlását, s miután a minták nem normál eloszlásúak voltak a Spearman-féle korrelációs együtthatót határoztuk meg.

A klaszter elemzésbe és főkomponens elemzésbe a Ba, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn fémeket vontuk be. A laboratóriumi vizsgálat eredményeit átalakítottuk a $\log(k+1)$ képlet szerint a különböző dimenziójú értékek standardizálása valamint normalitásuk fokozása céljából. Klaszter elemzést (Ward módszer) alkalmaztunk, hogy elkülönítsük azokat a talajminta csoportokat, melyek hasonló jellemzőkkel bírnak, klasztereket alkotva minimális varianciával (eltéréssel) a csoporton belül és maximális varianciával a csoportok között.

A talaj nehézfémtartalmának korrelációs összefüggéseit Varimax rotációjú főkomponens analízis (PCA) alkalmazásával állapítottuk meg. A főkomponensek (PC) számát Kaiser kritérium szerint determináltuk. A Cu-t alacsony kommunalitása miatt kizártuk a változók sorából (Jolliffe, 2002, Kabacoff, 2012).

Az elkülönülő klasztereket és a komponensek regressziós értékeit térképeken ábrázoltuk Quantum GIS 1.8 (QGIS Development Team, 2012) alkalmazásával, OpenStreetMap (Bennett, 2010) térképet használva háttérként.

Kruskal-Wallis próbát alkalmaztunk a területhasználati kategóriák közötti eltérés szignifikanciaszintjének megállapítására. A próbával két vagy több változó mediánját hasonlítjuk össze, hogy megállapítsuk, hogy különböző populációkból származnak-e.

A Campbell-féle szivárgási tényező számítása az agyag és iszap frakció arányának megadásával történik, az alábbi képlet szerint: $(0,004 \times 2,718^{-6,9 \times (A/100) - 3,7 \times (B/100)}) / 100$, ahol A – agyag % a földes részben, B – iszap % a földes részben (Campbell, 1985). A 20 cm-es rétegenként kiszámított értékeket összeadtuk és ennek alapján megkaptuk az adott módszerrel meghatározható szivárgási időt a felszíntől a legmélyebb szintig.

A komplex várostérkép elkészítéséhez a talaj, víz és üledék portartalom vizsgálata során kapott értékeket standardizáltuk. A számítás a következőképpen történt:

$$RE = \frac{E - E_{\min}}{E_{\max} - E_{\min}}$$

Mivel egy-egy környezeti elem vizsgálata során több paramétert is figyelembe vettünk, ezért a standardizált értékek átlagát határoztuk meg a talaj, a víz és az üledék portartalom alapján számított szennyezettség megállapítására.

A talaj-, víz- és üledék portartalomvizsgálat során kapott adatokat Microsoft Office Excel 2007 munkafüzetben rögzítettük és ugyanitt készültek el a diagramok is. A statisztikai vizsgálatokat az Excel 2007 és SPSS for Windows Release 8.0.0. programokkal végeztük. A térképek szerkesztése pedig a Surfer 8.00 Surface

Mapping System térképszerkesztővel történt. C2 1.7.2 verziójú programot alkalmaztuk a vertikális talajvizsgálatok ábrázolására.

4.5. Az alkalmazott határértékek kérdése

Mintaterületünk Ukrajnában található, de a vizsgálatokat Magyarországon a Debreceni Egyetem Földtudományi Intézetének laboratóriumában végeztük. Ennek okán merült fel a kérdés, hogy melyik határérték alkalmazása volna megfelelő adott esetben.

Ukrajnában jelenleg még nincsenek a magyarországihoz hasonlóan kidolgozott, részletes határértékek az egyes környezeti elemekre, ezért a munkánkban a Magyarországon érvényben lévő határértékekhez viszonyítottuk az eredményeinket, ezt indokolta, hogy a Kárpátaljai alföld és a Magyar Alföld ugyanazon természetföldrajzi tájegység része és hasonló jellemzőkkel bírnak. Ennek ellenére ahol lehetett, ott igyekeztünk az Ukrajnában érvényben lévő határértékeket is bemutatni. A talajok esetében csak néhány elemre vonatkozóan állnak rendelkezésünkre ukrain határértékek, a felszíni és a felszín alatti vizekre vonatkozóan pedig nem találtunk hivatalos határértékeket. Miután Beregszász lakosságának jelentős része a talajvíz kutak vizét ivóvízként fogyasztja az ivóvízre vonatkozó ukrain határértékeket is feltüntettük (3. táblázat).

A talajok nehézfém tartalmát a 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendeletben meghatározott, a földtani közegre vonatkozó „B” szennyezettségi határértékhez viszonyítottuk. Feltüntettük az Ukrajnában jelenleg érvényben lévő és rendelkezésünkre álló határértékeket is (ДСанПиН 2.2.7.029-99), viszont abban az általunk vizsgált elemek közül csak a Mn-ra és Pb-ra vonatkozó határértékek szerepelnek.

A felszíni vizek esetében a 10/2010 (VIII. 18) VM rendeletben meghatározott felszíni víz szennyezettségi határértékeit alkalmaztuk a vizsgált paraméterek viszonyítási alapjául. A KOI_{ps} esetében viszont MSZ 12749 szabványban megadott osztályozás értékeit alkalmaztuk, mivel a fent említett rendeletben nincs az általunk alkalmazott vizsgálati módszerhez rendelt határérték.

A 3. táblázatban feltüntettük a magyarországi felszín alatti vizekre és ivóvizekre vonatkozó határértékeket és az ukrainai ivóvizekre vonatkozó határértékeket.

3. táblázat. A felszín alatti és ivóvizekre vonatkozó magyarországi és ukrainai határértékek

Vízminőségi jellemző	1)	2)			3)	
		B	C	D	Vízvezeték	Kutak és források
pH	6,5-9		≥6,5 és ≤9,5		6,5-8,5	6,5-8,5
Elektromos vez.kép. (μS/cm)	2500		2500			
Ammónium (mg/l)	0,5		0,5	0,2	≤0,5	≤ 2,6
Nitrit (mg/l)		0,5		0,1	≤ 0,5	≤ 3,3
Nitrát (mg/l)	50	50			50	50
Ortofoszfát (mg/l)	0,5				3,5	
KOIps (mg/l)			5	3,5		≤ 5,0

1) 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet,

2) 201/2001. (X. 25.) Korm. Rendelet,

B- kémiai vízminőségi jellemzők

C- indikátor vízminőségi jellemzők

D- szennyezésjelző vízminőségi jellemzők és határértékek karszt-, talaj- és partiszűrészű vízbázisok esetében

3) ДСанПиН 2.2.4-171-10

5. Eredmények és értékelésük

5.1. A talajok jellemzése a felszíni talajminták alapján.

Elemzésünk során szükséges figyelembe vennünk, hogy városi talajokról van szó. A városi (urbán) talajok olyan nem mezőgazdasági jellegű, urbán vagy szuburbán térségben elhelyezkedő, emberi tevékenység hatására módosult talajok, amelyek több mint 50 cm vastag olyan felszíni réteggel rendelkeznek, amelyet felszíni keveredés, feltöltés vagy szennyeződés eredményezett (Bockheim, 1974). Farsang és Puskás (2007/a) munkájukban kitérnek arra, hogy kis területen a városokban is megmaradnak az adott területre jellemző természetes genetikájú, bolygatatlan talajtípusok. Ilyennel találkozhatunk az elő- és házi kertekben, parkokban, temetőben, sportpályákon. Viszont ezek a talajok is ki vannak téve a helyi mikroklíma, az emberi hatásra átalakult növényzet, megváltozott vízháztartás hatásainak.

5.1.1. A város talajainak mechanikai összetétele

Természetes folyamatokban a talajok mechanikai összetétele nagyon hosszú időn keresztül gyakorlatilag állandó marad. A szemcseösszetételben bekövetkezett változások ezért jól mutatják az antropogén eredetű átalakító tevékenység, az eredeti talajt megváltoztató beavatkozások irányát és nagyságát.

Beregszász talajaiban a szemcsék méret szerinti megoszlása a nagyobb méretű mechanikai elemek, a durva homok és a homok túlsúlyát mutatják (4. táblázat). A leiszapolható rész aránya csak kevés talaj esetében haladja meg az 50%-ot. Agyagos vályog fizikai talajféleséget, ami a várost körülvevő területek talajaira alapvetően jellemző, csak egy mélyebben fekvő szántóföld és egy, a város külterületén található parlag talajaira vonatkozóan mutattuk ki. Művelés alatt álló és parlag területeken található azok a vályog fizikai talajféleségű talajok is, amelyekben a por- és az agyagfrakció együttes aránya a mechanikai elemek több mint felét teszi ki. Az említett talajokban, a többi területhasználati kategóriához viszonyítva magasabb az agyagfrakció aránya.

A beépített területek talajaiban viszont a durvább szemcsék (durva homok, finom homok) aránya átlagosan meghaladja a 65%-ot, ami Boitsov et al. (1993) véleménye szerint egyértelműen kultúrrétegre utal. A leiszapolható rész aránya területhasználati kategóriák szerint a következőképpen csökken: kert – zöld terület – útmenti terület – udvar. A kert és zöld terület talajainak fizikai talajfélesége – kategóriánként egy-egy kivételtől eltekintve – vályog és homokos vályog. Az eredeti talaj agyag, agyagos vályog fizikai féleségének megváltoztatása a nagyobb szemcsék részarányának növelésével, feltételezhetően a kedvezőbb termesztési adottságok kialakítására irányuló, tudatos tevékenység eredménye.

Az útmenti terület – mely a szilárd útburkolattól számított 50-150 cm-es sávot jelenti – és az udvar talajaiban a legnagyobb a durvább mechanikai elemek részaránya. A durva- és a finom homok szemcsék együttes mennyiségének átlaga az

útpadkára vonatkozóan 71,7% (minimum 50,2%, maximum 86,2%), az udvar esetében 74,6% (minimum 64,2%, maximum 84,4%). Az udvarok, s részben az útmenti területek talajai magas homok tartalmának, a helyi körülményeket és sajátosságokat is figyelembe véve, több oka lehet:

1. Növelik a talaj homok tartalmát a ház, a melléképületek építése során használt, valamint a bontás során keletkezett és valamilyen mennyiségben elkerülhetetlenül visszamaradó anyagok és törmelékek. Ezt a megállapítást támasztja alá, hogy az udvar, a kert és az útpadka talajaiban mutattuk ki a legtöbb kalciumot, a mészkő alkotóelemét.

2. A csapadékvíz hatékonyabb elvezetése céljából az udvart szándékosan feltöltik durvább szemcseméretű anyagokkal: homokkal, sóderrel, stb.

3. A városban az utak és járdák csúszásmentesítésére homokot használnak. A szétterített homok az utacról a járművek által felverődve, a járdákról lemosódva megváltoztatja az útmenti terület talajainak szemcseösszetételét.

4. Huzamosabb ideig tartó esőzések, nagyobb záporok idején, a növények által nem fedett talajokból a kisméretű agyagszemcséket a víz kimossa és elszállítja.

4. táblázat. A beregszászi talajok szemcseméret szerinti megoszlása területhasználati kategóriánként (átlag±szórás).

Területhasználati kategóriák	Durva homok (0,2-2 mm)	Finom homok (0,02-0,2 mm)	Iszap (0,002- 0,02 mm)	Agyag (0,001- 0,002 mm)
	%			
Mezőgazdasági terület	1,77±1,25	49,26±6,50	37,48±4,10	11,48±3,25
Kert	17,27±14,74	48,11±9,43	27,29±5,67	7,33±3,63
Udvar	28,07±14,92	46,55±10,66	21,11±5,12	4,27±1,60
Parlag	24,76±19,02	36,01±7,32	28,41±9,24	10,82±6,87
Zöld terület	14,46±12,78	51,97±9,27	27,09±5,65	6,48±2,88
Útmenti terület	24,37±10,68	47,31±9,47	23,39±6,34	4,93±4,17

5.1.2. A talajok kémhatása

A vizsgált minták közül mindössze egy esetben figyelhettünk meg, a terület természetes talajaira jellemző alacsony pH értéket és számottevő potenciális savanyúságot. Ez a mintavételi pont a város nyugati területén fekvő erdőben található, melyet a zöld terület kategóriába soroltunk (5. táblázat). A városon belül elhelyezkedő erdő talajának kémhatása savanyú. A vizes és a kálium-kloridos szuszpenziók pH értéke között egységnyi különbség van, ami jelentős potenciális savanyúságra utal. Ez jellemző nem csak a várost övező, de általában Kárpátalja síkvidéki talajaira.

Az erdőhöz hasonlóan alakul a mezőgazdaságilag hasznosított területek talajainak sav-bázis egyensúlya is. A művelés alatt álló talajok átlagos pH-értéke 5,62, de az egyes területek között jelentős eltérések vannak, a minimális és a maximális értékek közötti különbség több mint 2,5 pH egység. A minimum érték a

talaj eredeti kémhatását tükrözi. A magasabb pH értékek viszont arra utalnak, hogy a talajt meszezéssel javították, ami ezen a vidéken (is) a talajtermékenység javításának elengedhetetlen eleme.

A kert, a zöldterületek és a parlagok talajai magasabb pH értékeket mutatnak, mint a mezőgazdasági művelés alatt álló területek. Kémhatásuk átlagosan semleges, a minták tényleges értékei a gyengén savanyútól a gyengén lúgos kategóriáig változnak. A talajok mintegy fele számottevő potenciális savanyúságot is hordoz, a vizes és a kálium-kloridos pH értékek közötti különbség átlagosan 0,55 egység, néhány esetben pedig több mint egységnyi.

Az udvar és az útmenti terület talajainak kémhatása még jobban eltolódik a lúgos tartomány felé. Az ezeken a helyeken begyűjtött talajok átlagosan enyhén lúgosak, az egyes minták kémhatása a gyengén savanyú és a gyengén lúgos értékek között van. Kevésbé számottevő a potenciális savanyúság mértéke, a $pH_{(H_2O)}$ és a $pH_{(KCl)}$ közötti különbségek átlaga kevesebb, mint 0,5 egység és csak három talajmintában haladja meg a 0,8 egységet. Több talajmintában a kalcium-karbonát egyensúlynak megfelelő $pH \approx 8$ értékek pedig már szabad mész meglétére utalnak. Az enyhén lúgos kémhatást, akárcsak a durvább mechanikai elemek nagyobb arányát a beépített területek talajaiban, az építési anyagok és törmelékek visszamaradása okozza.

A város talajainak kémhatás változására vonatkozóan megfigyelhető, hogy a mezőgazdasági művelés alatt álló talajok alacsony pH értékeitől emelkedik a zöld területek, a parlag, a kert, semleges kémhatásán keresztül az udvar, és az útpadka enyhén lúgos kémhatása felé. Beregszász talajaira is jellemző tehát az összefüggés, amit sok szerző, többek között Chinnov (1975), Forró et al. (2004), Puskás et al. (2008), Sándor és Szabó (2013) különböző városok talajainak vizsgálata alapján megállapítanak, hogy az antropogén beavatkozás, ráhatás mértékének függvényében, annak növekedésével a talajok pH értéke emelkedik, kémhatása eltolódik a semleges és a lúgos tartományok felé.

5. táblázat. A területhasználati kategóriákba sorolt talajok átlagos pH értéke, szervesanyag- és $CaCO_3$ -tartalma (átlag±szórás).

Területhasználati kategóriák	pH (H ₂ O)	pH (KCl)	Szerves anyag	CaCO ₃
			(%)	
Mezőgazdasági terület	6,63±0,66	5,62±0,96	2,56±1,13	3,67±1,11
Kert	7,17±0,33	6,63±0,54	5,09±3,30	4,83±1,21
Udvar	7,32±0,60	6,92±0,74	5,15±2,02	6,93±2,11
Parlag	7,14±0,42	6,62±0,60	5,47±2,39	5,6±2,39
Zöld terület	6,82±0,67	6,25±0,82	5,01±2,62	4,48±0,93
Útmenti terület	7,45±0,47	7,01±0,61	5,26±3,88	5,61±1,17

5.1.3. A talajok szervesanyag-tartalma.

A vizsgált talajok szervesanyag-tartalma nagyon tág határok között változik (5. táblázat). A legmagasabb értéket, közel 11%-t az erdő talajában mértük, amely mennyiség az évente a felszínre jutó avar átalakulása eredményeképpen alakul ki.

A mezőgazdasági használat alatt álló területek többnyire a várost körülvevő zonális talajok szervesanyag-tartalmát tükrözik (5. táblázat). A magasabb értékek a művelt területeken jellemző szerves trágya bevitellel magyarázhatók.

Az egyéb területhasználatok esetében, a kategóriákon belül megfigyelhető nagy szórás mellett, a szervesanyag-tartalom átlaga közel azonos, viszont mintegy kétszerese a várost körülvevő zonális talajokban előforduló átlagértéknek. A natív talajokhoz viszonyított magasabb szervesanyag-tartalom oka eltérő a különböző területhasználati kategóriákra vonatkozóan.

Rendkívül nagy szórást mutat a kertek talajainak szervesanyag-tartalma. A város területén található olyan zöldséges kert, melynek talajában a szervesanyag-tartalom nem éri el az 1%-ot, ezzel szemben van olyan is, ahol ennek a paraméternek az értéke közel 12%. A magasabb szervesanyag-tartalom a ház melletti zöldséges kertekben és gyümölcsösökben az évente képződő növényi maradványoknak, fogyasztásra nem kerülő részeknek, avarnak nyers szerves anyagként vagy komposztként talajba történő bedolgozása eredményeképpen alakul ki hosszabb időn keresztül.

A zöldterületek (parkok, folyóparti ligetek) talajainak esetében egyrészt beszélhetünk tudatos talajjavításról, másrészt a parlagon hagyott területekhez hasonlóan, a zöld területeken is számolnunk kell a megtermelődő, majd elhaló növényzet helyben való átalakulásával, ami magyarázza a magasabb szervesanyag-tartalmat.

Az udvar és az útpadka talajaiban is magasabb a szervesanyag-tartalom, mint a környező zonális talajokban. Talajjavításról az adott területekre vonatkozóan már nem beszélhetünk. A magas szervesanyag-tartalom egyik oka ezekben a talajokban, amint azt többek között Ladonina et al. (1999) megállapítják, a felszínre hulló korom. Az udvarok és az útpadkák taljai ki vannak téve a gépkocsi forgalom közvetlen hatásainak, így az olaj és egyéb szerves eredetű szennyeződéseknek is, amelyek nem humuszanyagok, de a használt vizsgálati módszer szerves szénként mutatja ki azokat.

5.1.4. A felszíni talajminták fémtartalmának jellemzése

A 6. táblázatban bemutatjuk a vizsgált elemek főbb statisztikai jellemzőit, illetve a rendelkezésünkre álló határértékeket. A megadott magyarországi határértékeket az általunk mért maximumok gyakran két-háromszorosan is meghaladják. A Zn esetében a mintavételi pontok egyharmadában haladta meg a 200 mg/kg-os határértéket a mért érték. Néhány kivételtől eltekintve a legmagasabb értékek a város központi és északnyugati zónájában fordultak elő. A Ba és Cu esetében pedig a minták 10%-a volt határérték fölött. A legmagasabb Ba értékek a városközpontban fordultak elő, a Cu pedig elsősorban az északnyugati, északi területen volt határérték fölötti mennyiségben. A Cd, Ni és Pb csak 1-2 mintavételi

ponton haladta meg a határértéket. Az Pb-ra vonatkozó ukrainai határérték viszont jóval szigorúbb, mint a magyarországi, ehhez viszonyítva több mint hatszoros határérték túllépésről beszélhetünk a legmagasabb mért érték esetében. A Cd értéke csak egy mintavételi ponton volt kiugróan magas (2,96 mg/kg), ennek oka, hogy az adott mintavételi pont közel fekszik a Vérkéhez, és feltehetően az áradások idején a partot előntő szennyvíziszap okozhatja a magasabb Cd és Zn koncentrációt a talajban.

6. táblázat. A felszíni talajminták nehézfém tartalmának alapstatisztikai mutatói (mg/kg)

	Al	Ba	Cd	Cr	Cu	Fe	Mg	Mn	Ni	Pb	Zn	Co
Átlag	10048	156	0,30	21,0	45,1	17114	2661	559	26,7	36,1	171,5	13,3
Medián	9969	135	0,25	20,7	35,3	16928	2614	557	27,3	28,2	129,2	12,8
Min	5469	68	0,04	8,2	15,3	10141	1086	173	10,0	7,9	40,9	2,9
Max	16644	410	2,96	46,4	158,3	24441	4864	1145	51,8	206,2	434,6	24,4
Szórás	2120	67	0,38	6,0	29,1	3298	740	187	7,5	30,8	99,6	4,5
Relatív szórás %	21	43	126	28	64	19	28	33	28	85	58	34
Határérték^a (HU)		250	1	75	75				40	100	200	30
Határérték^b (UA)							1500			32		

^a 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet a földtani közeg és a felszín alatti víz szennyezéssel szembeni védelméhez szükséges határértékekről és a szennyezések méréséről,

^b ДСанПітН 2.2.7.029-99

5.1.4.1. Területhasználati kategóriák szerinti jellemzés

Az Al, Cr, Fe és Mg legmagasabb átlagértéke a mezőgazdasági és parlag területeken fordult elő, a Fe és a Mg esetében a kertben is magasabb értékeket mértünk. A legalacsonyabb átlagértékek pedig az udvar és az útmenti terület kategóriában voltak. Mindegyik elem térbeli eloszlása hasonlóságot mutat a finom frakció eloszlásával, amellyel szignifikáns pozitív korrelációs kapcsolata van. Megállapíthatjuk, hogy a természetes, emberi hatásoknak kevésbé kitett talajokban magasabb az Al, Cr, Fe és Mg mennyisége.

Co átlagértéke szintén a mezőgazdasági területen volt a legmagasabb, a parlag és útmenti kategória átlaga pedig a legalacsonyabb. A város északi és déli területén a legmagasabbak az értékek. A szakirodalom szerint Kárpátalja talajaiban a kobalt átlagértéke 18 mg/kg, és az értékek 5-32 mg/kg között változnak. A méréseink eredményei (7. táblázat) alátámasztják az irodalomban megadottakat és ez egyben jelzi, hogy antropogén szennyezés hatására nem, vagy csak jelentéktelen mennyiségben halmozódott fel kobalt a talajokban (Fatyajev - Pascsenko, 2003).

A Ba, Cd, Pb és Zn átlagértéke a mezőgazdasági területeken a legalacsonyabb (7. táblázat). Ennek oka feltehetően, hogy mind a négy elem antropogén forrásból származik és a városperemi területeken, ahol a mintavételi pontok elhelyezkednek, kisebb az emberi hatás mértéke. Különböző területhasználati kategóriákban

fordulnak elő a legmagasabb átlagértékek, a Zn az udvar kategóriában, míg a Ba az útmenti területeken a legmagasabb. Az Pb, a Zn-hez hasonlóan az udvarban volt a legmagasabb, de mivel nagyon magas ebben a kategóriában a relatív szórás értéke, ezért a kiugró értékek kizárásával megvizsgáltuk, hogyan alakulnak az értékek és az útmenti terület átlaga lett a legkiemelkedőbb, ahol a relatív szórás értéke is jóval alacsonyabb volt. A Cd esetében hasonlóan jártunk el és a legmagasabb érték így a kert és udvar kategóriában fordult elő. Mind a 4 fém esetében megállapítottuk, hogy az emberi hatásnak erősebben kitett területek a szennyezettebbek. Az udvarban a minták több mint 70%-a, a kert kategóriában pedig több mint fele határérték fölötti mennyiségben tartalmazott Zn-et, ami egyben a lakosság veszélyeztetettségét is mutatja, mivel a konyhakerti növények termesztési helyén található talajok szennyezettek.

A Cu és Mn területhasználati kategóriákban megjelenő értékei alapján nem tudunk egyértelmű következtetést levonni a lehetséges forrásáról.

A talajok nehézfém-tartalma nem mutatott szignifikáns különbséget az egyes területhasználati kategóriák között. Az egyetlen kivétel a Zn, ahol szignifikáns különbség figyelhető meg a mezőgazdasági területek és a többi kategória között (K-W=4.29; $p=0.038$). Valójában minden vizsgált elem esetében megfigyelhető a különbség, de a Kruskal-Wallis próba alapján nem tekinthető szignifikánsnak. Így további statisztikai elemzések segítségével próbáltuk kideríteni a nehézfémek eloszlásának hatótényezőit.

7. táblázat. A különböző területhasználati kategóriák talajainak átlagos nehézfém tartalma és relatív szórása.

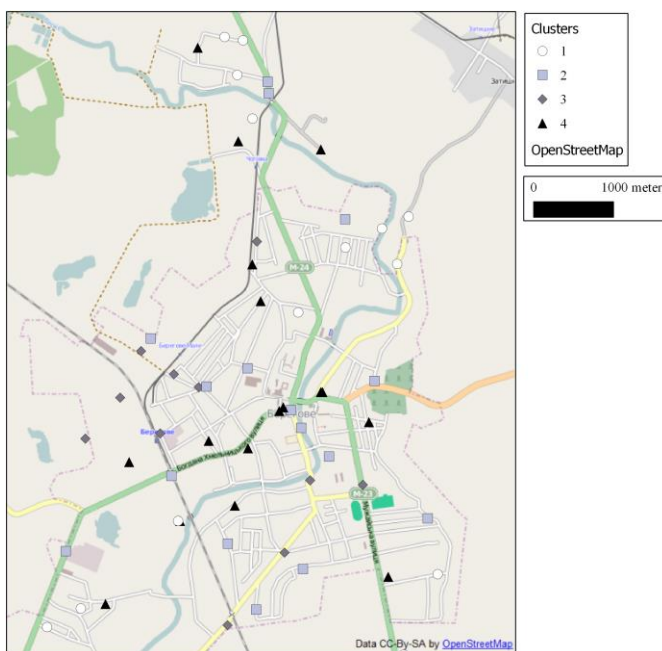
	N		Al	Ba	Cd	Cr	Cu	Fe	Mg	Mn	Ni	Pb	Zn	Co
Útmente	16	átlag (mg/kg)	9183	152	0,22	18,0	41,1	15728	2258	511	21,6	38,6	148	12,0
		rel.szórás	16	40,3	53,2	19,2	64,6	14,2	22,0	27,5	22,1	55,4	46,6	27,3
Udvar	7	átlag (mg/kg)	9094	202	0,32	20,2	41,9	16687	2435	669	28,0	55,4	247	13,3
		rel.szórás	24,8	49,3	44,2	31,4	33,7	26,2	20,9	43,7	29,4	114,2	39,9	31,8
Kert	12	átlag (mg/kg)	9944	157	0,36	21,2	48,6	17935	2972	625	28,6	32,1	242	15,1
		rel.szórás	18,0	23,7	53,9	13,3	40,0	14,1	27,1	20	18,5	58,6	47,3	30,6
Mg-i. ter.	6	átlag (mg/kg)	11394	103	0,15	22,9	37,1	17895	3104	620	27,0	16,9	78	17,2
		rel.szórás	9,6	9,7	62,7	18,8	64,9	17,0	21,6	19,4	18,9	25,1	35,7	24,5
Zöld ter.	10	átlag (mg/kg)	10237	189	0,56	22,2	33,1	17053	2747	557	30,5	29,8	171	12,4
		rel.szórás	15,1	43,1	144,3	42,3	37,0	20,7	28,4	37,0	32,9	48,2	49,3	33,5
Parlag	9	átlag (mg/kg)	11358	125	0,16	24,1	68,9	18359	2747	434	27,7	42,0	123	11,4
		rel.szórás	27,0	22,0	72,4	24,1	70,6	20,1	27,4	29,6	23,5	76,4	51,1	38,7

5.1.4.2. A talajok fémtartalmának statisztikai értékelése

Néhány általunk választott elemre (Ba, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn) vonatkozóan klaszteranalízist és főkomponens analízist végeztünk. Az elemzésbe bevont elemek a Ba kivételével a nehézfémek csoportjába tartoznak, a báriumot a toxikussága miatt vontuk be a vizsgálatba. A rezet az alacsony kommunalitása miatt a főkomponens elemzésből kizártuk. Az alábbiakban bemutatjuk a vizsgálatok eredményeit.

A klaszteranalízis eredményei

A klaszteranalízis célja az volt, hogy egyrészt feltárjuk a nehézfémek területi eloszlását, másrészt megállapítsuk a területhasználatnak a talajok nehézfém-tartalmára gyakorolt hatását. Az elemzés során négy klasztert különítettünk el (7. ábra).



7. ábra. Az egyes klaszterekbe tartozó mintavételi pontok elhelyezkedése Beregszászon.

Az 1. klaszterbe 15 mintavételi pont tartozik. Ebben a csoportban a legalacsonyabb a Ba, Cd, Cu, Pb, Zn átlaga (8. táblázat). A minták többsége a város peremi területein, mezőgazdaságilag hasznosított, vagy korábban mezőgazdasági művelés alatt álló területekről származik. A városközpontban és a város nyugati részén található iparterületen egyetlen minta sem tartozik az 1. klaszterbe.

A 2. klaszterbe 16 mintavételi pont került. A Cd átlagértéke ebben a kategóriában a legmagasabb (8. táblázat), igaz ez egyetlen kiugróan magas értéknek köszönhető. A Cr, Fe és Ni átlaga viszont itt a legalacsonyabb. A 2. klaszterbe

tartozó mintavételi pontok egyrészt a kevésbé forgalmas utak környezetében, másrészt a város központi részének zöldterületein található.

A 3. klaszterbe mindössze 11 pont tartozik. A Cu (68.8 mg/kg) és Pb (79.8 mg/kg) átlagértéke ebben a csoportban a legmagasabb (8. táblázat). Ezek az értékek a magyarországi határértékeken belül maradnak.

A 4. klaszterbe került a legtöbb mintavételi pont, összesen 18. Ebben a klaszterben valamennyi vizsgált elem átlagértéke magas. A Ba, Cr, Fe, Mn, Ni, Zn átlaga ebben a klaszterben a legmagasabb, de a Cu, Pb és Cd értékei is magasak (8. táblázat). A Zn átlagértéke (263.2 mg/kg) meghaladja a magyarországi határértéket. A klaszterbe tartozó mintavételi pontok a város központi területén csoportosulnak.

8. táblázat. A fém-koncentrációk átlagértékei (mg/kg) és szórása az egyes klaszterekben.

Klaszter		Ba	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
1	átlag	110	0,15	20,7	28,9	17513	598	27,4	14,1	85,0
	szórás	± 25	± 0,09	± 3,7	± 16,9	± 2966	± 118	± 6,4	± 3,5	± 29,9
2	átlag	154	0,38	17,8	29,0	15350	447	22,3	25,1	137,3
	szórás	± 73	± 0,69	± 5,6	± 8,1	± 3271	± 191	± 6,3	± 8,7	± 67,7
3	átlag	142	0,31	21,3	68,8	16807	431	27,0	79,8	189,2
	szórás	± 24	± 0,16	± 5,4	± 40,7	± 3327	± 122	± 8,8	± 46,9	± 71,0
4	átlag	204	0,35	23,9	58,5	18536	705	29,8	37,7	263,2
	szórás	± 76	± 0,19	± 7,1	± 26,3	± 3151	± 157	± 7,3	± 13,8	± 102,4

A klaszteranalízis során arra kerestük a választ, hogy az elemzés során generált klaszterek mutatnak-e valamilyen jellegzetes területi eloszlást, vagy összefüggésbe hozhatók-e a mintavételi pontokban jellemző területhasználati kategóriákkal. Az első és a harmadik klaszter esetében tapasztaltuk a leghatározottabb térbeli és területhasználatbeli elkülönülést, a második és a negyedik klaszterbe tartozó mintavételi pontok esetében azonban nem tudtunk ennyire egyértelmű összefüggéseket kimutatni a pontok elhelyezkedése és a területhasználat módja alapján.

Az első klaszterbe tartozó mintavételi pontok jelzik a város legkevésbé szennyezett területeit. Ez elsősorban azzal magyarázható, hogy ezek a mintavételi pontok a városközponttól, az ipari területtől és a forgalmas utaktól távol helyezkednek el, többségük mezőgazdaságilag hasznosított, városperemi területen található. A legfontosabb szennyező források tehát nem érintik közvetlenül ezeket a területeket, ugyanakkor a mezőgazdasági hasznosítás során sem éri a területet jelentősebb mértékű szennyezés, mivel a szántóföldeken és a háztáji kertekben csak kis mennyiségben használnak műtrágyákat és növényvédő szereket.

A harmadik klaszterbe tartozó mintavételi pontok részben a város nyugati részén található ipari zónában csoportosulnak, részben pedig a város legforgalmasabb útjai mentén helyezkednek el. Az ipari zónában az elmúlt évtizedekben intenzív termelés folyt, melynek volumene mára jelentősen visszaesett. Működött itt majolikagyár, emellett jelentős szennyező forrást jelent a vasgyár is, mely még ma is működik, igaz a korábnál jóval kisebb kapacitással. Ezek az ipari

tevékenységek magyarázatot adnak arra, hogy miért ebben a klaszterben mutattuk ki a legmagasabb Cu és Pb koncentrációkat.

A harmadik klaszterbe tartozó mintavételi pontok másik része forgalmas utak mentén található, a mintákban mért magas ólomtartalom elsősorban ennek köszönhető. Ukrajna vállalt nemzetközi kötelezettségeivel összhangban, 2003. január 1-jétől a 2786-III sz. törvényben tiltja az ólmozott benzin, valamint az ólomtartalmú adalékanyagok behozatalát és azok forgalmazását. A korábban elterjedten használt ólmozott üzemanyagokból származó ólom azonban évtizedeken át akkumulálódhatott az út menti talajokban. Ráadásul az ólom viszonylag nehezen mobilizálódik, ezért hosszú időn át megmaradhat, dúsulhat a talajokban (Bretzel - Calderisi, 2006, Morton-Bermea et al., 2009, Sipos et al., 2011, Szabó et al., 2007). Ezek az eredmények összhangban vannak több szerző kutatási eredményeivel, akik kimutatták a magasabb ólomtartalmat az út menti területek talajaiban (Bakirdere - Yaman, 2008, Khan et al., 2011, Szabó, 2002).

A második és a negyedik klaszterbe tartozó mintavételi pontok térben nem különülnek el határozottan egymástól. Többségük a város központi területén, illetve a forgalmas utak közelében található. Az antropogén forrásokból származó szennyezések dominálnak ezeken a mintavételi pontokon.

A klaszter elemzés alapján megállapíthatjuk, hogy a szennyezés a városperemi mezőgazdasági hasznosítási területeken a legalacsonyabb. Legszennyezettebb a nyugati ipari zóna, ahol a legmagasabb az Pb és Cu tartalom, illetve a város központi területe, ahol a Ba és Zn értékei a legmagasabbak.

Az eredmények értékelésénél tisztában kell lennünk a vizsgált fémek eredetével. Bár valamennyi általunk vizsgált fém természetes körülmények között is jelen van a talajokban, antropogén hatásra jelentős mértékben megnőhet a talajbeli koncentrációjuk (Szabó et al., 2008/a, Szalai - Németh, 2008). Az eredetre többek között a fémek vertikális eloszlása alapján vonhatunk le következtetéseket, amit az 5.2 alpontban meg is tettünk. Azok a fémek, amelyek a felszín közelében húzóódó talajrétegekben mutatnak maximumot, s a mélyebb rétegekben lényegesen kisebb koncentrációban fordulnak elő, elsősorban antropogén forrásból származnak, ellentétben azokkal a fémekkel, amelyek a mélyebb talajrétegekben érik el a maximális koncentrációt, mely azt jelzi, hogy ezek a fémek elsősorban litogén eredetűek, az antropogén szennyező források esetükben nem játszanak számottevő szerepet (Puskás and Farsang, 2006).

Főkomponens elemzés eredményei

A főkomponens elemzés célja, hogy az összefüggést mutató elemek (főkomponensek) mennyiségi értéke és területi eloszlása alapján következtetést vonjunk le az egyes fémek eredetére vonatkozóan.

A főkomponens elemzés alkalmazása során a bemeneti változók száma három főkomponensre redukálódott, mely a teljes variancia 80,8%-át teszi ki, elfogadható mintavételezési alkalmassággal ($KMO=0.632$). A PC1-et a Cr, a Ni és a Fe definiálták, jelezve koncentrációjuk együttmozgását (csökkenését vagy növekedését) (9. táblázat). Ez a jelenség megfigyelhető a PC2 esetén is, ugyanis az ide tartozó Zn, Pb, Ba és a Cd koncentrációja együtt változott ugyanazon irányba. A PC3-s a Mn koncentrációt tartalmazza. Ez a megközelítés lehetővé tette számunkra a

koncentrációk térképi ábrázolását, jelezve ily módon azokat a területeket, ahol az egyes főkomponens csoportokba tartozó elemek koncentrációi magasak vagy alacsonyok (8-10. ábrák)

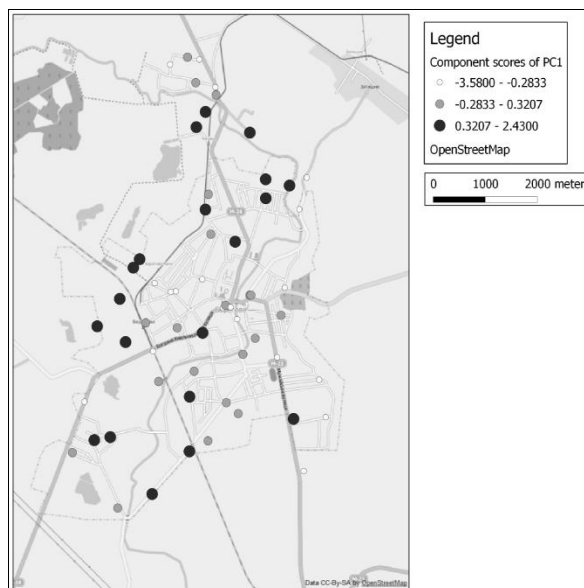
9. táblázat. A vizsgált elemek rotációs főkomponens mátrixa

	PC1	PC2	PC3
lg_cr	.963		
lg_ni	.932		
lg_fe	.895		
lg_zn		.881	
lg_pb		.801	
lg_ba		.706	
lg_cd		.691	
lg_mn			.937
Variancia	36.5	31.2	13.1

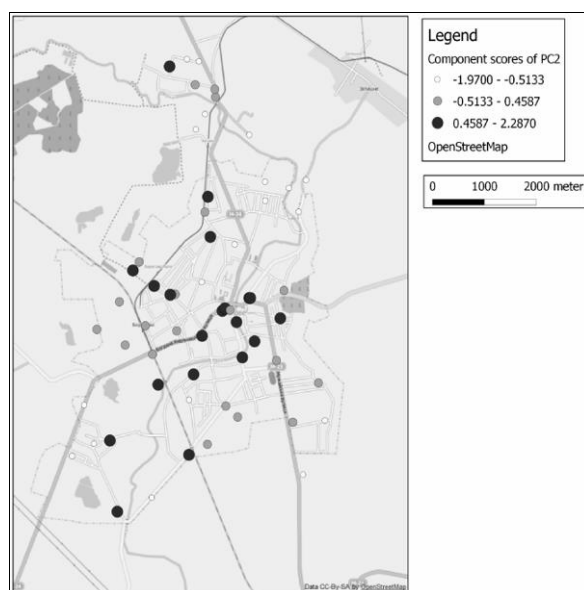
Cr, Fe és Ni alkotja az első főkomponenst (PC1), mely a teljes variancia 36,5%-át magyarázza (9. táblázat). Ezek az elemek erős pozitív szignifikáns kapcsolatban vannak egymással, jelezve, a koncentrációk együtt mozgását. ($r_{Cr-Ni}=0.86$, $r_{Cr-Fe}=0.772$, $r_{Fe-Ni}=0.754$, $p<0,01$) (8. melléklet). A Cr és Ni legmagasabb és legalacsonyabb értékei ugyanazon a mintavételi ponton jelentkeznek. A Fe értéke is hasonlóan változott, ahol a Cr és a Ni értéke a legmagasabb ott a Fe értéke is magas, ahol pedig a Cr és a Ni értéke alacsony volt, ott a Fe esetében is alacsony értékeket mértünk. Az iszap és agyagfrakció aránya pozitívan korrelál mindhárom elemmel ($r_{Iszap-Cr}=0.577$, $r_{Iszap-Fe}=0.485$, $r_{Iszap-Ni}=0.481$; $r_{Agyag-Cr}=0.533$, $r_{Agyag-Fe}=0.415$, $r_{Agyag-Ni}=0.462$, $p<0.01$). A csoport legmagasabb értékei az északi és nyugati területeken fordultak elő, a városon kívüli és a kertvárosi területeken (főleg parlag és mezőgazdasági hasznosítású területekről gyűjtött minták).

A PC2 négy elemet tartalmaz (Ba, Cd, Pb, Zn) amelyek egymással szintén erős pozitív korrelációt mutatnak ($r_{Ba-Cd}=0.608$, $r_{Ba-Pb}=0.539$, $r_{Ba-Zn}=0.646$, $r_{Cd-Pb}=0.487$, $r_{Cd-Zn}=0.768$, $r_{Pb-Zn}=0.591$, $p<0.01$). A legszorosabb összefüggés a Zn és Cd között van. A talajtulajdonságok közül a szervesanyag-tartalommal pozitív szignifikáns kapcsolata van a csoport elemeinek ($r_{Szerves\ anyag-Ba}=0.483$, $r_{Szerves\ anyag-Cd}=0.525$, $r_{Szerves\ anyag-Pb}=0.717$, $r_{Szerves\ anyag-Zn}=0.643$, $p<0.01$). A legmagasabb értékek a város központi területein fordulnak elő, illetve az északnyugati ipari körzet közelében.

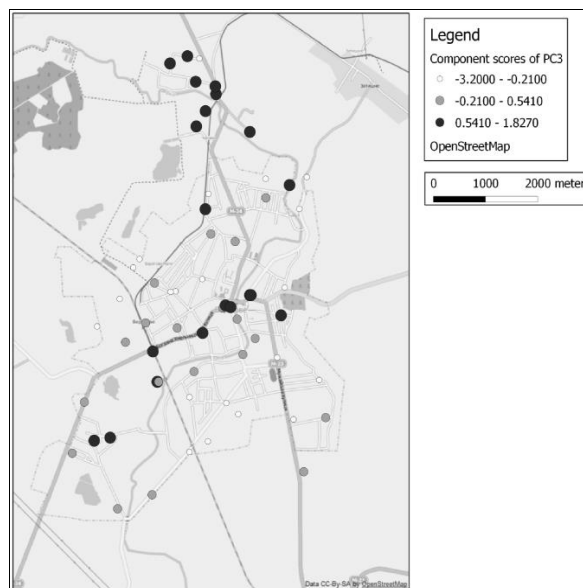
A PC3-ba a Mn tartozik. Jól korrelál a vassal ($r_{Mn-Fe}=0.419$) és a báriummal ($r_{Mn-Ba}=0.397$), $p<0.01$, valamint a kadmiummal ($r_{Mn-Cd}=0,255$) és nikkellel is ($r_{Mn-Ni}=0,281$), $p<0,05$. A város északi területén és a Beregszászból az Asztély - Beregsurány ukrán-magyar határátkelő irányába vezető út mentén fordulnak elő a legmagasabb értékek.



8. ábra. A Cr, a Fe és a Ni relatív koncentrációt jelző PC1-es faktor értékek (Cr \circ :8.51-17.3; \bullet :17.4-23.05; \bullet :23.06-46.43 mg/kg; Fe \circ :10515-15640; \bullet :15641-18615; \bullet :18616-24440 mg/kg; Ni \circ :10.0-27.3; \bullet :27.4-28.5; \bullet :28.6-51.8; mg/kg)



9. ábra. A Ba, Cd, Pb és a Zn relatív koncentrációt jelző PC2-es faktor értékek (Ba \circ :67.8-95.8; \bullet :95.9-188.8; \bullet :188.9-409.8 mg/kg; Cd \circ :0.03-0.13; \bullet :0.14-0.18; \bullet :0.19-2.95 mg/kg; Pb \circ :7.86-31.4; \bullet :31.5-37.2; \bullet :37.3-206.2 mg/kg; Zn \circ :40.9-106.1; \bullet :106.2-267.1; \bullet :267.2-434.6; mg/kg)



10. ábra. A Mn relatív koncentrációit jelző PC2-es faktor értékek (Mn o:173-424; ●:425-719; ●:720-1145; mg/kg)

PC1-be sorolt Cr, Fe és Ni, ahogy azt már említettük a finom frakcióval (iszap, agyag) mutat viszonylag erős ($p < 0.01$) pozitív korrelációs kapcsolatot. A durva frakció aránya a városközpont felé egyre hangsúlyosabb, míg ezen fémek koncentrációja ugyanitt alacsonyabb (8. ábra). Feltételezésünk szerint a Cr, Fe és Ni nem antropogén forrásból származnak, hanem litogén eredetűek és eloszlásukat leginkább a talaj szemcseösszetétele, azon belül is a finom frakció aránya befolyásolja. Ezt a feltételezésünket támasztja alá a beregszászi fűræsszelvények vizsgálata is, melynek során megállapítást nyert, hogy az első csoportba került fémek esetében a maximális koncentrációk nem a feltalajban jelentkeznek, hanem a szelvények mélyebb rétegeiben, tehát a litogén eredetű fémekre jellemző vertikális eloszlási mintázatot mutatják (17-20. ábrák). Annak ellenére, hogy az ipari területen található vasgyár némileg hozzájárult a feltalaj vastartalmának növekedéséhez, (a legmagasabb értéket északnyugaton mértük, értéke 24441 mg/kg) ez mégsem jelentett számottevő akkumulációt, ugyanis a talaj természetes vastartalma nagyságrendekkel haladja meg a többi vizsgált fém mennyiségét, ehhez viszonyítva az antropogén forrásból származó vas akkumuláció nem jelentett számottevő többletet a feltalajban.

Hasonló eredményre jutott Xia et al. (2011), akik munkájukban megállapították, hogy a Cr és Ni értéke Pekingben hasonló a háttér koncentrációhoz, térbeli eloszlásukra a természetes források voltak hatással. Ugyanerre a következtetésre jutott Huang et al. (2007) is, akik a kínai Jiangsu tartományban vizsgálták a talajok nehézfém tartalmát. A főkomponens analízis során a Fe, a Ni és a Cr az ő esetükben is egy csoportba került és azt állapították meg, hogy ezek a fémek elsősorban litogén eredetűek, koncentrációjukat főleg a talajképző kőzet befolyásolja.

A PC2-be került fémek (Ba, Cd, Pb, Zn) elsősorban antropogén forrásból származnak, amit a vertikális eloszlásuk vizsgálata is alátámasztott. Valamennyi fém esetében a talaj felső 40 cm-es rétegében volt nagyobb az akkumuláció mértéke (17-20 ábrák). A legnagyobb akkumulációs értékeket a Cd és Zn esetében tapasztaltuk, de az Pb, Cu és a Ba esetében is egyértelmű a felszíni felhalmozódás ténye.

Az elemek térbeli eloszlásának vizsgálata alapján azonosítottuk a lehetséges szennyező forrásokat. Az ipari körzet Beregszász nyugati, északnyugati részén húzódik. Az adott területen a Zn, Pb és Cu értéke több mintavételi ponton is magas volt, gyakran meghaladta a határértéket (9. ábra). Napjaink, de még inkább az elmúlt évtizedek ipari tevékenységei (vas- és fémmegmunkálás, majolikagyártás) okozhattak talajszennyezést az adott területen. Hozzánk hasonlóan több tanulmányban is arra a következtetésre jutottak, hogy az ipari kibocsátások jelentősen hozzájárulhatnak a Zn, Pb és a Cu feltalajban bekövetkező akkumulációjához (Imperato et al., 2003, Lark - Scheib, 2013, Li et al., 2011, Shi et al., 2008).

A belvárosi területen az Pb, a Zn és a Ba értéke jelentősen megemelkedett, ami nagy valószínűséggel a belváros területén tapasztalható erős forgalomnak köszönhető. Több szerző ugyancsak a közlekedést tekinti az Pb és a Zn legfontosabb forrásának (Khan et al., 2011, Morton-Bermea et al., 2009, Xia et al., 2011). A Cd értéke egy mintavételi ponton volt kiugróan magas, amit vizsgálataink szerint a városon áthaladó csatornából a partra került szennyvíziszap okozott.

Miután a szerves anyagok növelik a talaj nehézfém-megkötő képességét (Alloway, 1995, Sipos, 2009), a szennyezések következtében a talajba került nehézfémek könnyen akkumulálódhatnak a feltalaj humuszban gazdagabb szintjében. Ezt támasztják alá a korrelációs vizsgálatok eredményei is, melyek szerint a második csoportba került elemek erős pozitív korrelációs kapcsolatban állnak a talaj szervesanyag-tartalmával.

Ahogy azt korábban már bemutattuk a PC3-ba mindössze egyetlen elem, a Mn került. A talajokba elsősorban a szilikát ásványok bomlásából kerül, nem jellemző rá az antropogén forrásból származó akkumuláció. Mivel térbeli eloszlását elsősorban a talajképző közet kémiai összetétele befolyásolja, nem tapasztaltunk nagyobb mértékű hasonlóságot a többi vizsgált elemmel, ezért kerülhetett önállóan a harmadik csoportba (10. ábra).

5.2. A talajok jellemzése a szelvényekből vett minták alapján

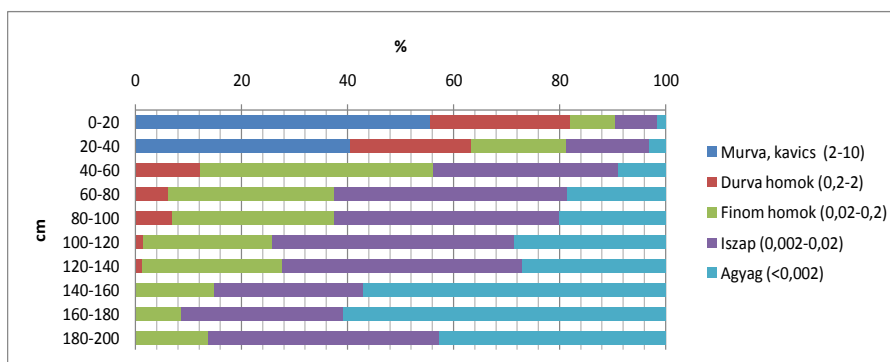
Négy szelvényt mélyítettünk a város különböző pontjain, a vizsgált elemek vertikális elrendeződésének megismerése és néhány talajtulajdonság jellemzőinek felderítése céljából (4. ábra).

5.2.1 A talajok kémiai-fizikai tulajdonságainak vertikális változása

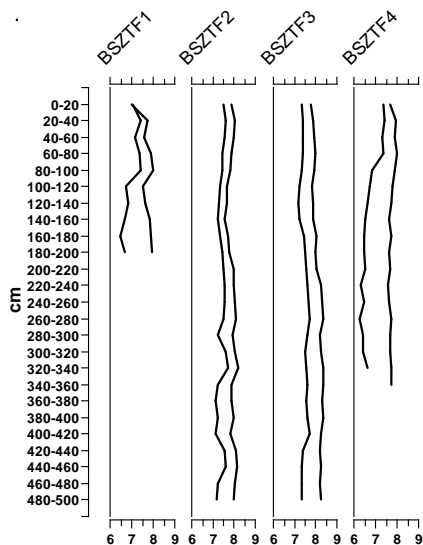
BSZTF 1-es szelvény

A BSZTF1 szelvényt a város keleti oldalán a Beregszászi domb lábánál mélyítettük, az egyik családi ház zöldségeskertjében. A szelvény mélysége itt a legkisebb, mindössze 2 méter.

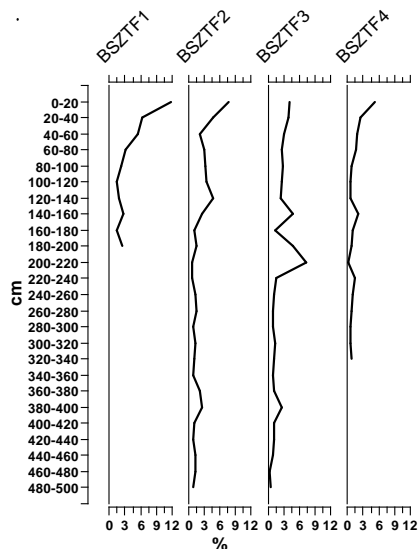
Az 11. ábrán láthatjuk, hogy az agyag és iszapfrakció együttes aránya a mélységgel egyre növekszik, 1,4 méter mélységben már 80% fölötti (iszap 28%, agyag 57%). 40 cm-ig viszonylag magas aránnyal van jelen a kavics és murva frakció, ami az antropogén hatást jelzi. Ennél mélyebben a talajszintek a természetes szemcseeloszlás szerint változnak. A talaj pH értéke 6,99-8,02 között változik (12. ábra). A mélységgel a pH_{H_2O} és a pH_{KCl} közötti különbség növekszik, 140 cm-nél mélyebben már egységnyi az értéke, tehát a mélyebb talajszintek jelentős potenciális savanyúsággal rendelkeznek. A felszíni minta semleges kémhatású, 20 cm alatt a talaj gyengén lúgos. A szervesanyag-tartalom a felszínen kiemelkedően magas 11,71%, de a mélyebb rétegekben is magas értékek jellemzőek, 1,5% a legkisebb érték (13. ábra). Mivel kertről van szó a felszíni magas érték részben a trágyázásnak, részben a termelődő növényi maradványoknak tudható be, melyek a talajművelés által juthatnak el a mélyebb rétegekbe, illetve a kiöntött háztartási szennyvíznek.



11. ábra. BSZTF 1-es szelvény mintáinak szemcseösszetétele.



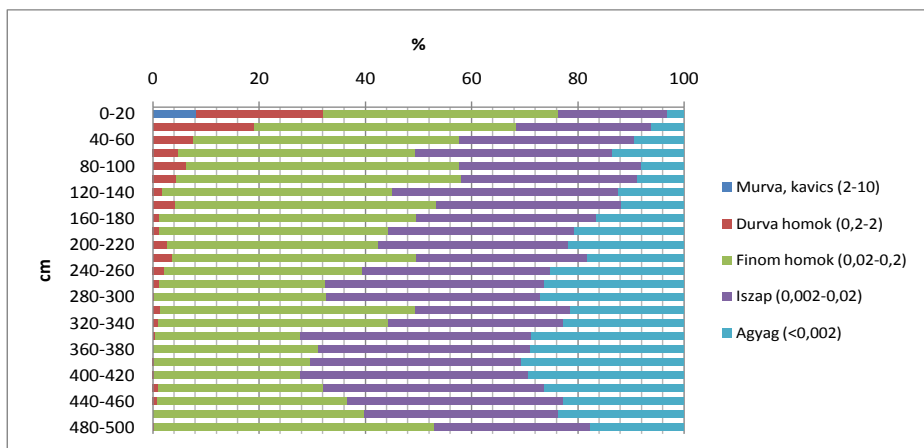
12. ábra. A négy szelvény pH_{KCl} és pH_{H₂O} értéke



13. ábra. A négy szelvény talajainak szervesanyag-tartalma

BSZTF 2-es szelvény

A szelvény a város forgalmas, központi területén helyezkedik el, egy családi ház udvarán, 40 cm-ig jelentős a műtermék tartalom a talajban. A furat 5 méter mélységű. A talaj pH-ja gyengén lúgos, az értékek 7,4-8,2 között változnak, a mélységgel szintén növekszik az értéke (12. ábra). A vizes és KCl-os pH közötti legnagyobb különbség 0,8. A szervesanyag-tartalom a felső 1,5 méteres rétegben 2% fölötti, a felszínen magas 7,82% (13. ábra). A finom homok aránya a felső 240 cm-es rétegben magasabb 40-50%. Az iszap és agyagfrakció együttes aránya 340-420 cm közötti mélységben a legnagyobb 70%. Az agyagfrakció aránya 4 méteren a legmagasabb 30% (14. ábra).

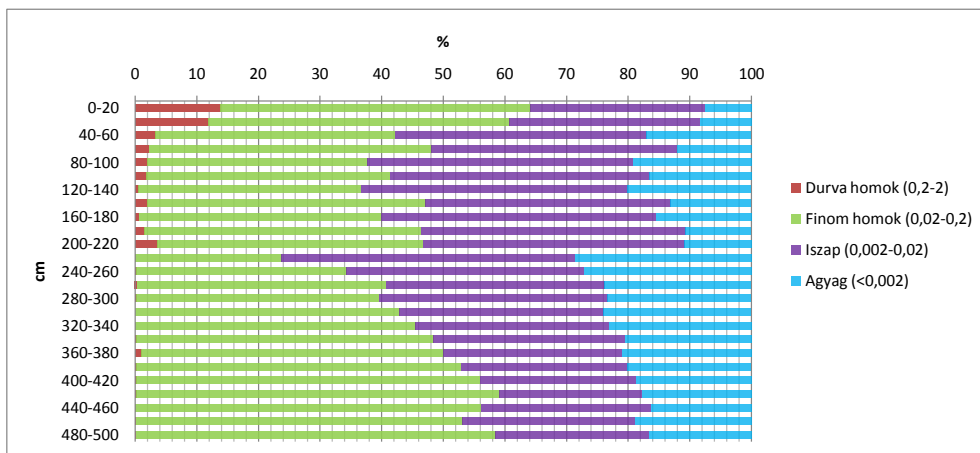


14. ábra. A BSZTF 2-es szelvény mintáinak szemcseösszetétele.

BSZTF 3-as szelvény

A szelvényt szintén a város központi részén egy családi ház udvarán mélyítettük, az előzőtől keletre, építési törmelékeket találtunk kb. 2 méteres mélységig. A talaj pH értéke a felszínen a legalacsonyabb 7,75 (12. ábra). A mélységgel az értékek emelkednek, 2 méternél mélyebben 8 fölötti pH jellemző. A szervesanyag-tartalom a felszín közelében 4% körüli, ez egyenesen csökken 1,5 méterig, ott viszont újra emelkedni kezd, 2 méternél a legmagasabb 7,2%, ezt követően az értékek újra csökkennek és 1% alatt maradnak (13. ábra). A magas szervesanyag-tartalom oka lehet, hogy a bolygatás során a felszínről a mélybe kerültek a humuszos anyagok. A másik lehetséges ok, hogy a felszín alatt húzódo szennyvízcatorna repedése folytán szennyvíz szivároghatott a talajon keresztül és ez okozza a megnövekedett szervesanyag-tartalmat, amit a talajvizek esetében már említettünk.

A talaj felső 220 cm-es rétegében talált nagy mennyiségű antropogén eredetű törmelék és műtermék alapján erősen bolygatott a talaj felső része (15. ábra). A vizsgált paraméterek közül a szemcseméret eloszlása is azt mutatja, hogy 220 cm-nél mélyebben a frakciók egyenesen változnak rétegről rétegre, míg fölötté nagy eltérések figyelhetők meg az egymást követő rétegekben. A felszín közelében magas a durva homok frakció aránya. A szelvényre a finom homok túlsúlya jellemző, 4 méternél mélyebben 50% fölötti az aránya. A finom frakció legmagasabb értéke 220-240 cm-es rétegben fordult elő, ahol az iszap aránya 47,6%, míg az agyagé 28,6%.

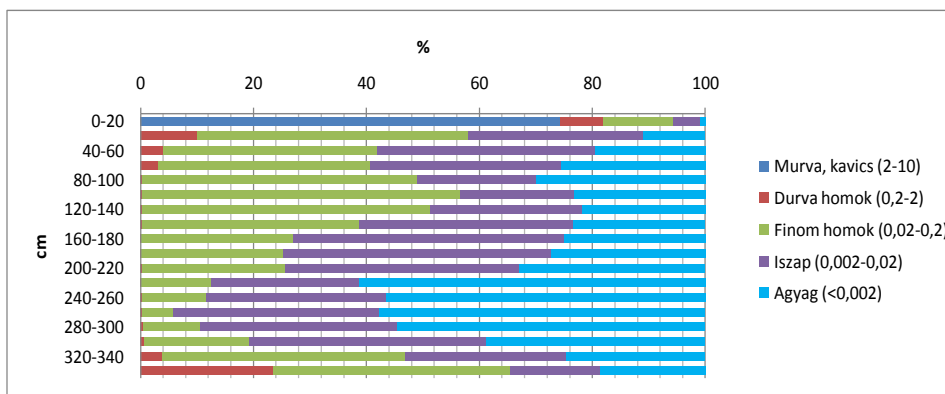


15. ábra. A BSZTF 3-as szelvény mintáinak szemcseösszetétele.

BSZTF 4-es szelvény

A szelvényt a város északnyugati részén egy családi ház udvarán mélyítettük, kb 40 cm-ig kavicsos, téglás törmelékeket találtunk. A pH viszonylag szűk tartományban, 7,59-7,99 között változott (12. ábra). Az eddigiekkel ellentétben a talaj felső 1 méteres mélységéig fordultak elő a magasabb értékek. Ettől a szinttől mélyebben a potenciális savanyúság értéke 1 fölötti, a legmagasabb értéke 1,28. A

szervesanyag-tartalom a mélységgel csökken 5%-ról 1 % alá. 1,5 méter körül mindegyik talajszelvényben magasabb értékeket figyelhetünk meg, ahogyan az adott furat esetében is (13. ábra). Szemcseösszetételére jellemző, hogy a felszínhez közelebb magas a homok aránya, mélyebben az agyag és iszapfrakció aránya növekszik meg, 220 cm-től 300-ig az agyag frakció aránya 50% fölötti. 320 cm-nél mélyebben újra magasabb lesz a homokfrakció aránya (16. ábra).



16. ábra. A BSZTF 4-es szelvény mintáinak szemcseösszetétele.

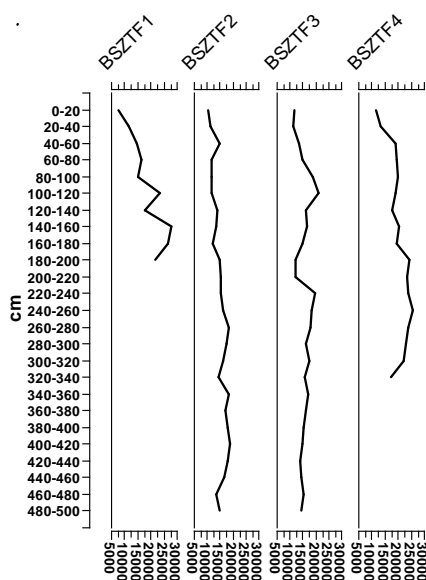
5.2.2. A vizsgált fémek vertikális eloszlása Beregszász talajaiban

A városi talajokat vertikálisan is nagy változékonyság jellemzi (Craul, 1985). Beregszász több száz éves történelemmel rendelkezik, a várost háború, tűzvész is pusztította, melynek nyomai feltehetően a talajban is kimutathatók. Azonban vannak a városnak olyan részei is, amelyek kevesebb antropogén hatásnak voltak kitéve, illetve később lettek beépítve, ezek talajai feltehetően a természetes talajokéval nagyobb hasonlóságot mutatnak, kevésbé bolygatottak.

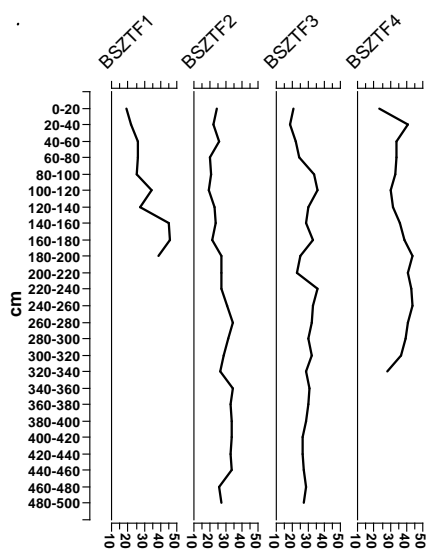
A következő négy elem a mélységben magasabb értéket mutat, mint a felszínen.

Az **Al** a földkéreg harmadik leggyakoribb eleme. A talajokban való felhalmozódása elsősorban a talajképző közettől függ. A kőzetek mállása során különféle összetételű, és különféle töltésű alumínium-hidroxidok keletkeznek, melyek az agyagásványok strukturális összetevői közé tartoznak (Simon, 2006). Ahogy a 17. és 18. ábrákon láthatjuk az **Al** és a **Cr** koncentráció a felszín közelében alacsony, a mélyebb rétegekben pedig megemelkedik az értékük. A két elem erős korrelációs kapcsolatot mutat, értéke $r=0,92$, ennek megfelelően a mélységbeli eloszlásuk is hasonló. A BSZTF3-as szelvény maximális értékei 100-120 cm és 220-240 cm között fordultak elő mindkét elem esetében. Az **Al** és **Cr** is szoros szignifikáns korrelációs kapcsolatot mutat az agyagtartalommal ($r_{\text{Agyag-Al}}=0,88$, $r_{\text{Agyag-Cr}}=0,81$). Fatyejev és Pascsenko (2003) szerint Kárpátalja talajaiban magas a **Cr** tartalom, 30-282 mg/kg közötti értékek fordulnak elő, az átlagérték 89 mg/kg.

Vizsgálatunk eredményei szerint a beregszászi talajok Cr tartalma az alsó értékek körül alakul.



17. ábra. Az Al vertikális eloszlása (mg/kg)

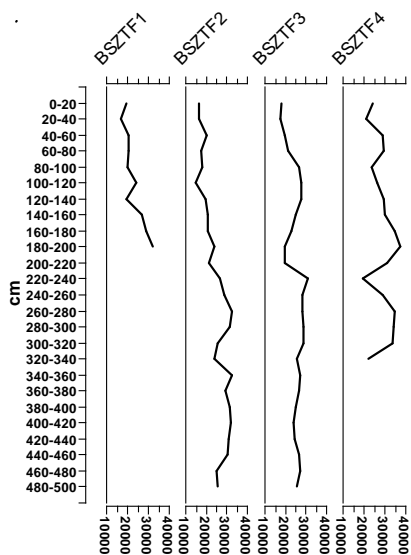


18. ábra. A Cr vertikális eloszlása (mg/kg)

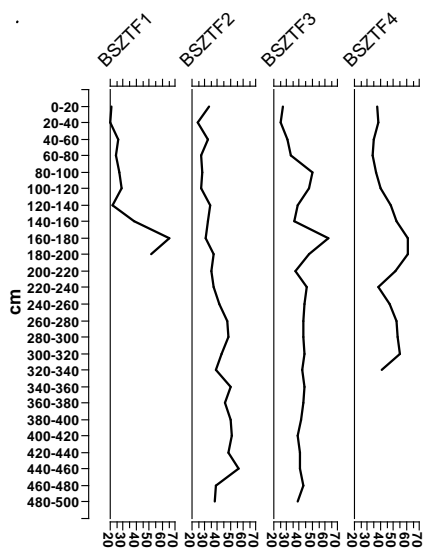
A biogén elemek közül a szilícium után a **Fe** fordul elő legnagyobb mennyiségben a talajban. Azonban a talaj összes vastartalmának csak kis része van jelen felvehető formában. A Fe a krómmal és nikkellel mutat szoros szignifikáns korrelációs kapcsolatot, $r_{Fe-Cr}=0,8$, $r_{Fe-Ni}=0,8$. Az agyagos talaj a jobb adszorbeáló képessége miatt viszonylag jól akkumulálja a vasat, így az főleg kis mechanikai frakciókban dúsul fel (Szabó et al., 1987). Korrelációs vizsgálatunk eredménye alapján, a vasnak szignifikáns kapcsolata van az agyagtartalommal $r_{Agyag-Fe}=0,73$, $p<0,01$. A Fe koncentráció a mélyebb rétegekben magasabb, mint a felszín közelében. Eloszlása hasonló a nikkeléhez (19. ábra).

A **Ni** esetében 60-70 mg/kg értéket is mértünk a mélyebb rétegekben, azonban a felszínen egyik esetben sem tapasztaltunk 40 mg/kg-os határértéknél magasabb értéket (20. ábra). Kárpátalján a talajok átlagos Ni tartalma 30 mg/kg, ami a beregszászi talajok esetében is igaznak bizonyult (Fatyejev - Pascsenko, 2003). Ahogy fentebb láthattuk a vassal és krómmal szignifikáns pozitív korrelációt mutat, valamint az agyagtartalommal az előző fémekhez hasonlóan korrelál, $r_{Agyag-Ni}=0,63$.

Összességében megállapíthatjuk, hogy az Al, Fe, Cr és Ni mélységbeli eloszlása, az elemek egymással és az agyagfrakcióval való szoros szignifikáns kapcsolata arra enged következtetni, hogy azonos forrásból származnak az elemek, feltehetően a talajképző kőzet van a felsorolt elemek mennyiségére és eloszlására legnagyobb hatással.



19. ábra. A Fe vertikális eloszlása (mg/kg)



20. ábra. A Ni vertikális eloszlása (mg/kg)

Városi talajoknál az antropogén hatás elég komolyan módosíthatja egyes elemek (Zn, Cu, Cd, Pb, Ba, Hg) talajbeli eloszlását, amit mi is tapasztaltunk.

A következő négy elem a talaj felső 40 cm-es rétegében dúsult fel nagyobb mennyiségben és a mélyebb rétegekben értékük lecsökkent.

Az **Pb** a talajban erősen kötődik a talajkolloidokhoz és a szerves anyagokhoz, illetve oldhatatlan csapadékként van jelen. A talajfelszínre került ólom elsősorban a felső rétegekben akumulálódik, lefelé haladva mennyisége fokozatosan csökken. Az ólom egyértelműen toxikus nehézfém (Barati, 2002, Simon, 2006).

Az Pb a felszíni talajrétegekben halmozódott fel a legnagyobb mennyiségben minden szelvényben. Ez egyértelműen látható a BSZTF1 és 4-es szelvényeken, ahol a talaj felső 20-40 és 40-60 cm-es rétegében volt a legmagasabb az érték, ezt követően pedig fokozatosan csökkent. A BSZTF2 és 3-as szelvények esetében feltehetően a nagyobb bolygatás következtében az Pb tartalom eloszlásában a felső 2 méteres rétegben nagyobb ingadozások figyelhetők meg. A 40 és 60 cm-en mért maximumok több elemnél is megfigyelhetőek, ennek oka lehet, hogy míg a felszín közelében (0-40 cm-es mélységben) a kavics, murva frakció aránya, valamint a durva homok aránya magasabb – ahogy azt a 11-16. ábrákon megfigyelhetjük –, addig 40 és 60 cm mélyen már sokkal magasabb a finomfrakció aránya, mely lényegesen nagyobb fémmegkötő képességgel rendelkezik. Másrészt a talaj felső 60 cm-es rétege lehet ráhordás eredménye, ebben az esetben a maximum érték az eredeti talajfelszín szennyezettségét mutatja, a feltevésünket támasztja alá a legfelső rétegben tapasztalt magas műtermék tartalom is.

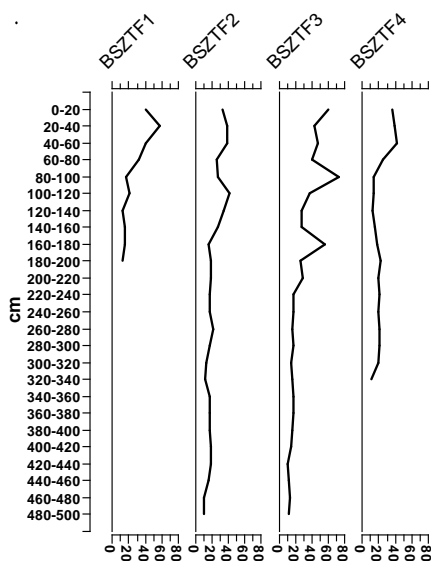
Az Pb eloszlása hasonló a rézzel és a cinkkel, szoros korrelációs összefüggés van közöttük, $r_{\text{Pb-Cu}}=0,83$, $r_{\text{Pb-Zn}}=0,9$, $p<0,01$ (21.ábra). Pozitív szignifikáns korrelációs kapcsolatot találtunk a szervesanyag-tartalommal, értéke $r_{\text{Pb-Szerves}}$

$r_{\text{anyag}}=0,64$, $p<0,01$. A szelvényekben mért ólomértékek nem haladják meg a B szennyezettségi határértékeket.

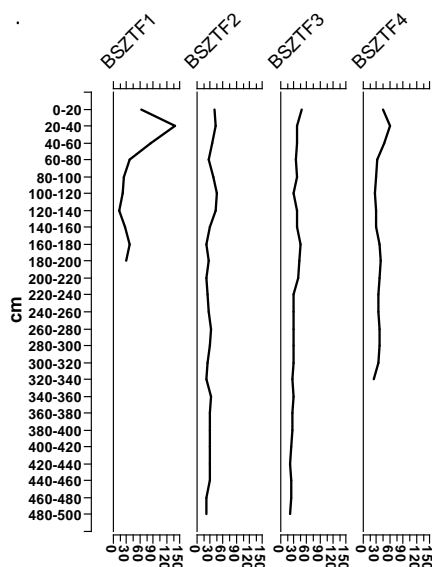
A talajban található **Cu** koncentrációját nagyban befolyásolja az anyakőzet. Savasodás során a réz mozgékonyasága megnövekszik. A réz a talaj szerves anyagai és az agyagásványok adszorbeálni képesek. A réz felhalmozódhat a talajokban és a növények számára toxikussá válhat a nagyarányú réztrágyázás, réztartalmú fungicidek és szennyvíziszap adagolás hatására (Barati, 2002, Stefanovits et al., 1999).

A BSZTF1-es szelvény legmagasabb értéke a felszín alatt 40 cm-rel fordult elő, 138 mg/kg, ami a magyarországi B szennyezettségi értéket meghaladta (22. ábra). A felszíni talajréteg elszennyezése közvetlen veszélyt jelent az ember számára, a talajjal való érintkezés, valamint a por belégzése által. A mélyebb rétegekben jelentkező jelentősebb nehézfém-feldúsulások a növényekre jelenthetnek veszélyt, illetve a mobilis formában jelenlévő fémek a talajvízbe is lejuthatnak. A Cu-tartalom eloszlása a BSZTF4-es szelvényben hasonló az 1-eshez, de itt az értékek nem haladják meg a határértéket. A BSZTF2-es és 3-as szelvényekben kb. 2 méterig 40-50 mg/kg körüli értékek is előfordulnak, majd annál mélyebben fokozatosan 30 mg/kg alá csökken az értéke.

A réz szignifikánsan korrelál a cinkkel ($r_{\text{Cu-Zn}}=0,84$), ólommal ($r_{\text{Cu-Pb}}=0,83$), báriummal ($r_{\text{Cu-Ba}}=0,75$) és a kadmiummal ($r_{\text{Cu-Cd}}=0,56$), $p<0,01$.



21. ábra. Az Pb vertikális eloszlása (mg/kg)



22. ábra. A Cu vertikális eloszlása (mg/kg)

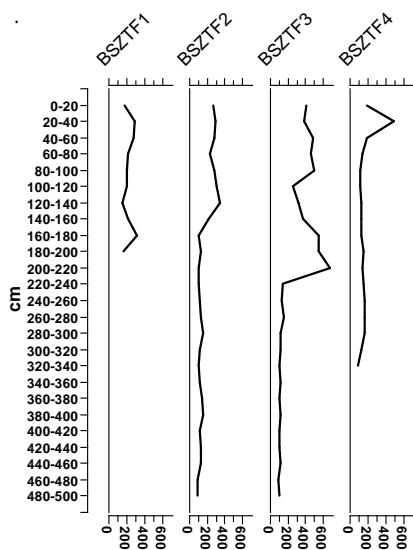
A **Ba** elemi állapotban nem fordul elő a természetben. Az oldható Ba vegyületek erősen mérgezőek. A Ba antropogén hatásra is a talajokba kerülhet, például ipari emisszióból, széntüzelésből, dízelolaj elégetéséből, hulladékégetésből.

A Ba vertikális eloszlására jellemző, hogy felszínhez közelebb magasabbak az értékek, a mélységgel, főleg 2-2,5 méternél mélyebben hirtelen lecsökkennek az értékek, ahogyan a réznél is megfigyeltük (23. ábra).

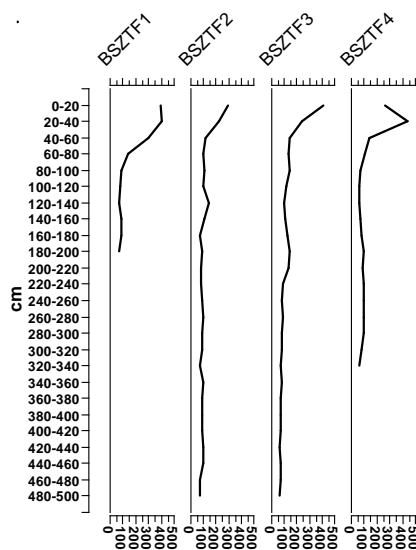
Mind a négy szelvényben előfordultak a B szennyezettségi határértéket meghaladó értékek. A Ba a BSZTF3 szelvényben fordul elő legnagyobb mennyiségben, a maximális érték 200-220 cm között jelentkezik, 684 mg/kg, de 220 cm-ig minden mért érték 250 mg/kg határérték fölött van. Az 1-es szelvény esetében megfigyelhető, hogy a felszíni magasabb értékek mellett 1,8 méteres mélységben is kimutatható egy maximum a Ba eloszlásában. Mivel a szelvényt 2 méterig mélyítettük az ennél mélyebb rétegekről nincs információnk. A Beregszászi dombvidék nyugati lejtőjén bányászott polimetallikus ércek között barit is előfordul, mindez utalhat arra, hogy a talajképző kőzetekben is előfordulhat, ugyanis a BSZTF1-es szelvény a dombvidék lábánál húzódik.

Fatyajev és Pascenko (2003) adatai szerint Ukrajna talajai közül a legmagasabb Zn tartalmat Kárpátalja területén mérték, 237 mg/kg-ot, ami azt is jelenti, hogy természetes állapotában is magas a Zn koncentráció a talajokban.

A Zn esetében az értékek a felső 40 cm-ben a legmagasabbak, 40 cm alatt gyorsan csökkennek (24. ábra). Mind a 4 szelvényben a Zn maximális értéke a határértéket jelentősen meghaladja, többnyire annak kétszerese. A BSZTF4-es szelvényben a felszín alatti rétegben 20-40 cm között a legmagasabb az érték, 434,6 mg/kg.



23. ábra. A Ba vertikális eloszlása (mg/kg)



24. ábra. A Zn vertikális eloszlása (mg/kg)

A Zn a szerves anyaggal szorosan korrelál, $r_{\text{Szerves anyag-Zn}}=0,72$. A szerves anyagok ugyanis növelik a talaj nehézfém-visszatartó képességét főként a kadmium, az ólom a higany és a cink vonatkozásában. Ahogy növekszik a szerves anyagok mennyisége, úgy nő a talaj adszorpciós képessége. A kis koncentrációban előforduló

nehézfémek gyorsan megkötődnek a talaj felső rétegében (Alloway, 1995). Nagyobb mennyiség felhalmozódása esetén a pH csökkenésével könnyen mobilizálódik (Sterckeman et al., 2000). A vizsgált szelvények esetében is azt tapasztaltuk, hogy a szervesanyag-tartalom és a Zn eloszlása nagyon hasonló, a cinktartalom 1 méternél mélyebben 120 mg/kg alá csökkent.

A **Cd** igen ritka elem a földkéregben. A különböző Cd-formák közötti egyensúlyt, így a növényi felvehetőséget befolyásoló tényezők többek között: a talaj pH-ja, szervesanyag-tartalma (Barati, 2002). A Cd-nak több mint 80%-a a csapadékkal, oldott állapotban kerül a talajba. A Cd kémiaailag szoros rokonságban van a cinkkel, mindkettő relatíve könnyen mobilizálható (Stefanovits et al., 1999). Az esetünkben szignifikáns kapcsolat mutatható ki a két elem között, $r_{Cd-Zn}=0,64$, $p<0,01$.

A Cd-ot nem tudtuk diagramon ábrázolni, mivel csak a talaj felső részében volt mérhető mennyiségben. A Cd értéke 0,01 és 0,5 mg/kg között változik, a mélységgel csökken a mennyisége. Többnyire a felszín közelében a legmagasabb az értéke, de a BSZTF2-es szelvényben, 120-140 cm között éri el a maximumot, 0,5 mg/kg értéket.

Facchinelli et al, (2001) a feldúsulási faktorok számításának egy olyan módját mutatja be, ahol a szelvény menti értékeket veszi figyelembe. Vizsgálatuk során 30-40 cm-es mélységből és az ennél mélyebben fekvő rétegből gyűjtöttek mintát. Mivel elsősorban a talaj felső rétege tartalmazza az antropogén eredetű szennyezőanyagokat, az alsóbb rétegek, pedig kevésbé szennyezettek, így a rétegek elemtartalmának összevetésével számszerű értékekben tudták kifejezni az antropogén és litogén eredetű felhalmozódás mértékét. Hozzájuk hasonló módon a talaj felső 40 cm-es rétegének, valamint az az alatti réteg átlagértékeinek összevetésével számszerű értékekben tudtuk kifejezni az antropogén és litogén eredetű dúsulás mértékét (10. táblázat).

10. táblázat. A feldúsulási faktor (FF) értékek Beregszász talajaiban a vertikális eloszlásuk alapján

	Al	Ba	Cr	Cu	Fe	Mg	Mn	Ni	Pb	Zn	Co
BSZTF1	0,5	1,1	0,6	2,9	0,8	0,5	1,6	0,6	2,4	3,5	0,7
BSZTF2	0,7	1,7	0,8	1,4	0,6	0,6	0,9	0,7	1,8	2,8	0,9
BSZTF3	0,7	1,6	0,7	1,4	0,7	0,7	1,0	0,6	2,1	3,4	0,8
BSZTF4	0,6	2,5	0,9	1,6	0,8	0,5	2,5	0,8	2,0	4,2	1,0

Az általunk antropogén csoportba sorolt fémek rendre 1 fölötti értéket mutatnak (10. táblázat). Leginkább a Zn emelkedik ki, ahol 4 fölötti érték is megjelenik, de minden esetben 2,5 fölötti. A litogén eredetű elemek pedig 1 egység alatt maradnak. A Mn vertikális eloszlása alapján számított dúsulási értékek nem egyértelműek. Itt a litogén eredet mellett az 1-es és a 4-es fúrászelvény esetében feltételezhető az antropogén hatásra bekövetkezett feldúsulás is.

Összességében arra a megállapításra jutottunk a négy fúrászelvény vizsgálata alapján, hogy a BSZTF1-es és 4-es szelvényekben az elemek értéke a felszíntől fokozatosan csökken. Jellemző, hogy 40, 60 cm-ig fordul elő a legmagasabb érték, nem közvetlenül a felszínen. A BSZTF2-es és 3-as szelvényekben viszont, nagyobb a vertikális változékonyság mind fizikai tulajdonságaikban, mind elemtartalmuk tekintetében. A cink kivételével, az értékek 2-2,5 méterig ingadoznak, majd azt követően a mélységgel csökkenni kezdenek. Mivel az 1 és 4-es furat a városnak inkább a peremi részén, míg a 2 és 3-as a központi részén húzódik, feltételezzük, hogy ezek a talajok hosszabb ideje vannak kitéve emberi hatásnak, a bolygatások nyomai jobban kimutathatók, míg a peremi területek későbbi történelmi időben lettek használat alá vonva és feltehetően kevesebb változás történt a talaj használatában is. Ezt erősíti a szervesanyag-tartalom eloszlás is, mely főleg a BSZTF3-as szelvény esetében a mélységben is magas értékeket jelöl.

5.3. A felszín alatti vizek állapota

Az adott fejezetben bemutatjuk a beregszászi talajvíz kutak vizének jellemző tulajdonságait, a természeti tényezők szerepét és az antropogén szennyezés mértékét és hatását a víz minőségére.

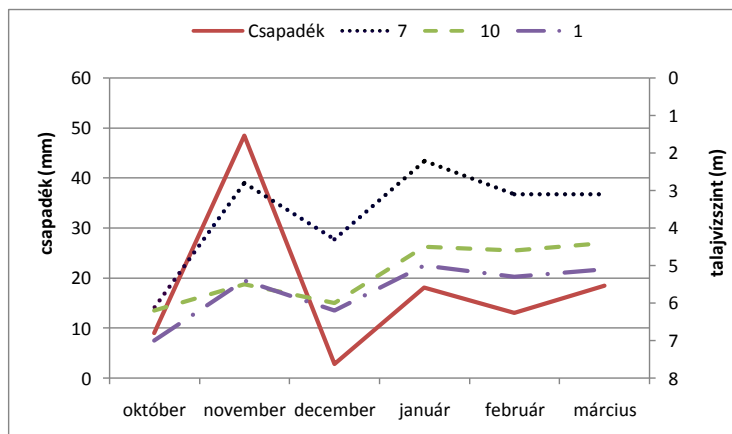
A felszín alatti vizek állapotát a természeti adottságok és az emberi tevékenységek befolyásolhatják. Az antropogén források közül általában a kommunális szennyvizek, a műtrágya és a hígtrágya használat okozza a vizek elszennyeződését. Természeti tényezők közül hatással lehet a vizek elszennyezésének mértékére, a talajvíz mélysége, ill. a víz áramlási sebessége és iránya, a talaj mechanikai összetétele, a talaj pH-ja, humusztartalma stb. (Szabó et al., 2006, 2009).

5.3.1. A talajvíz mélysége

Kárpátalja területén, így Beregszászban is a felső üledékréteg vízzáró agyag és vályog, a vízszint többnyire ez alatt húzódik, így az a víz, amelyet vizsgálunk nagyrészt rétegvíznek tekinthető.

A talajvíz mélysége fontos tényező a vizek elszennyezésében, hiszen minél mélyebben található a talajvíz, a szennyeződések annál nehezebben jutnak le abba a mélységbe.

A vizsgált kutak vízszintje általában 4 m körüli, a délkeleti területen ennél magasabb 1-2 m, a központi területen pedig alacsonyabb (6 m). A legnagyobb talajvízszint ingadozást az 1-es (2m), a 3-as (2,4 m), 7-es (3,9 m) és 10-es (2,7 m) kutaknál figyeltünk. Ezeknél a kutaknál a talajvízszint a csapadékváltozással együtt változott, ahogy azt a 25. ábrán is láthatjuk. Az említett kutak fala kőből épített, ami eredményezheti, hogy nagyobb mennyiségben folyik bele a talajvíz. A legtöbb kút esetén (9 kút) 1 m körüli az ingás.



25. ábra. A csapadék és a talajvízszint változása 2009 októberétől 2010 márciusáig a 7-es, a 10-es és az 1-es számú kútban.

5.3.2. Szivárgási tényező

A talajvíz mélysége mellett a talaj szemcseösszetételének is meghatározó szerepe van a talajvíz elszennyeződési folyamatában. Minél apróbb szemcsékből áll ugyanis a talaj, a beszivárgó víz és a benne oldott vegyületek, illetve a kolloid állapotban lévő részecskék annál nehezebben juthatnak le a talaj mélyebb szintjeibe. Amennyiben egy talajszintben feldúsulnak a 0,002 mm átmérő alatti talajszemcsék, s a fizikai talajféleség agyag lesz az adott talajszint már vízzáró réteggé válhat, ami megakadályozhatja a szennyező anyagoknak a mélyebb szintekbe való transzportálódását.

Beregszászban 4 fúrást készítettünk a talajvízszint eléréséig. A minták szemcseanalízise alapján megállapíthatjuk hogy a finomabb szemcsefrakciók dominálnak a szelvényekben, ahogy azt a 11, 14, 15, 16-os ábrákon is megfigyelhetjük. Látható, hogy az agyag (<0,002 mm) és az iszapfrakció (0,02-0,002 mm) együttes aránya általában meghaladja az 50%-ot. A településen létesített négy fúrásszelvényből kettő esetében előfordultak olyan talajrétegek is, ahol az agyagfrakció aránya a 60%-ot is meghaladta, ami csaknem vízzáróvá tette az adott réteget. A BSZTF4-es fúrás esetében például a legmagasabb agyagtartalmú, 220-240 cm közötti rétegben a Campbell-féle szivárgási tényező nem érte el a 2 cm/nap-os értéket (1,9 cm/nap) (11. táblázat).

A BSZTF1-es furat környezetében az agyag frakció lényegesen magasabb aránya miatt a víz 33 nap alatt szivárog a két méteres mélységbe. A szivárgási tényező legalacsonyabb értéke 1,7 cm/nap az adott szelvényben, ami 12 nap szivárgási időt jelent az adott 20 cm-es rétegben. A BSZTF2 szelvényben alacsonyabb az érték, 25 nap az 5 méteres vízszint eléréséig. Hasonló a BSZTF3-as fúrás szivárgási tényező vizsgálatának eredménye, ott 21 napra van szüksége a beszivárgó víznek az 5 méteren húzódó talajvízszintig. A BSZTF4-es szelvény az 1-es furat eredményeivel mutat hasonlóságot, ugyanis a legalacsonyabb szivárgási

tényező érték itt is 1,7 cm/nap volt. Az adott szelvényben a beszivárgó víz 59 nap alatt éri el a 3,6 méteres mélységet.

Ezek alapján megállapítható, hogy a szennyeződések sokkal nehezebben juthatnak le a talajvíz szintjéig.

11. táblázat. A 4 szelvény mélysége és a Campbell-féle szivárgási tényező alapján számított szivárgási idő az adott mélységre vonatkozóan

Minta	Mélység (m)	Szivárgási idő (nap)
BSZTF1	2	33
BSZTF2	5	25
BSZTF3	5	21
BSZTF4	3,6	59

5.3.3. A csapadék szerepe a vízminőség változásában

A talajvíz állapotát egy adott terület éghajlata is befolyásolhatja. Az éghajlati tényezők közül kiemelkedő jelentősége van a csapadéknak, hiszen a szennyeződések elsősorban a beszivárgó csapadékkal együtt mozognak a talajszelvényen belül. A nagy mennyiségű csapadékkal rendelkező területeken a talajokra jellemző az atmoszférikus vízgazdálkodási típus, amikor a vízmozgás iránya a talajszelvényben elsősorban a felszín felől a talajvíz irányába mutat. A csapadék hatással van a talajvíztükör mélységére is, amennyiben a csapadékosabb időszakokban a talajvíz szintje megemelkedik, így közelebb kerül a felszíni szennyeződésekhez, ráadásul a bemosódó szennyezések is ekkor mozognak a legintenzívebben a talajvíztükör felé. Muñoz-Carpena et al. (2005) és munkatársai többek között a talajvíz nitrát-, ortofoszfát- és összes foszfát koncentrációját vizsgálták egy mezőgazdasági hasznosítás alatt álló kisvízgyűjtőn az Everglades Nemzeti Park közvetlen szomszédságában. Megállapították, hogy a vizsgált vízminőségi paraméterek koncentrációinak időbeli változását leginkább a csapadékviszonyok alakulása és ezzel összefüggésben a talajvíz mélysége befolyásolja. Kimutatták, hogy a talajvízbe bemosódó szennyezőanyagok mennyisége az intenzív csapadékok utáni időszakokban emelkedik meg, mivel a csapadék hatására felerősödik a kilúgzás. Az ástott kutak esetében azonban ebben az időszakban a vízbőség miatt számolni kell a szennyezések esetleges felhígulásával is.

Beregszászon a vizsgálat egy éves időtartama alatt 820 mm csapadék hullott, ami lényegesen magasabb a városban mért 671 mm-es sokéves átlagértéknél. A térségbeli talajokban kb. 500 mm éves csapadékmennyiség fölött válnak meghatározóvá a kilúgzásos folyamatok, ami elősegíti a szennyezőanyagoknak a mélyebb rétegekbe való bemosódását is. Azonban a szennyezések a talajvízig nehezebben juthatnak le, mert 2-3 méteres mélységben az adott talajréteg csaknem vízzáró, az agyagfrakció magas aránya miatt.

5.3.4. Az antropogén tényezők hatása a vízminőségre

A természeti tényezők mellett meghatározó szerepe van az emberi tevékenységnek a vizek minőségében. Annak érdekében, hogy megismerjük a kutak vizének használatát és a kutakat ért emberi hatásokat kérdőíves felmérést végeztünk. Az eredmények azt mutatják, hogy

- a vizsgált pontok több mint 85%-ánál a vizet napi rendszerességgel használják,
- több mint 80%-án ivóvízként fogyasztják, 75%-án pedig főzésre is használják a vizet,
- a mintavételi pontok 19%-án a vizet szivattyúzzák, többi ponton pedig vödörrel húzzák föl a vizet,
- a mintavételi helyek több mint 80%-án öntözésre is használják a vizet.

A különböző hasznosítás következtében egyes kutak vize gyorsan cserélődik, míg másokban a vizek hosszú ideig megmaradnak, itt a vizek cserélődése vontatottabb.

- a szennyvízelvezető csatornarendszerre mindössze három mintavételi ponton csatlakoztak a 16-ból,
- a mintavételi pontok több mint felén a szennyvizet kiöntik a kertbe, vagy az árokba, így az beszivároghat a talajba és elérheti a felszín alatti vízbázisokat,
- állattenyésztéssel 5 helyen foglalkoznak a 16-ból, de csak egy helyen jelentősebb mértékű.

A lehetséges szennyező források ismerete mellett fontos beszélni a kutak állapotáról is. Vannak olyan kutak, melyeknek a fala kőből rakott, ezek nagyrészt idősebb kutak, többségük azonban betongyűrűből épített, ez befolyásolja a vizek kútba szivárgását a talaj- és rétegvízből.

A terepi munka folyamán figyelhettük meg, hogy vannak családok, amelyek nagy gonddal vigyáznak a kút vizének a tisztaságára, míg más helyen a kutak elhanyagolt állapotban voltak (26-27. ábrák). Bár a kutak minden mintavételi ponton fedettek, a kutakba több helyen is falevél hullt.



26. ábra. A 7-es vízmintavételi pont



27. ábra. 12-es vízmintavételi pont

Az antropogén tényezők közül elsősorban a településen keletkező szennyvizek sorsát érdemes megvizsgálni, ugyanis általában ez jelenti a legnagyobb veszélyt a települések alatt húzódó talajvízbázisokra. A szennyvízcsatorna hálózat kiépítettségének mértéke jelentős hatással van a talajvíz állapotára, ugyanakkor önmagában a szennyvízcsatorna hiánya még nem feltétlenül jelenti azt, hogy a szennyvíz a talajba, onnan pedig esetleg a talajvízbe szivárog, hiszen ha megfelelően szigetelt szennyvízvezetékben gyűjtik össze a keletkező szennyvizeket és ezek tengelyen történő elszállításáról is gondoskodnak, akkor nem kell számolni a talajvíz elszennyeződésével. Sajnos a tapasztalataink szerint a csatornázatlan településeken, településrészekben a szennyvíztározó aknák igen gyakran nem rendelkeznek megfelelő szigeteléssel és az ezekben összegyűjtött szennyvíz kisebb-nagyobb része a talajba, onnan pedig akár a talajvízbe is szivároghat.

A kérdőíves felmérésünk során kiderült, hogy a vizsgált pontok több mint felén, a szennyvizet nem aknában gyűjtötték össze, hanem belevezették a csapadékvíz elvezetésére szolgáló árkokba, vagy kiöntötték az udvarra, illetve a konyhakertbe.

A talajvíz kutak állapotát nem csak a kommunális szennyvíz veszélyezteti, hanem egyéb szennyező forrásokkal is számolnunk kell. A belterületi állattartásból származó trágya, hígtrágya is jelentős szennyezési potenciált jelent, különösen akkor, ha a trágya biztonságos tárolása nem megoldott. Beregszászon a 16 kútból csak 5 közvetlen környezetében foglalkoztak állattartással. Tehát az állattartásból származó szennyezés jelentéktelen, részben a jószágállomány alacsony száma, részben a talajok gyenge vízáteresztő képessége miatt.

Az állattartás mellett a konyhakertek is szennyező források lehetnek, amennyiben a kertekben kiszórt műtrágya, illetve növényvédő szer beszivárog a talajba és eléri a talajvíz szintjét. Beregszászon a kutak felének a közvetlen környezetében található konyhakert, a műtrágya és a növényvédő szer használata

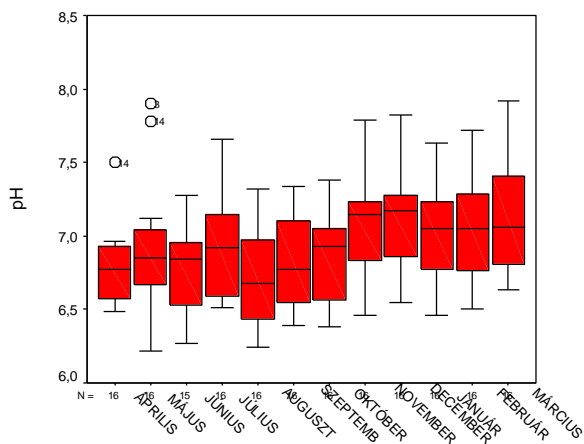
azonban nem jellemző, mindössze egy kertben használtak műtrágyát és négyben alkalmaztak növényvédő szert.

5.3.5. A felszín alatti vízminták vízkémiai értékelése

pH

A vizsgált időszak folyamán a pH értékek többnyire a megengedhető határok között mozogtak, semleges és savanyú kémhatású a minták nagy része (28. ábra, 12. táblázat). Az ivóvizekre vonatkozó ukrainai (6,5-8,5) és magyarországi (6,5-9,5) határértéket ritkán lépték át. Alacsonyabb értékeket a tavaszi-nyári időszakban, magasabbat pedig az őszi-téli időszak folyamán figyelhettünk meg, ami a tavaszi-nyári időszakban megemelkedő szervesanyag-tartalom bomlása során keletkező savas kémhatású bomlástermékekre vezethető vissza. A legalacsonyabb pH értékkel a 4-es, 6-os és 12-es kutak vize rendelkezett (3. ábra), a határértéknél alacsonyabb érték legalább háromszor előfordult az év folyamán. A 4-es mintavételi ponton a legalacsonyabb az átlagérték is 6,49.

A pH értékek a központi területen a legmagasabbak, savanyú kémhatású vizek a város déli területeire jellemzőek. Komonyi et al. (2009) munkájukban a várostól délkeletre fekvő meddőhányók hatását vizsgálták, és arra hívják fel a figyelmet, hogy az alacsony pH értékek és a vizek magas vezetőképessége is jelzi az aranybányához tartozó meddőhányó szennyező hatását, mely kb. 750 m-re fekszik a lakóházaktól.

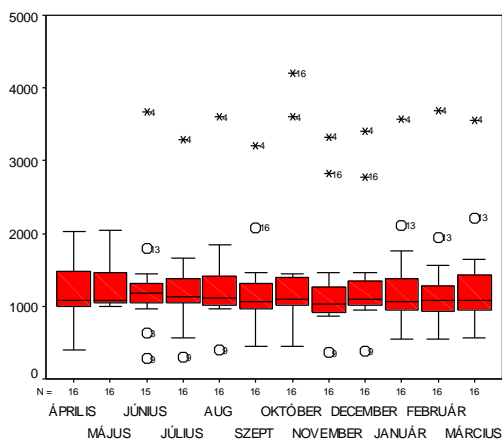


28. ábra. A pH érték változása a beregszászi talajvíz kutakban a 2009 áprilisa és 2010 márciusa közötti időszakban

Elektromos vezetőképesség

Az elektromos vezetőképesség alapján a minták össziontartalmáról kapunk felvilágosítást (Szabó, 2008, Szalai, 2008). Az elektromos vezetőképesség értéke a kutak többségénél 1000-1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ között változik (29. ábra, 12. táblázat). A 4-es kút vizének vezetőképessége viszont tartósan 3000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ fölött volt a vizsgált

időszakban, ami már számottevő szennyezőanyag jelenlétére utal. A második legmagasabb évi átlagérték a 16-os mintavételi ponton jelentkezett, ennek oka feltehetően az, hogy a szennyvíz aknához vezető csőből szennyvíz szivárog a talajba, ezt a szennyezést jelzi a magas érték. A legmagasabb érték az adott ponton októberben fordult elő 4200 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Területileg a város déli részén jellemzőek magasabb értékek, a 4-es, 11-es, 13-as kutak emelkednek ki (3. ábra).



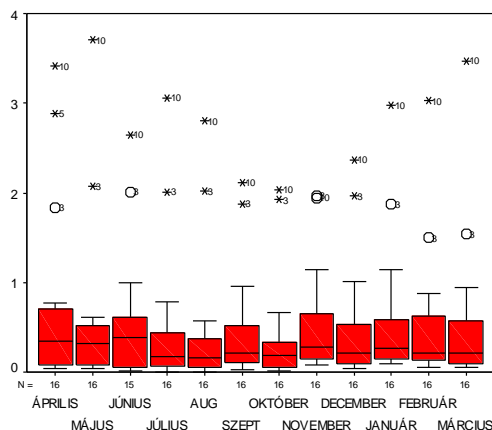
29. ábra. A talajvíz kutak vizének elektromos vezetőképessége Beregszászban

Ortofoszfát-tartalom

A talajvíz foszfortartalma természetes forrásból is származhat, de nagyobb koncentrációban való megjelenése mindig antropogén szennyezésre vezethető vissza. A legjelentősebb szennyező forrást a kommunális szennyvizek jelentik, de a foszfortartalmú műtrágyák maradékai is okozhatnak feldúsulást (Szabó et al., 2007).

Beregszászon 0,54 mg/l volt az összes mérési eredmény átlaga, a vizsgált vízmintáknak 27,7%-a haladta meg a 6/2009-es rendelet által meghatározott 0,5 mg/l-es (B) szennyezettségi határértéket. Tehát a kutak több mint egynegyedének vize szennyezettnek tekinthető.

A 3-as, 7-es, 10-es kutak vizének ortofoszfátartalma egész év folyamán a határérték fölött volt (30. ábra, 12. táblázat). A 10-es kútnál kb. hatszoros határérték túllépés figyelhető meg. A határértéket meghaladó mennyiségű ortofoszfát értékek oka lehet a háztartási szennyvízben a mosó- és mosogatószer miatt felhalmozódó magas foszfortartalom. Szabályszerű térbeli elrendeződést nem figyeltünk meg



30. ábra. Az ortofoszfát tartalom változása a vizsgált időszak folyamán

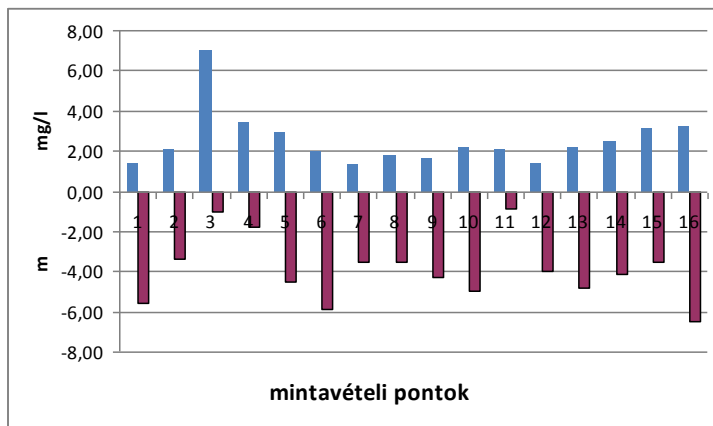
Szervesanyag-tartalom

A KOI_{ps} segítségével mérhető szerves anyag tartalmat részben a külső forrásból származó szerves anyagok (szennyvíz bevezetések, bemosódás), részben a vízben élő illetve elpusztult szervezetek szerves anyagai és az oldott formában jelenlevő szerves anyagok adják (Angyal, 2009).

Beregszászban a KOI_{ps} értékek 0,31 mg/l-től 14,4 mg/l-ig változtak. A 201/2001. (X. 25.) Kormányrendelet a KOI_{ps} határértékét 3,5 mg/l-ben határozta meg. A minták 17%-ánál figyelhetünk meg határérték átlépést. A város keleti és délkeleti területein fordultak elő a magasabb értékek. A legmagasabb szerves anyag koncentráció a 3-as mintavételi ponton fordult elő, évi átlagértéke 7 mg/l (31. ábra, 12. táblázat). Ezen a ponton egész év folyamán magas értéket mértünk. Az adott kút talajvízszintje 1-2,5 m között ingadozik, esőzések idején a kút vize zavarossá válik. Az adott ponton a talaj szinte vízzáró réteget képez 1,5 m-es mélységben, melyen a felszínről érkező vizek nem tudnak áthatolni, ezért a szennyeződések a vízzáró réteg fölötti zónában koncentrálnak. A tulajdonos kizárólag a kút vizét fogyasztja ivóvízként.

A kutak vízszintje és az átlagos szervesanyag-koncentráció között szignifikáns negatív összefüggés van, értéke $r = -0,319$.

Az első hat kút esetében jól látható, hogy minél mélyebben húzódik a vízszint, annál alacsonyabb a szervesanyag-tartalom értéke (31. ábra). Több kútnál azonban nem egyértelműen mutatkozik meg ez az összefüggés, ennek egyik oka, hogy a kutakat a felszín alatt is érheti szennyezés, pl. a 16-os kútnál, de ahogy már említettük a felszínről is kerülhet szennyeződés a kútba.

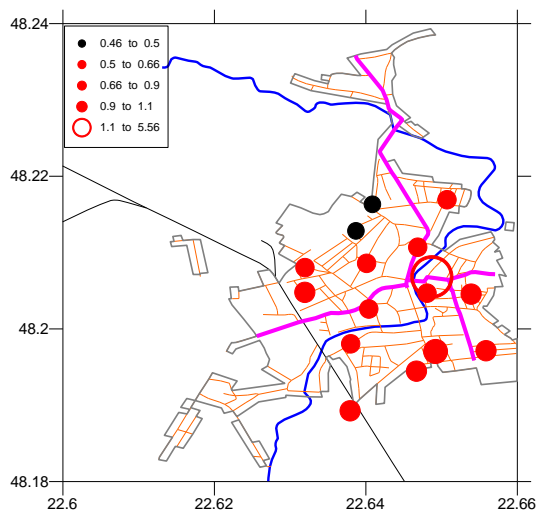


31. ábra. A szervesanyag-tartalom átlagértékeinek és a kutak átlagos vízszintjének értéke a vizsgált időszakban

Ammónium-tartalom

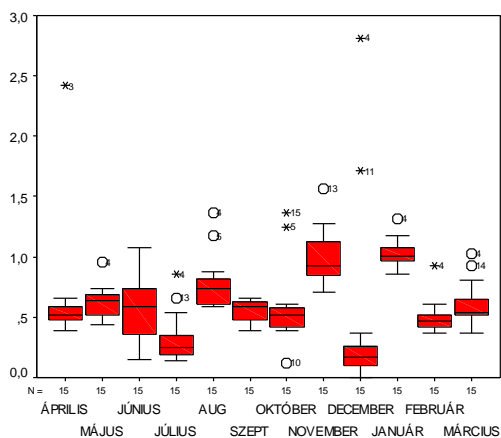
A talajvíz ammóniumion-tartalma a szerves anyagok biológiai lebomlása során keletkezik, ennek folytán a szerves szennyezések egyik legfontosabb jelzője. Az ammónia és ammóniumion aránya a vizekben a víz hőmérsékletének és pH-jának függvénye (Barótfi I. 2000). A pH és a hőmérséklet emelkedésével nő a toxikus ammónia aránya. A beregszászi minták többsége a semleges, és az enyhén savas tartományban volt. A vízminták hőmérséklete pedig 4 és 13°C között változott. Ebben a pH- és hőmérséklet tartományban 97-100% közötti az ammóniumion aránya.

Beregszászban két mintavételi ponton tapasztaltunk magas ammónium koncentrációt (32. ábra, 12. táblázat). A 16-os kútban a határérték tízszeresét mértük, míg a 4-es kútban a kétszeresét. A város többi részén az értékek 0,5 mg/l körül változtak. Az átlagértékek csak a 8-as és 2-es mintavételi ponton maradtak kevéssel a 0,5 mg/l-es határérték alatt. A kimondottan magas ammóniumion koncentráció egyértelműen antropogén eredetű szennyezésre utal. A 16-os mintavételi ponton a helyszínen végzett kérdőíves felmérés és a terület megtekintése alapján feltételezzük, hogy a szennyvízknába vezető cső, amely a kút közelében halad el sérült lehet, s ez okozza a kút vizének elszennyeződését. A kiemelkedően magas relatív szórás értéke (129%) mutatja a nagy időbeli változatosságot.



32. ábra. A talajvíz kutak átlagos ammónium tartalma a 2009 április-2010 márciusa közötti időszakban (mg/l)

A magasabb ammónium-koncentrációkat az őszi-téli hónapokban tapasztaltuk, amikor a szerves nitrogén ammóniummá történő bomlása végbemegy, ugyanakkor a hideg miatt gátolt az ammónium nitritté történő oxidálódása, ugyanis a nitritképző baktériumok működése $10\text{ }^{\circ}\text{C}$ fok alatt lelassul, ezért a vízben feldúsulnak az ammónium ionok (Bíró et al., 1998) (33., 35. ábra).



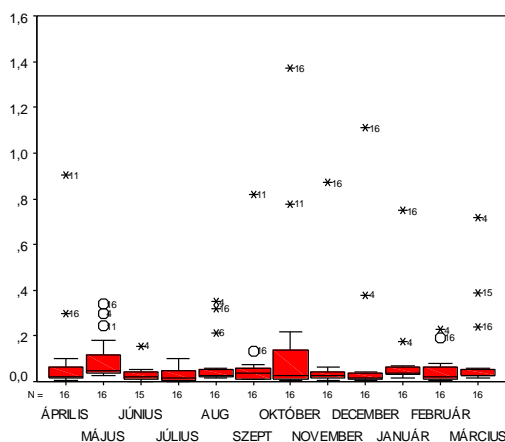
33. ábra. Az átlagos ammónium-tartalom alakulása 2009 áprilisától 2010 márciusáig (a 16. mintavételi pont értékeit nem tüntettük fel, mivel a 24 mg/l -es érték miatt a többi adatot nem lehetne megfelelően látni)

Nitrittartalom

A szerves anyagok bomlásának következő lépése, az ammónia-nitrit átalakulás, amelynek sebessége függ a közeg pH-jától. A folyamat $8\text{-}9,5$ közötti pH

tartományban a leggyorsabb, viszont a beregszászi vizminták pH-ja 6-8 között változott. A folyamatban a hőmérséklet is komoly szerepet játszik. Amint azt már korábban említettük a nitrítképző baktériumok nem tűrik a hideget, emiatt működésük 10°C alatt lelassul, a hőmérséklet emelkedésével viszont rendszerint nő a nitrit mennyisége (Barótfi I. 2000). Mivel a nitrit a vizes rendszerekben azonnal tovább oxidálódik nitráttá, ezért nagyobb mennyiségben nem halmozódik fel.

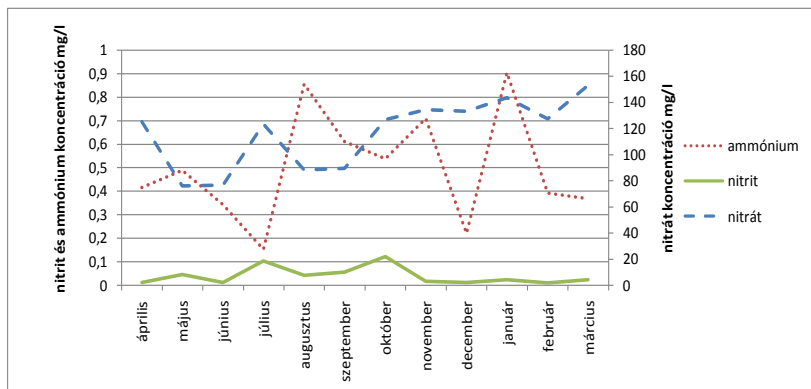
Beregszászban csak a 16-os mintavételi ponton haladta meg a nitrit koncentráció átlagértéke a 201/2001 (X. 25.) Kormányrendeletben az ivóvizekre meghatározott 0,5 mg/l-es határértéket (34. ábra, 12. táblázat). A legalacsonyabb mért érték 0 volt, a legmagasabb pedig 1,37 mg/l. Az összes minta kevesebb, mint 5%-ában figyelhetünk meg határérték túllépést. Az átlag 0,09 mg/l. A nitrítartalmú vizek fogyasztása egészségre veszélyes, mivel a nitritek karcinogének és toxikusak is. A 11-es és 16-os mintavételi pontokon több alkalommal mértünk határérték fölötti értéket.



34. ábra. A beregszászi talajvíz kutak vizének nitrítartalma

Nitráttartalom

Az ammónium nitríté alakulása után a szerves anyagok lebomlásának következő lépése a nitrit nitráttá történő oxidációja. A folyamat során a talajvízben jelentős mértékben csökken az oldott oxigén mennyisége (Barótfi, 2000). A 35. ábrán a 2. sz. kút példáján figyelhetjük meg a talajvízben található nitrogénformák koncentrációjának változásait. Általában az a jellemző, hogy az ammónium és a nitrát-koncentrációk egymással ellentétesen változnak, mivel az ammónium oxidálódik nitríté, majd nitráttá, így természetes, hogy amikor az ammónium mennyisége csökken, akkor a belőle képződő nitrát mennyisége nő.

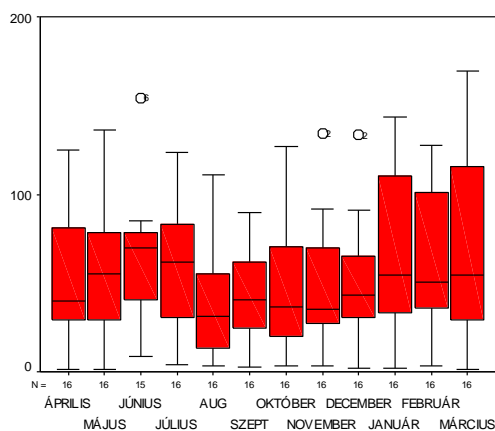


35. ábra. A 2-es kút nitrogénháztartásának mutatói

A talajvíz nitrát-koncentrációjának átlaga Beregszászon 55,3 mg/l volt (36. ábra). Ez az érték meghaladja a 6/2009-es együttes rendeletben, illetve a nitrátokról szóló 91/676/EEC irányelvben rögzített 50 mg/l-es szennyezettségi határértéket. Határérték feletti nitrát koncentráció a minták 45,5%-ában volt.

Hét kútban 50 mg/l fölött volt a nitrát átlagmennyisége (12. táblázat). A legmagasabb mért érték 162 mg/l volt. Ezen a ponton, és még néhány helyen ezen kívül, kisgyermek is fogyasztják a kút vizét, akiket leginkább veszélyeztet a magas nitráttartalom. Számos orvos a határértéket túl magasnak tartja, különösen a csecsemők és kisgyermek számára és literenként 25 milligrammos maximumértéket javasol (Csoma- Hadnagy, 2008).

Ukrajnában az ivóvizek nitráttartalmára meghatározott határérték szintén 50 mg/l (ДСанПіН 2.2.4-171-10).



36. ábra. A beregszászi talajvíz kutak vizének nitrát tartalma

Az 33. ábrán láthattuk, hogy az ammónium-tartalom a kutakban augusztustól decemberig volt a legmagasabb, a 36. ábrán pedig azt figyelhetjük meg, hogy a nitrát ugyanezekben a hónapokban a legalacsonyabb középértékekkel bír. Az

ammonifikáció folyamata beindulásával a nitrát felhalmozódás kezdődik el, ahogyan a vizsgált kutak esetében is láthatjuk.

A vizsgált paraméterek alapján megállapíthatjuk, hogy a városi talajvíz kutak vizét több tényező is befolyásolta. A természeti tényezők kedvező hatással vannak a vízminőségre. Elsősorban a talaj szemcseösszetétele és a talajvíz mélysége. Beregszász talajaiban a finom frakció aránya jelentős, 50% fölötti, így a felszínről a vizek csak nagyon lassan tudnak a mélybe szivárogni. Szintén előnyös a talajvízminőség szempontjából a viszonylag mélyen húzódó talajvízszint.

Az antropogén tényező hatása a nagyfokú természetes védelem mellett is nyilvánvaló. Elsősorban ezt az ammóniumtartalom értéke jelzi, mely az egész városban 0,5 mg/l körüli. De a nitrát és ortofoszfát-tartalom is több ponton határérték feletti. A lakosság számára a határérték fölötti szennyezőanyag tartalmú víz fogyasztása kockázatot jelent. A helyi lakosok viszont nincsenek tisztában az általuk fogyasztott víz minőségével, mivel a városban a talajvíz kutak vizét a helyi KÖJÁL nem ellenőrzi, a vizsgálat elvégzése pedig költséges a lakosok számára. Megoldást jelentene a központi vízszolgáltatás, és a szennyvízelvezető csatornahálózat teljes körű – egész városra kiterjedő – kiépítése.

Az általunk vizsgált vízminőségi paraméterek közül legnagyobb humán-egészségügyi kockázatot a magas nitráttartalmú vizek fogyasztása jelenti, a methemoglobinémia betegség kialakulásának lehetősége miatt. Hét kútban legalább egy alkalommal 100 mg/l fölötti nitrát koncentrációt mértünk. Több szerző leírása alapján 100 mg/l-nél magasabb nitráttartalmú víz fogyasztása a 3 hónapnál fiatalabb csecsemők esetében a betegség kialakulásának a kockázatával jár (Walton, 1951, WHO, 2011). A nitrátok a talajvízbe kerülve hosszú ideig ott tartózkodhatnak, ami fokozza a veszélyt.

A WHO (2011) adatai szerint egy 60 kg súlyú felnőtt esetén a megbetegedés kockázata akkor áll fenn, ha napi 2 liter, 1000-4500 mg/l nitráttartalmú vizet elfogyaszt. De ha a nitrát más úton is, pl. zöldségeken keresztül bekerül a szervezetbe, ennél alacsonyabb koncentráció is veszélyes lehet. Összességében azonban a felnőttekre a vizek nitráttartalma nem jelent különösebb veszélyt.

12. táblázat. A vizsgált vízkémiai paraméterek alakulása a 16 talajvíz kút esetében

	1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.	8.	9.	10.	11.	12.	13.	14.	15.	16.
pH																
Átlag	6,9	7,0	7,3	6,5	6,9	6,5	7,1	7,1	6,9	7,1	6,6	6,6	6,7	7,6	6,9	7,0
Min	6,5	6,2	6,9	6,3	6,5	6,2	7,0	6,6	6,5	6,8	6,3	6,3	6,5	7,2	6,8	6,8
Max	7,5	7,5	7,9	6,6	7,5	6,7	7,2	7,5	7,3	7,4	7,1	7,1	7,0	7,9	7,2	7,2
Fajlagos vezetés (µS/cm)																
Átlag	971	1099	901	3251	1053	1131	1163	1060	481	1064	1382	1071	1738	1151	998	2154
Min	565	1062	628	2030	544	1012	884	981	276	882	1035	949	1441	1042	945	1513
Max	1127	1135	1101	3690	1382	1309	1522	1412	1080	1291	1622	1430	2210	1235	1053	4200
Szerves-anyag (mg/l)																
Átlag	1,4	2,1	7,0	3,4	2,9	2,0	1,3	1,8	1,6	2,2	2,1	1,4	2,2	2,5	3,1	3,2
Min	0,78	0,31	4,80	1,71	0,78	0,62	0,31	0,62	0,31	0,31	0,65	0,31	1,44	0,93	1,40	1,44
Max	2,06	3,20	14,4	5,95	4,62	4,70	2,85	4,28	4,23	3,2	4,28	2,03	2,95	4,32	4,29	5,09
Ammónium (mg/l)																
Átlag	0,56	0,50	0,69	1,09	0,73	0,55	0,52	0,46	0,55	0,50	0,76	0,59	0,72	0,66	0,66	5,56
Min	0,17	0,15	0,29	0,44	0,22	0,00	0,15	0,00	0,07	0,12	0,24	0,21	0,37	0,07	0,12	0,12
Max	1,17	0,90	2,42	2,81	1,25	0,98	1,03	0,95	1,00	0,98	1,71	1,03	1,56	1,12	1,37	24,08
Nitrit (mg/l)																
Átlag	0,01	0,04	0,02	0,22	0,04	0,07	0,02	0,02	0,02	0,05	0,25	0,02	0,05	0,04	0,06	0,51
Min	0,00	0,01	0,004	0,02	0,01	0,01	0,003	0,003	0,01	0,01	0,01	0,00	0,03	0,01	0,01	0,03
Max	0,03	0,12	0,05	0,72	0,10	0,21	0,06	0,06	0,04	0,16	0,90	0,05	0,08	0,08	0,39	1,37
Nitrát (mg/l)																
Átlag	39,6	116,5	20,6	86,2	3,1	77,9	96,9	30,9	26,8	74,3	48,9	39,9	72,7	35,1	42,4	73,7
Min	28,0	76,0	11,3	23,1	1,2	5,5	36,7	23,1	1,2	52,6	13,0	27,5	15,9	25,4	6,6	26,7
Max	62,0	153,1	40,5	121,4	8,4	154,4	161,5	61,6	56,7	100,4	71,0	52,9	169,2	48,1	69,8	128,3
Ortofoszfát (mg/l)																
Átlag	0,36	0,15	1,88	0,23	0,30	0,19	0,83	0,10	0,13	2,80	0,39	0,07	0,06	0,51	0,37	0,24
Min	0,27	0,03	1,50	0,05	0,01	0,06	0,57	0,05	0,05	1,94	0,09	0,02	0,02	0,35	0,27	0,07
Max	0,47	0,32	2,07	0,77	2,89	1,00	1,14	0,18	0,39	3,70	0,80	0,14	0,19	0,66	0,50	0,52

5.4. A felszíni vizek állapota

5.4.1. A Vérke-csatorna

Beregszász egyetlen felszíni vízfolyása a város központján keresztül folyó Vérke-csatorna. A Vérke hossza Beregszász területén 7,7 km, ebből 2,4 km-en a patak partfala kikövezett, erre a szakaszra esnek a V2, V3 és V4 mintavételi pontok. A városi szakaszon mélysége 40-60 cm. A V1-es mintavételi ponton a patak szélessége és mélysége is nagyobb a városinál. A vizsgálat ideje alatt a Vérke vizsgált szakaszára jellemző volt, hogy a medrében jelentős mennyiségű iszap halmozódott fel, a partmenti területet a növényzet benőtte, vize nem volt átlátszó. A V3 mintavételi pont közelében erős szaghatás volt jellemző egész év folyamán.

5.4.2. Vízhőmérsékleti mutatók

A munkában az MSZ 12749 szabványban megadott osztályozás értékeit vettük viszonyítási alapul a szervesanyag-tartalom meghatározás során; a többi vizsgált paraméter esetében a 10/2010 (VIII. 18.) VM rendelet 2. mellékletében megadott vízminőségi határértékeket alkalmaztuk.

A mintavételi pontok kiválasztásánál cél volt, hogy a városon kívül fekvő szakasszal tudjuk összehasonlítani a Vérke vizét. A V1 mintavételi pontot a város határában jelöltük ki. A többi pontot pedig úgy választottuk, hogy egy-egy szakasz terhelése látható legyen (3. ábra).

A Vérke csatorna kémhatása semleges illetve enyhén savas kategóriába tartozik (13. táblázat). A legalacsonyabb érték 6,3, a legmagasabb pedig 7,4 volt. A 48 mérésből csak 4 érték volt alacsonyabb, mint a határérték. Az elektromos vezetőképesség értékei a határértékeken belül változtak. Az értékek az ammónium-, ortofoszfát- és szervesanyag-tartalomhoz hasonlóan májusban és decemberben voltak a legmagasabbak (13. táblázat).

A természetes állapotú vízfolyások nitráttartalma általában csekély, ritkán haladja meg az 1 mg/l-es koncentrációt (Kerényi, 2003). A nitrát értékek csaknem egész évben a határértéken belül változtak csak januárban emelkedett a V2 mintavételi ponton a mért érték a 8,9 mg/l-es határérték fölé. Az átlagértékek a V1 mintavételi ponttól a V4-ig csökkennek ellentétben a többi paraméterrel (13. táblázat).

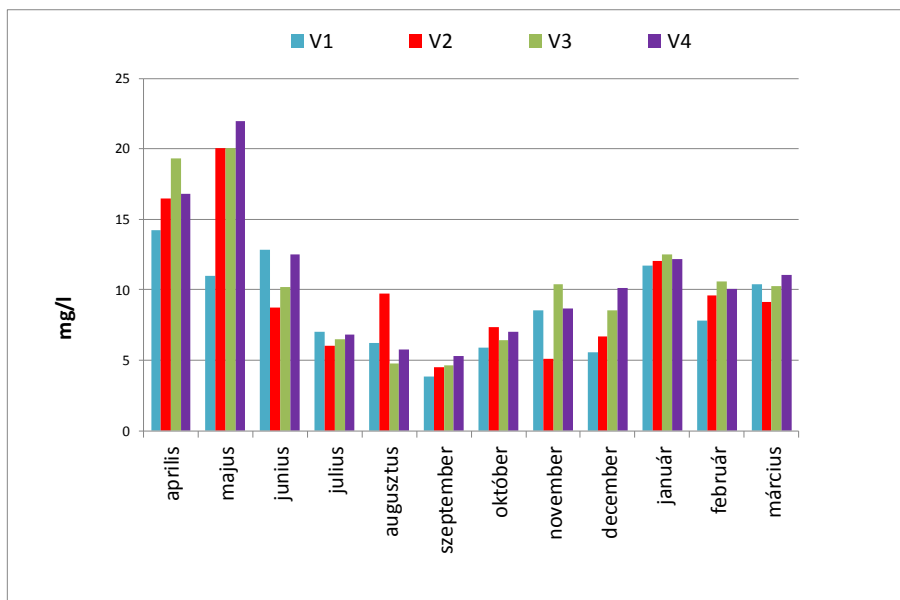
A nitrit tartalom a nyári és őszi hónapokban alacsony volt, határértéken belül változott, a téli és tavaszi hónapokban viszont az értékek gyakran megemelkedtek. A legmagasabb értéket 0,57 mg/l, a V3 mintavételi ponton mértünk, de mind a 4 mintavételi ponton a határérték fölötti a maximum érték (13. táblázat).

13. táblázat. A Vérke-csatorna vízének vízminőségi jellemzői

Vízminőségi jellemzők	Határérték		Mintavételi pontok			
			V1	V2	V3	V4
Kémiai oxigénigény (KOI_{ps})		Átlag, szórás	8,76±3,1	9,62±4,4	10,35±4,8	10,69±4,6
		Min	3,84	4,48	4,64	5,28
		Max	14,25	20,06	20,06	21,94
Ammónium	0,52 mg/l	Átlag, szórás	2,17±1,4	5,71±8,4	12,71±19,4	14,21±20,9
		Min	0,43	0,42	0,86	0,86
		Max	5,01	31,66	68,83	61,61
Nitrit	0,19 mg/l	Átlag, szórás	0,08±0,1	0,11±0,1	0,15±0,1	0,14±0,1
		Min	0,006	0,013	0,021	0,016
		Max	0,36	0,27	0,57	0,3
Nitrát	8,85 mg/l	Átlag, szórás	2,09±2,3	2,09±2,5	1,68±1,8	1,48±1,7
		Min	0,03	0,03	0,19	0,13
		Max	7,3	9,53	6,34	6,82
Ortofoszfát	0,46 mg/l	Átlag, szórás	0,28±0,2	0,93±1,4	1,46±1,6	1,63±1,6
		Min	0,11	0,19	0,36	0,41
		Max	0,72	5,62	6,48	6,13
pH	6,5-9	Átlag, szórás	6,9±0,3	6,8±0,3	6,9±0,3	6,8±0,2
		Min	6,39	6,34	6,5	6,55
		Max	7,33	7,24	7,43	7,15
Fajlagos vezetés	<1000 µS/cm	Átlag, szórás	243±58	285±129	346±170	362±182
		Min	168	189	170	206
		Max	355	617	718	712

A Vérke-csatornában a szervesanyag-tartalom átlagértékei és a havi értékek is az MSZ 12749 szabványban foglaltak szerint, meghaladták a kiváló (I. – 5 mg/l) és több esetben a jó (II. – 8 mg/l) vízminőségre vonatkozó határértéket is. A legmagasabb értékeket májusban mértük (22 mg/l), de áprilisban is meghaladta a 15 mg/l-es, tűrhető (III.) határértéket (37. ábra). Szeptemberben volt a legalacsonyabb a szervesanyag-tartalom értéke a mintavételi pontokon. Főleg a téli és tavaszi hónapokban figyelhettük meg a magasabb értékeket, a nyár végi és őszi hónapokban pedig az alacsonyabb KOI_{ps} értéket. Az összes mért adatból csak három esetben volt 5 mg/l alatti érték, azaz kiváló vízminőség, mindhárom szeptemberben mértük. Hozzánk hasonló eredményt kapott Türk és Szabó (2012) a Lónyay-főcsatorna Tiszára gyakorolt vízkémiai hatását vizsgálva. Az egyik ok, melyet megneveznek, hogy a felszíni vizekben végbemenő természetes lebontó folyamatok aktivitása csökken a téli és tavaszi időszakban.

A KOI_{ps} esetében az értékek megemelkedése származhat a városi szennyvizek bevezetésétől, ahogy ez a májusi értékeknél meg is figyelhető, a V1-es ponton a mért érték 10,9 mg/l, a V4-en pedig a duplája 21,9 mg/l. A szennyezőanyag csak a városban kerülhetett a vízfolyásba. Más esetekben azonban nem ennyire egyértelmű a helyzet.

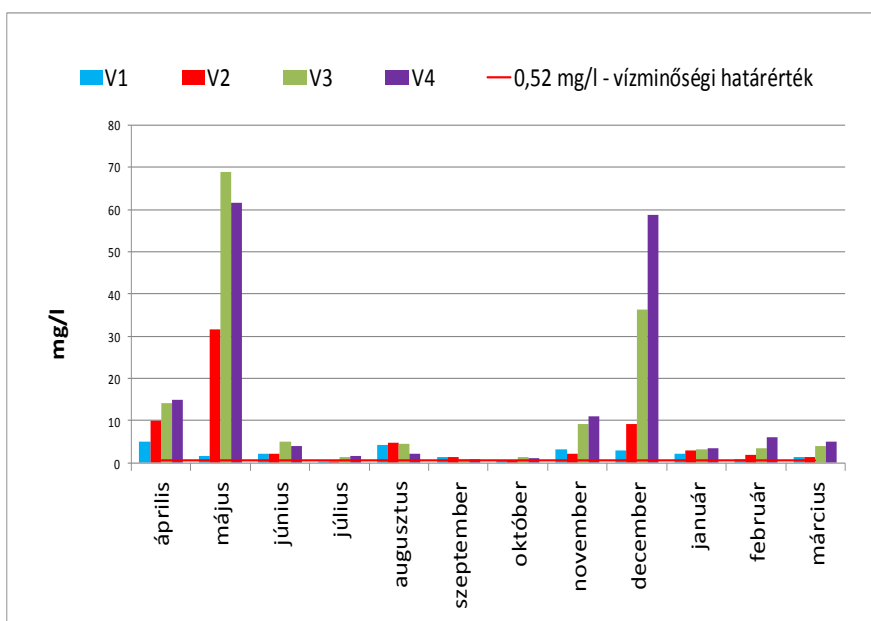


37. ábra. A szervesanyag-tartalom (KOI_{ps}) változása a Vérke-csatornában (2009 április-2010 március)

A vizek ammóniatartalma a szerves szennyezések egyik legfontosabb mutatója. A szabad ammónia és ammóniumion koncentráció viszonya a víz kémhatásának függvénye (Barótfi, 2000). Adott pH érték mellett a Vérke vizében mindössze 1-3% között változhat az ammónia aránya, így alapvetően ammóniumion szennyezésről beszélhetünk.

A vizsgált felszíni víz ammóniumion tartalma nagyon széles skálán váltakozott (38. ábra). 2009 áprilisa és 2010 márciusa között két esetben fordult elő határérték alatti ammónium-koncentráció. Jellemző azonban, hogy a mért értékek a határértéket sokszorosan meghaladják, különösen májusban és decemberben. A legmagasabb mért érték 68,83 mg/l, amit májusban a V3 mintavételi ponton mértünk. A nyári és őszi hónapokban az ammónium koncentrációja alacsonyabb volt. A téli időszakban a vízfolyások ammóniumion koncentrációja mindig magasabb, a nitrifikáció csökkent mértéke miatt. Jelen esetben feltehetően az emberi beavatkozás szerepe a nagyobb. Novembertől a Vérkébe nem érkezik víz a Borszából, egészen májusig. Ennek következtében a szennyezőanyagok jelentős mértékben feldúsulhatnak.

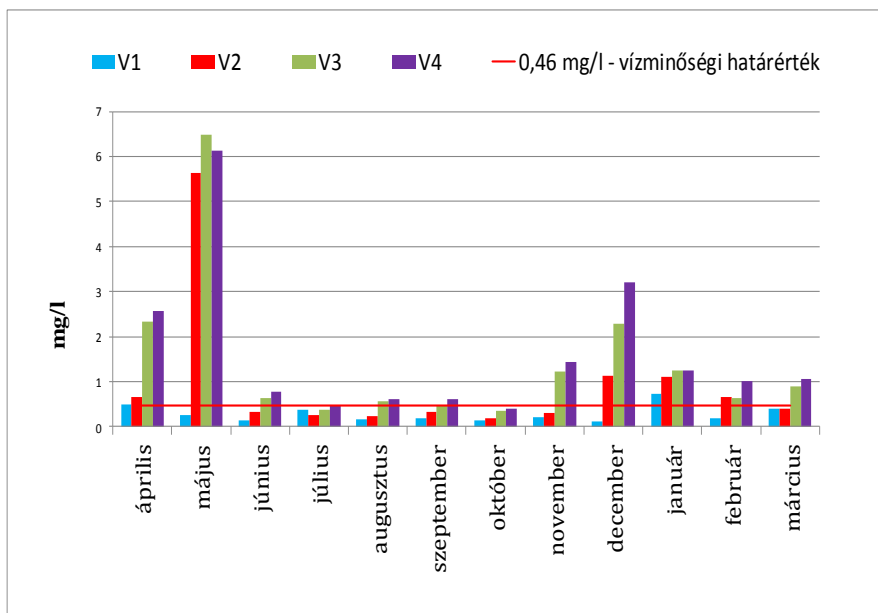
Az ammónium-tartalom vizsgálata alapján megállapítható, hogy a Vérke-csatornát komoly szennyvízterhelés éri. A kiugróan magas értékek egyértelműen a város belső területein fordulnak elő (13. táblázat)



38. ábra. Az ammónium-tartalom változása a Vérke-csatornában (2009 április-2010 március)

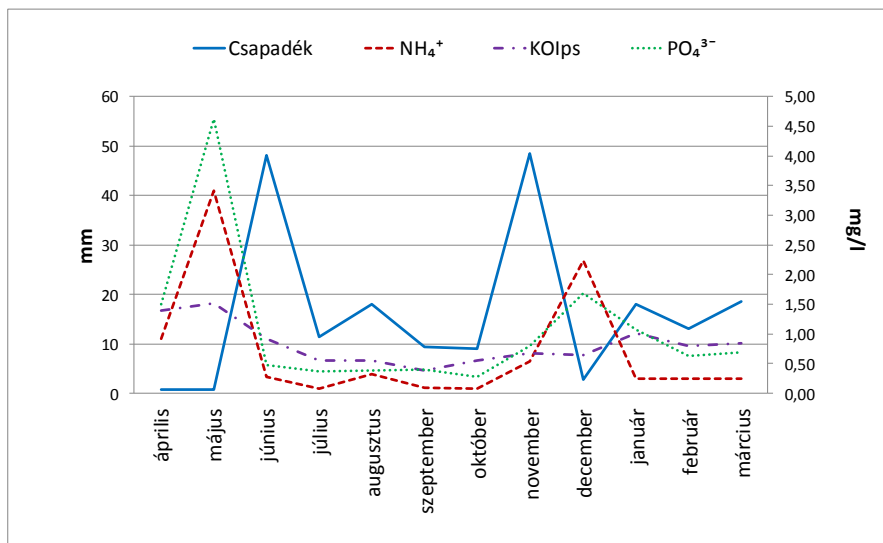
A foszfor a vízbe természetes és mesterséges úton egyaránt bejuthat. A kőzetek – apatit, fluorapatit, aragonit – bomlása eredményezi a természetes bejutást. Az emberi tevékenység révén főleg a kommunális szennyvizek és a mezőgazdasági bemosódás növeli a vizek foszfortartalmát. A lakosság élettani kiválasztással naponta 2 g-ot, a felhasznált mosószerekkel pedig további 2 g foszfort bocsát ki fejeként. A felszíni vizekben leggyakrabban szervesetlen ortofoszfátként vannak jelen (Barótfi, 2000).

Az ortofoszfát-tartalom hasonlóan az ammónium-koncentrációhoz áprilisban és májusban, valamint novemberben és decemberben volt a legkiemelkedőbb (39. ábra). A V1-es mintavételi ponton, ami a városon kívül helyezkedik el, többnyire határérték alatt maradtak az értékek. A maximumértékek azonban, melyek többnyire a V3, V4 pontokon a fordultak elő a határértéknek gyakran a többszörösei. Ez is jelzi, hogy a városban éri a szennyvízterhelés a Vérkét.



39. ábra. Az ortofoszfát-tartalom változása a Vérke-csatornában (2009 április-2010 március)

A csapadéknak a folyóvízre gyakorolt hatását szeretnénk volna felderíteni, ezért összevetettük a mintagyűjtés előtti héten mért csapadékatokat és a vizsgált paraméterek változását. A 40. ábrán az ammónium, szerves anyag és ortofoszfát havi átlagának alakulását mutatjuk be a csapadék változás mellett. A júniusi kiemelkedően magas csapadék érték hatására az előző hónapban mért magas értékek lecsökkentek. A novemberi csapadék maximumot követő hónapban, viszont látjuk az értékek megemelkedését. Ezeknek az adatoknak a vizsgálata azt mutatta meg, hogy a csatorna vize elsősorban nem a csapadék változás hatására változik. Legfontosabb tényező a zsilip megnyitása. A májusi mintagyűjtés a zsilip megnyitása előtt történt, a zsilip megnyitása után megindul a víz áramlása a csatornában, és a szennyezett víz helyébe tisztább víz kerülhet, ez eredményezhette a júniusi értékek csökkenését. A novemberi mintagyűjtés pedig a zsiliplezárás után történt, vagyis a mintagyűjtés idején már kevesebb víz állt rendelkezésre a csatorna vizének hígítására, a jelentősebb csapadékmennyiség ellenére. Így novembertől a hígítás hiányában halmozódtak fel nagyobb mértékben a szennyezőanyagok.



40. ábra. Az ammónium-, szervesanyag- és ortofoszfát-tartalom átlagértékeinek változása a Vérke-csatornában, a csapadékatatok tükrében

Beregszász a Vérke parti városként ismert település. Az egykori patak, mely a város díszje volt, mára sokat veszített értékéből. Jelenleg a szennyvízcsatorna szerepét tölti be, mivel nincs megoldva a szennyvízkezelés és elvezetés kérdése a város egy részében. Beregszász turisztikai értékét és a lakosok életminőségét lerontja a bűzlő csatorna.

A Vérke kémiai vízminősége nem kielégítő. Nagy mennyiségben halmozódtak fel a szerves anyagok, ammónium és ortofoszfát. A nagy tápanyagmennyiség gyorsítja az eutrofizációs folyamatot a vízfolyásban. A városon kívüli, és a belső szakaszok vize is szennyezőanyagokkal terhelt.

Szükséges a vízfolyás medrének kitakarítása és a szennyező források megszüntetése. A városi vezetés érdeke is a Vérke kitisztítása. E célból hozták létre 2010-ben azt a munkacsoportot, mely a Vérke medrének kitisztítására és a környező területek rendbehozatalára irányuló munkákat koordinálja (Babják, 2010). A meder megtisztítása elkezdődött, ami látványos változást okozott a belváros képében (41-42 ábrák).



41. ábra. A Vérke-patak Beregszász központjában a vizsgálat idején (2009)



42. ábra. A Vérke-patak a városközpontban 2013 tavaszán

Azonban a legtöbb problémát okozó szennyvízbeeresztés kérdése még nem megoldott. Szükséges volna továbbá az egykor természetes vízfolyás medrének természetessé alakítása, azokon a szakaszokon, amelyen ez megvalósítható, illetve a folyamatos vízutánpótlás biztosítása a csatornán.

5.5. Az ülepedő portartalom értékelése a falevelekre rakódott por vizsgálata alapján

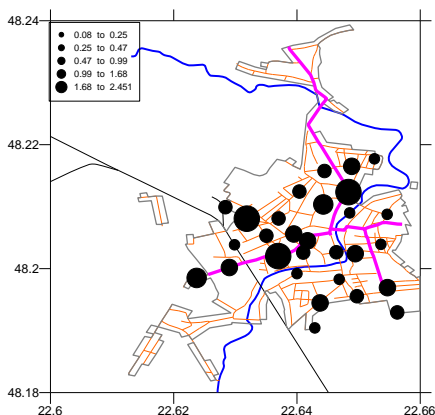
5.5.1. Az ülepedő por mennyisége

Az általunk alkalmazott módszer alkalmas arra, hogy a településen belül feltérképezhessük a porterhelés mértékében mutatkozó területi különbségeket, bár a levelekre rakódott pormennyiség alapján nem állapítható meg pontosan, hogy egy adott időegység alatt, adott felületen milyen mennyiségű por ülepedett le. A szennyezési időszak hosszát azért nehéz meghatározni, mivel a mintavételt megelőző időszak csapadékadatát ismerve sem állíthatjuk, hogy a por csak a csapadékhullás utáni időben halmozódott fel a leveleken. A 2008-as mintavételt megelőző 9 napon nem volt eső, a havi csapadék mennyiség 52,2 mm volt, ami a mintavételt megelőzően hullt. Az év folyamán a sokévi átlagnál valamivel több csapadék hullt, szeptember a többi hónapoz viszonyítva közepesen csapadékos volt. 2009-ben a mintavételt megelőző napon hullt csapadék, a havi csapadék mennyiség 27,3 mm volt, amiből 27 mm a mintavételt megelőző 25 napos időszakban hullt. Szeptember volt a második legszárazabb hónap az év folyamán. Viszont 2009-ben az évi csapadékmennyiség 830 mm volt, ami jelentősen meghaladta a sokévi átlagot.

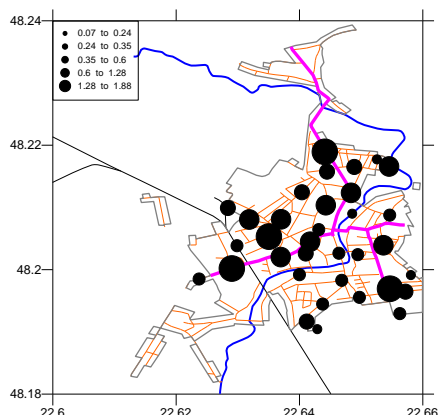
2008-ban a város nyugati és északi területén figyeltük meg a leülepedett pormennyiségek maximumát (43. ábra). A város keleti és déli területein fordultak elő az 1 m²-re eső legkisebb pormennyiségek. Megállapítottuk, hogy a legnagyobb porterhelés a forgalmas utak menti területeken mutatható ki, ami egyértelműen a közlekedés meghatározó szerepére utal. A legmagasabb értéket a B. Hmelnickij út mellett mértük, amely az ukrán-magyar határ és a város között fekszik. Magas a porszennyezés a városon keresztül vezető Munkács – Beregszász – Huszt közút mentén is. A város nyugati részén tapasztalt magas porterhelés nem magyarázható a forgalmas utak közelségével, azonban itt húzódik a város ipari övezete (3. ábra), emellett ez a városrész közel van a szántóföldi művelés alatt álló területekhez, ahonnan az őszi betakarítási munkák során jelentős mennyiségű por transzportálódhatott a nyugati városrész fölé. Szabó et al. (2008/b) porterheléssel foglalkozó tanulmánya rámutat arra, hogy a mezőgazdasági területekről – különösen a betakarítási munkák idején – komoly mértékű porterhelés érheti a környező településrészeket.

2009-es mintagyűjtés folyamán növeltük a minták számát, és ezzel növeltük a vizsgált területet is (44. ábra). 5 újabb ponton gyűjtöttünk be hársfaleveleket, melyek a város peremi területein helyezkednek el. A nyugati területen újra magas pormennyiségeket mértünk, de a maximumok térbeli elrendeződése kissé eltér a 2008-as évtől. Elsősorban a nyugati a városközpontoz közelebbi pontok értékei voltak magasak, melyet a forgalomnak tulajdonítunk elsősorban. Az ipari zóna környezetében 2009-ben valamivel kisebb porterhelést állapítottunk meg. Az északi területen egy újabb mintavételi pontról is gyűjtöttünk be mintát, mely szintén a városból kivezető forgalmas út mentén helyezkedik el. Az előző évi eredménnyel összehasonlítva az északi területeken csak az új mintavételi ponton volt

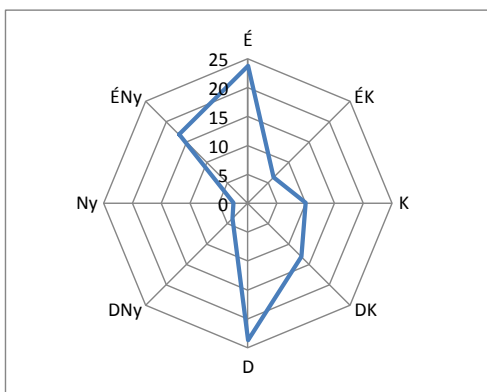
kiemelkedően magas a portartalom. A déli területen egy mintavételi pont emelkedik ki. A környezetében lévő többi mintavételi ponton alacsonyabbak az értékek, emiatt feltételezzük, hogy a mintavételi pont közvetlen környezetében fordult elő olyan tevékenység, ami felelős volt a magasabb értékért. A vizsgált hársfa egy lakóparkon belül helyezkedik el, melyet három oldalról többemeletes épületek vesznek körül, valószínűleg a zárt környezet következtében csapdázódott nagyobb mennyiségű por, ugyanis a belső udvaron játszótér található, illetve járművek is közlekednek. 2009-ben is a déli és keleti területek porterhelése volt alacsonyabb.



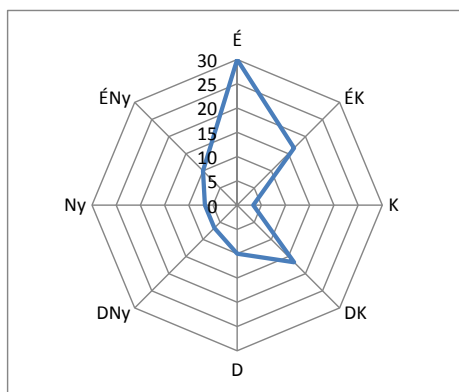
43. ábra. Az ülepedő por mennyisége (mg/kg) a 2008-ban végzett vizsgálataink alapján



44. ábra. Az ülepedő por mennyisége (mg/kg) a 2009-ben végzett vizsgálataink alapján



45. ábra. A szélirány gyakoriságok (%) alakulása a mintavételt megelőző hónapban (2008)



46. ábra. A szélirány gyakoriságok (%) alakulása a mintavételt megelőző hónapban (2009)

A 2008-ban mért portömegek átlaga $0,6 \text{ g/m}^2$. A legalacsonyabb érték $0,08 \text{ g/m}^2$ volt, a legmagasabb pedig $2,45 \text{ g/m}^2$. A 2009-es gyűjtésben a legalacsonyabb érték szintén $0,08 \text{ g/m}^2$ volt, a maximum $1,88 \text{ g/m}^2$ az átlagérték pedig $0,56 \text{ g/m}^2$. 2008-ban északi, déli és északnyugati szélirány volt jellemző (45. ábra). Míg 2009-

ben az északi volt az uralkodó szélirány (46. ábra). Az uralkodó szélirány segít azonosítani a városon kívüli forrásokból érkező szennyezéseket.

5.5.2. Az ülepedő por elemtartalmának vizsgálata

A minták analitikai elemzésével megismertük a por összetételét. A 2009-ben begyűjtött por elemtartalmának vizsgálati eredményei a vizsgálat során felmerült hibák következtében használhatatlanná váltak. Ezért ebben a fejezetben csak a 2008-as vizsgálat eredményeit tudjuk bemutatni.

5.5.2.1. Szennyező források

A lehetséges szennyező források a város területén a közlekedés, az ipar és a hulladékégetés.

A közlekedési eredetű szennyezők közül sokáig az Pb volt a legjelentősebb. Ukrajnában azonban, a vállalt nemzetközi kötelezettségeivel összhangban, 2003. január 1-jétől a 2786-III sz. törvény tiltja olmozott benzint, valamint ólom tartalmú adalékanyagok behozatalát az országba és azok forgalmazását.

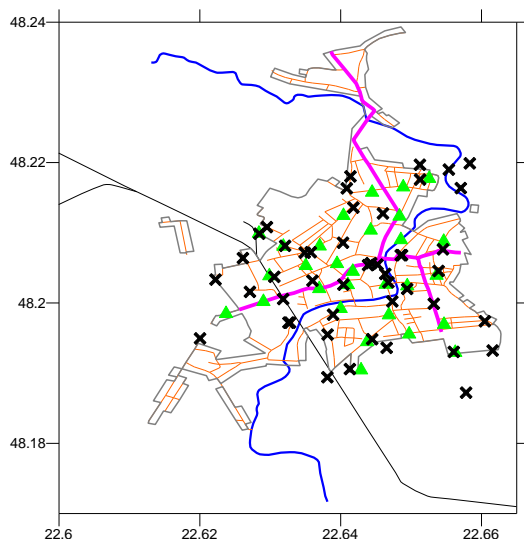
Az ipari szennyező források közül az aranybánya érdemel figyelmet. Az aranybánya a várostól délkeletre kb. 2 kilométerre húzódik. A bánya 2006-tól nem üzemel, de a meddőhányók nehézfém tartalma folyamatos veszélyt jelent a környék talajai és vizei számára (Komonyi et al., 2009). A meddők porát a szél el tudja szállítani. A szélrózsa alapján a déli szél gyakori volt a mintavételt megelőző hónapban, s miután a kitermelt ércnek magas az ólom és a cink tartalma, ez az ülepedő por esetében is magasabb koncentrációkat eredményezhet.

A város déli határában húzódik a szeméttelep, melyen az Elgoscar-2000 és a Geoplan Kft. cégek végeztek felmérést a szeméttelep környezeti állapotáról. Felmérésük során tapasztalták, hogy nyíltszíni égetést is alkalmaztak a telepen. Javasolták ennek a tevékenységnek a megszüntetését, de a lakosok megfigyeltek azóta is kisebb tüzeket a telephelyen (Elgoscar-2000 – Geoplan Kft, 2006/a).

Az ipari körzet a város északnyugati területén helyezkedik el. Az adott területen az értékek alacsonyak voltak, tehát az adott időszakban az ipari forrásokból nem származott számottevő nehézfém szennyezés a vizsgált elemek tekintetében.

5.5.2.2. Az ülepedő por és a talaj fémtartalmának összehasonlítása, az elemek térbeli eloszlása

Beregszász területén, mind a por, mind a talajminták nehézfém tartalmát vizsgáltuk, ezért összehasonlítottuk a kapott eredményeket. Mivel a levélmintákat a város törzsterületén gyűjtöttük, ezért a talajminták közül is csak azokkal dolgoztunk, melyek erről a területről származtak (47. ábra). A megmintázott hársfáktól 500 m-nél távolabbra eső talajmintavételi pontokat nem vettük figyelembe. Így a 14. táblázatban feltüntetett eredmények az adott 47 talajminta alapján számított értékeket mutatja.



47. ábra. Levél mintavételi pontok (▲) valamint a város törzsterületén elhelyezkedő talajmintavételi pontok (×)

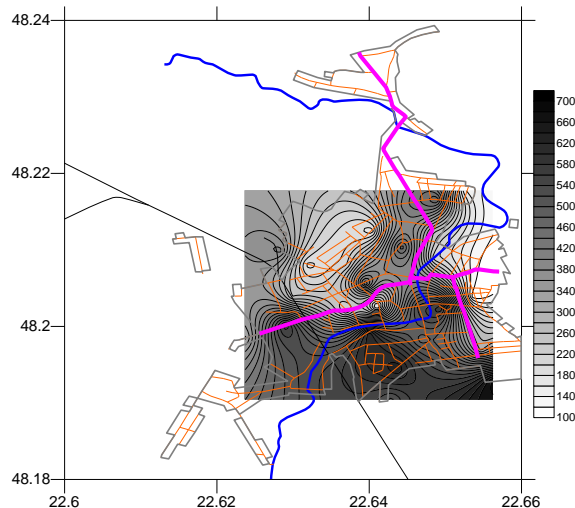
Némely elem esetén hasonló értékeket kaptunk a por- és talajmintákban, de vannak egymástól nagyon eltérő eredmények is. A talajvizsgálatoknál kapott értékek hosszú idő alatt felhalmozódott szennyezések eredményét tükrözi, míg a falevelekre rakódott por részben az utacról felverődött, részben a levegő által nagyobb távolságokból szállított, majd onnan kiülepedő por összetételét mutatja, mely a vizsgálatot megelőző szűk időintervallumban történt szennyezéseket jelzi. Ennek következtében az értékek eltérők lehetnek.

Először azokat az elemeket mutatjuk be, melyek értéke a talajmintákban kiemelkedően magas a pormintákban mérthez képest. Az Al, Co, Fe és Mn esetében a talajban felhalmozódott értékek gyakran többszörösen meghaladják a pormintákban mért értéket, különösen a Co esetében (14. táblázat). A talajszelvények vizsgálata alapján tudjuk, hogy az Al, Co és Fe maximális értéke a mélyebb talajrétegben fordul elő, tehát döntően az alapkőzet mállásából származnak, s nem valamilyen antropogén szennyező forrásból.

A falevelekre ülepedett porban a K-, Na- Ca- Cd-, Cu- és Pb-tartalom volt nagyobb a talajokban mért értékekhez képest (14. táblázat). Margitai et al. (2005) munkájukban leírják, hogy a Na és K a növényi szövetekben nagyobb koncentrációban fordult elő, mint a levélre rakódott porban. Feltehetően a növényi szövetből a minta előkészítés folyamán (mechanikai ráztatás) a pormintákba kerülhetnek az adott elemek. Ennek köszönhetjük, hogy a vizsgált pormintákban mért Na és K mennyisége sokszorosa a talajban mértnek. A szerzők több elemre vonatkozóan végeztek egy vizsgálatot, melyben a mosott és az eredeti levelek elemkoncentrációit vetették össze. Az Al és Fe koncentrációja jelentősen lecsökkent a mosás hatására, jelezve, hogy ezek az elemek elsősorban a felületre tapadt szennyezőkhöz kötődnek, míg a Na és K esetében nem találtak szignifikáns különbséget.

A Ca hasonlóan a Na-hoz és K-hoz, a pormintákban volt nagyobb mennyiségben (14. táblázat). A növényben a kalcium-szállítás csak meghatározott irányú, a farészből a hánrcs részbe nem lép át, a levelekből már nem kerül vissza az ágakba és a gyökerekbe, ezért az idősebb levelekben felhalmozódik [11]. Ennek ismeretében feltételezzük, hogy a Ca tartalom sem elsősorban a kiülepedett por Ca tartalmát jelzi, hanem a növények szövetéből került a mintába.

Az Pb is egyértelműen a pormintákban dúsult fel (14. táblázat). A talajmintákban csak néhány esetben mértünk 100 mg/kg fölötti értéket, míg a pormintákban a minimum érték is 100 mg/kg fölötti. A talaj Pb tartalma a város északnyugati és központi részén a legmagasabb, feltehetően a közlekedés és az északnyugati ipari zóna múltbeli szennyezéseit jelzi, melyek a talajban hosszú ideig kimutathatóak. A por esetében viszont a déli területen a legmagasabb az Pb tartalom tehát feltételezhetően más forrásból származó szennyezésekről beszélünk (48. ábra). A déli területek felől a szél által szállított meddőhányók pora okozhat ilyen szennyezést, vagy a szemételepen történő égetések. Mivel rövid időszak alatt történt szennyezésről beszélünk, nehéz pontosan megállapítani az esetleges forrást.



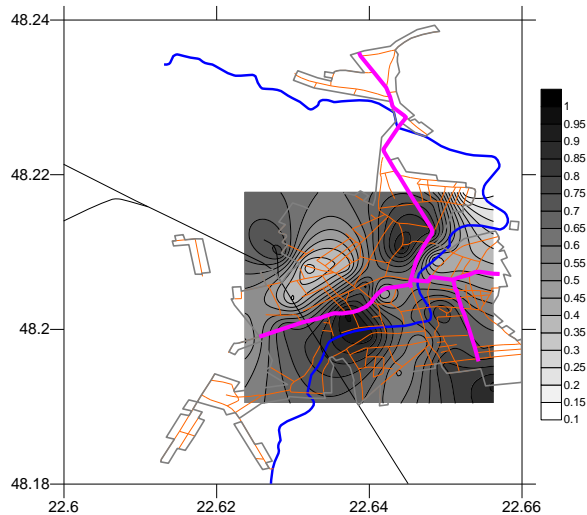
48. ábra. Az Pb térbeli eloszlása Beregszász területén az ülepedő pormintákban (mg/kg)

A Cu is a pormintákban volt nagyobb mennyiségben (14. táblázat). Az Pb-hoz hasonlóan azt feltételezzük, hogy antropogén forrás okozza a magasabb Cu értékeket. Délkeleten a legmagasabb a Cu koncentráció a porban, feltehetően a bánya meddője okozza az értékek emelkedését.

A Cd mennyisége az ülepedő pormintákban valószínűleg azért nagyobb, mint a talajban, mert a levegőből kiülepedő por a közlekedő járművek alkatrészeinek és a gumiköpenyek kopása révén, valamint a dízelolaj égéstermékei miatt nehézfémekkel, köztük kadmiummal szennyezett (14. táblázat).

A Cd átlagértéke az ülepedő porban, 0,63 mg/kg. A legmagasabb érték 0,96 mg/kg a városból a Beregsurány-Asztély határátkelő irányába vezető út mentén

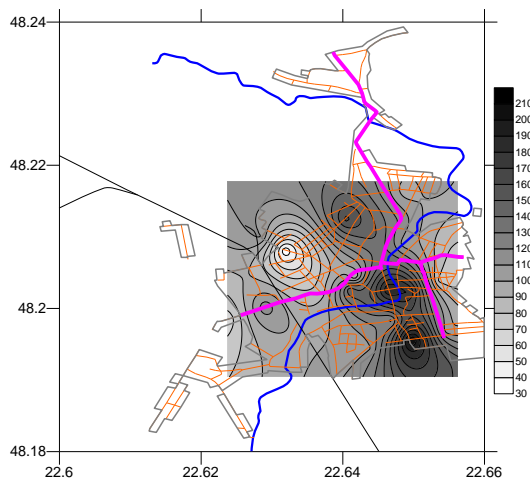
fordult elő (49. ábra). Hasonlóan magas értékek a város északi és déli területein is előfordultak.



49. ábra. A Cd területi eloszlása Beregszászban az ülepedő pormintákban (mg/kg)

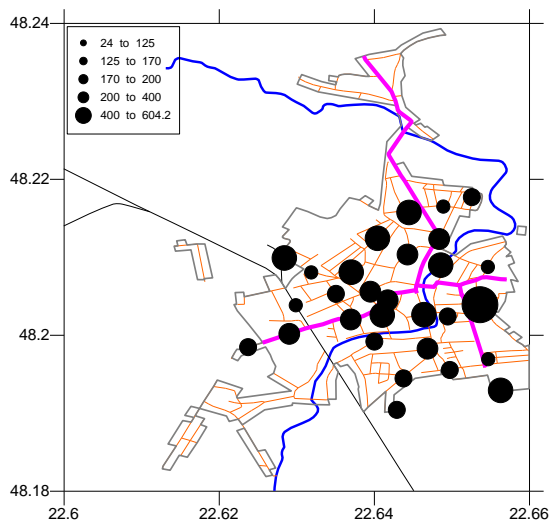
A többi vizsgált elem (Ba, Cr, Mg, Zn) esetében a pormintákban és talajmintákban mért értékek között nem jelentős az eltérés (14. táblázat).

A porminták Ba értékei 32 mg/kg és 211,1 mg/kg között változtak a város területén (50. ábra, 14. táblázat). A központi területen és délen fordultak elő a legmagasabb értékek a pormintákban. A talajokban a Ba koncentráció magasabb volt, mint a porban és hasonlóan a központi területen fordultak elő a maximum értékek. Nem egyértelmű a Ba forrása a talajok és a por esetében, mind a litogén eredet, mind az antropogén hatás feltételezhető.



50. ábra. A Ba területi eloszlása Beregszász területén az ülepedő pormintákban (mg/kg)

A Zn esetében a porminták átlaga és maximum értéke is magasabb, mint talajmintáké (14. táblázat). Az értékek a város területén 24,5-604,5 mg/kg között változtak (51. ábra). A porminták maximuma délkeleten fordult elő. A talajminták Zn tartalma pedig a központi területen emelkedik ki, ahol a porminták Zn tartalma is jelentős. A talajszelvényekben a Zn a felszín közelében dúsul fel, ami miatt feltételezzük, hogy antropogén eredetű. Bár Kárpátalja síkvidéki talajairól tudjuk, hogy eredendően magas a Zn tartalma. De mindehhez feltehetően hozzájárul a meddőhányók, valamint közlekedés és ipari tevékenység okozta szennyezés is.



51. ábra. A Zn térbeli eloszlása Beregszász területén az ülepedő pormintákban (mg/kg)

A Cr átlagértéke a talajmintákban 20,3 mg/kg, a pormintákban 28,8 mg/kg és a minták 10%-a 50 mg/kg fölött volt (14. táblázat). A Mg legmagasabb értéke a délkeleti terület pormintáiban fordult elő 8147 mg/kg, a talajban 2-3 ezer mg/kg körüli értékek jellemzők.

14. táblázat. A talaj- és porminták alapstatisztikai mutatói (mg/kg)

	Talaj				Por			
	Átlag	Min	Max	Szórás	Átlag	Min	Max	Szórás
Al	9481	3894	14294	2037	4870	2010	7785	1626
Ba	159	28	410	74	113	32	211	38
Ca	8714	650	38435	6986	23938	6789	41911	8537
Cd	0,3	0,0	3,0	0,4	0,6	0,1	1,0	0,2
Co	11,6	2,9	24,4	3,8	3,4	1,2	5,5	1,3
Cr	20,3	6,9	46,4	6,5	28,8	3,7	101,0	20,2
Cu	43,9	3,4	158,3	27,3	99,8	21,9	224,0	52,7
Fe	16510	8641	24441	3499	8602	3607	13787	2753
K	1352	231	2781	487	53878	26790	99572	20291
Mg	2443	1086	4239	657	3936	1011	8147	1635
Mn	507	110	1145	191	330	136	537	76
Na	180	16	723	145	1134	463	3544	736
Pb	39,6	4,2	206,2	33,6	370	109	686	168
Zn	174	24	415	97	186	24	604	99

5.5.2.3. Az ülepedő por fémtartalmának összehasonlító vizsgálata Beregszász és néhány európai város esetében

A vizsgálat során kapott néhány elem értékét összehasonlítottuk Margitai et al. (2005), Braun et al. (2007) és Margitai és Braun (2005) munkáinak eredményeivel (15. táblázat). Az adatok mellett mi is feltüntettük a lakosságszámot, így megállapításokat tehetünk az egyes városokban élő lakosság száma és a porterhelés közötti kapcsolatra vonatkozóan.

A legkisebb vizsgált település Beregszász, ezt követi Székelyudvarhely, majd a lakosságszámban körülbelül megegyező Debrecen és Nagyvárad, végül Brüsszel és München (15. táblázat). Csaknem minden vizsgált elem esetében a müncheni értékek a legalacsonyabbak. A Cd esetében a székelyudvarhelyi mintákban mérték a legmagasabb értéket (4,8 mg/kg), a többi mintában 1 mg/kg alatt maradtak az értékek. A réz a nagyváradi mintákban volt a legmagasabb, a többi városban kb. 60-100 mg/kg között mozogtak az értékek. A cink csak a müncheni és beregszászi mintákban maradt 200 mg/kg alatt. Az ólom viszont a két legkisebb lélekszámú városban volt a legmagasabb, Beregszászban kiugróan magas, 369,7 mg/kg-os átlagértéket mértünk.

Az összehasonlító vizsgálat alapján arra következtetésre jutottunk, hogy a város lakosságszáma nem elegendő információ a városok légszennyezésének felderítésére. Ahhoz, hogy részletes magyarázattal tudjunk szolgálni, ismernünk kellene az adott településeken és környékükön található emissziós forrásokat, a kiülepedést befolyásoló meteorológiai és földrajzi viszonyokat, viszont a szerzők munkájukban ennek felderítésére nem vállalkoztak. Amint az fentebb látható, mi Beregszász esetében felkutattuk a lehetséges szennyező forrásokat, melynek során támaszkodhattunk az egyes elemek térbeli eloszlását bemutató térképekre,

meteorológiai adatbázisokra, így lényegesen pontosabb képünk van a városban mutatkozó porterhelésről.

Összességében megállapíthatjuk, hogy Beregszász, bár a vizsgált települések közül a legkisebb lakosságszámmal rendelkezik, nem tartozik a legtisztább városok közé, hiszen az ülepedő por ólomtartalma itt volt a legmagasabb és a réz és a kadmium esetében is a szennyezettebb városok közé tartozik.

15. táblázat. A falevelekre ülepedő por átlagos nehézfém-tartalma (mg/kg) Beregszászban és néhány városban.

Település	Lakosság	Pb	Zn	Cu	Cd
Beregszász	24068	369,7	186,1	99,8	0,6
Debrecen ¹	216130	41,36	215	58,56	0,508
Nagyvárad ²	206614	129	395	193,2	<0,1
Székelyudvarhely ²	36926	252,8	339	66,1	4,8
München ³	1251100	7	140	37	0,1
Brüsszel ³	948122	153	295	84	0,26

1. Margitai et al., 2005.

2. Braun M., et al., 2007.

3. Margitai - Braun, 2005.

6. Összefoglalás

A város az ember által erősen módosított környezeti folyamatok helyszíne, melyre a beépített és burkolt területek nagy aránya, a sűrű forgalom, nagy népsűrűség, a környezeti elemek elszennyeződése jellemző. A települések nemcsak méretükben különböznek egymástól, hanem természeti-, társadalmi-, gazdasági adottságaikban is, ezért az egyes települések környezeti állapota tekintetében is jelentős különbségek figyelhetők meg. A témában megjelent publikációk zöme azokra a településekre fókuszál, ahol koncentráltan jelentkeznek a súlyos környezeti problémák, s csak elvétve találunk olyan forrásokat, amelyek a kisebb méretű, a szennyező forrásoknak kevésbé kitett településekkel foglalkoznak.

Munkánk célja egy ukrainai kisváros környezeti állapotának feltérképezése, melynek során részletes képet kaphatunk a környezeti elemek állapotáról, az antropogén hatások típusairól, mértékéről, környezetkárosító szerepéről.

A kutatás során talaj, felszíni és felszín alatti vízmintákat és falevelekről származó pormintákat gyűjtöttünk be és vizsgáltunk meg. A talajminták begyűjtésére 2010-ben került sor. Első lépésben felszíni talajmintákat gyűjtöttünk, a mintagyűjtés során a város teljes területének lefedésére törekedtünk, valamint arra, hogy a városban jellemző valamennyi területhasználati kategóriából legyenek mintáink. A talajtulajdonságok vertikális eloszlásának vizsgálata céljából négy ponton fúrásszelvényt készítettünk, melyeket a talajvízszint eléréséig 20 cm-ként mintáztunk meg. A begyűjtött talajminták fémtartalmát atomabszorpciós spektrométerrel és ICP-OES készülékkel mértük. A felszíni és felszín alatti vizek fizikai-kémiai jellemzőit 2009 áprilisától 2010 márciusáig havi rendszerességgel vizsgáltuk. A levegő ülepedő portartalmának mérésére olyan módszert alkalmaztunk, mely során a hársfalevelekre rakódott por vizsgálata alapján igyekeztünk következtetéseket levonni egy rövidebb időszak porterheléséről. A vízkémiai vizsgálatokat a Debreceni Egyetem Földtudományi Intézetének laboratóriumában, az elemanalitikai vizsgálatokat a KVI-PLUSZ Környezetvédelmi Kft. budapesti laboratóriumában és Debreceni Egyetem Szervetlen és Analitikai Kémiai Tanszékének laboratóriumában végeztük.

1. A felszíni talajminták vizsgálatának eredményei

A Beregszász belterületén található talajok fizikai-kémiai tulajdonságai jelentősen eltérnek a környező területek talajaitól, melyek őrzik a vidék talajaira jellemző tulajdonságokat. A város környezetében jellemző agyagos vályog fizikai talajféleség csak kevés helyen jellemző a város belterületén. A beépített területek talajai döntően a vályog és a homokos vályog fizikai talajféleségbe tartoznak.

A pH érték a környező területeken jellemző savanyú kémhatástól fokozatosan emelkedik a semleges és néhol az enyhén bázikus tartomány felé, tehát az antropogén hatás növekedésével a magasabb pH tartomány felé tolódnak az értékek.

A talajok szervesanyag-tartalma csak a mezőgazdasági területek kategóriában mutat hasonlóságot a környező talajokéval. Jellemző egy-egy területhasználati

kategórián belül a nagy szórás, és a natív talajoknál magasabb szervesanyag-tartalom, ami a területhasználat típusától függően eltérő okokkal magyarázható.

A felszíni talajminták fémtartalma többnyire a 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendeletben meghatározott, a földtani közegre vonatkozó „B” szennyezettségi határértéken belül változott. Azonban az egyes mintavételi pontokban előfordultak határérték túllépések, legtöbbször a cink (35%), a réz (10%) és a bárium (10%) esetében.

A klaszter elemzés segítségével megpróbáltuk feltárni a nehézfémek területi eloszlásának sajátosságait és a területhasználatnak a talajok nehézfém-tartalmára gyakorolt hatását. Összesen négy klasztert különítettünk el. Az 1. klaszterbe csoportosultak azok a mintavételi pontok, melyeken a Ba, Cd, Cu, Pb, Zn a legkisebb mennyiségben fordult elő. Ezek főleg mezőgazdasági hasznosítás alatt álló területek, melyek a város peremi részein helyezkednek el. Jól elkülönül még a 3. klaszter, mely a város nyugati területén, az ipari zóna közelében elhelyezkedő mintavételi pontokat, valamint a forgalmas útvonalak mentén elhelyezkedőket foglalja magába. A Cu és Pb az adott klaszterben dúsult fel legnagyobb mennyiségben.

A főkomponens elemzés során elkülönültek azok az elemek, melyek nagyjából együtt változnak. Így a PC1-be sorolódtak az alábbi fémek: Cr, Ni, Fe, ami feltehetően annak köszönhető, hogy mindhárom elem litogén eredetű, melyet az elemek vertikális eloszlása is alátámasztott. A PC2-be a Zn, Pb, Ba és Cd került, melyek antropogén szennyezés következtében dúsultak fel a talajban.

2. A talajszelvények vizsgálati eredményei

A vertikális talajvizsgálat során a talajtulajdonságok és a vizsgált fémek mélységbeli eloszlását és annak jellemzőit ismertük meg.

A város peremi területein készített fúrásszelvényekre jellemző a magas agyagtartalom, mindkét esetben 50% fölötti arányt is elér. A belvárosi területen fűrt szelvényekben viszont már csak 30% körüli értékek jellemzőek.

A pH_{H_2O} és a pH_{KCl} között a különbség a mélységgel növekszik, a BSZTF1 és BSZTF4-es szelvényekben a legmagasabb, az egységnyi értéket is meghaladja. A szervesanyag-tartalom a felszín közelében a legmagasabb.

A nehézfémek vertikális eloszlásának vizsgálatakor elsősorban arra kerestük a választ, hogy melyek a litogén eredetűek, és melyek esetében lehet az antropogén hatásra (szennyezésre) következtetni. A Ba mind a 4 szelvényben határértéket meghaladó mennyiségben fordult elő, több rétegben is magasak az értékei. Általában a felszínhez közeli talajszintekben mértük a legmagasabb koncentrációkat, de előfordultak magas értékek a mélyebb talajszintekben is, ezért véleményünk szerint ennek a fémnek az esetében az antropogén hatás mellett a geológiai eredet is jelentős szerepet játszik a vertikális eloszlás alakulásában.

A Zn mind a 4 szelvényben meghaladta a határértéket, a BSZTF 1,3,4 szelvényekben a határérték kétszerese a legmagasabb mért érték. A szakirodalom szerint Kárpátalja talajaiban eredendően magas a Zn tartalom, Beregszász területén azonban kiugróan magas értékeket mértünk. Valamennyi szelvény esetében a felszín

közeli rétegekben jelentkeztek a maximális értékek, ami egyértelművé teszi az antropogén hatás dominanciáját.

A Cu vertikális eloszlása is arra utal, hogy ez a fém döntően antropogén szennyező forrásokból származik, bár itt csak egyetlen szelvény felszín közeli rétegeiben mértünk határérték feletti értékeket.

Az Pb vertikális eloszlása esetében is megfigyelhető a mélységgel csökkenő tendencia, tehát a felszín közeli rétegekben mértük a legmagasabb fémtartalmat, 2 méteres mélység alatt többnyire 20 mg/kg-nál alacsonyabb értékeket mértünk. Az Pb mennyisége a felszínhez közeli talajrétegekben meghaladta az ukrainai határértéket (32 mg/kg), de a 100 mg/kg-os magyarországi határértéket meg sem közelítette.

A feltehetően antropogén forrásból származó elemek vertikális eloszlásában megfigyeltük, hogy az értékek gyakran nem a felszínen, hanem 20-60 cm-rel a felszín alatt emelkedtek meg a leginkább.

A négy szelvény közül a BSZTF2 és BSZTF3 esetében kb. 1,5-2 méteres mélységben húzódik az a határ, ahol az antropogén hatás, bolygatás még megnyilvánul. Mindkét mintavételi pont a város központi területén helyezkedik el, az ún. zárt, kisvárosi beépítésű területen. A másik két fúrásszelvény esetében azt állapítottuk meg, hogy kb. 40-60 cm mélységben húzódik az emberi hatás vonala.

Az Al, Cr, Fe és Ni vertikális eloszlása alapján nem mutatható ki egyértelmű antropogén hatás azok felhalmozódásában. Ezek a fémek feltehetően litogén eredetűek, tehát döntően a talajképző kőzet fémtartalma, és annak mállása határozza meg mennyiségüket a talajban.

3. A talajvíz állapota

A Beregszászban uralkodó talajok bizonyos fokú védelmet biztosítanak a felszín alatti vizeknek, mivel többnyire vízzáró agyag talajok jellemzők a város peremi területein és gyenge vízáteresztő képességgel rendelkező vályog talajok a belvárosi területen.

A talajvíz a felszín alatt mélyen, többnyire négy méteren húzódik, de a keleti területen 2 méter, a központi területen pedig 6 méter körüli a talajvízszint. Összesen 16 kutat vontunk be az egy éven át tartó, havi rendszerességgel elvégzett vizsgálatokba.

A kutak vize általában évi 1 méteres ingást mutat, azonban néhány kútnál 2 vagy akár 4 méteres ingás is előfordul. A vízszintingadozást elsősorban a csapadékjárás befolyásolja, de a kutak vizének kitermelése is fontos szerepet játszik. A vizsgált kutak vizét a tulajdonosok használják, a mintavételi pontok több mint 80%-án ivóvízként fogyasztják.

A városban a szennyvízelvezető csatornahálózat kiépítése még nem teljes körű, a vizsgált pontok közül csak három esetében engedik a szennyvizet a szennyvízcsatornába. A mintavételi pontok több mint felén a szennyvizet a kertbe, árokba, udvarra öntik ki, ami beszivároghat a talajba és elérheti a talajvizet.

Három kút vize egész év folyamán határértéket meghaladó mennyiségben tartalmazott ortofoszfátot.

Az ammónium-tartalom két mintavételi ponton jelentősen meghaladta a 0,5 mg/l-es határértéket, a többi kút esetében 0,5 mg/l körüliek az értékek.

Az összes minta kevesebb, mint 5%-ában haladta meg a nitrattartalom a határértéket.

Az átlagos nitráttartalom viszont a kutak 44%-ában meghaladta az 50 mg/l-es határértéket. A vizek magas nitráttartalma tényleges veszélyt jelent, mivel a vizet ivóvízként fogyasztják a családok, több helyen a kisgyermek is.

A szervesanyag-tartalom többnyire határértéken belül változott. Egy mintavételi ponton egész évben magas szervesanyag-tartalmat mértünk, a vizsgált ponton a talajvíz a felszín közelében húzódik és a víz esőzések alkalmával megszökül és zavarossá válik.

Összességében megállapítható, hogy Beregszászban a felszín alatti vizek nitrát, ortofoszfát, ammónium és szervesanyag-tartalma több ponton is meghaladja az egészségügyi határértéket, ami komoly humán-egészségügyi kockázatot jelent.

4. A Vérke-patak vízminőségének vizsgálata

A szennyvízelvezetés nem megoldott Beregszász egész területén, ezért a lakosok sok helyen közvetlenül beengedik a szennyvizet a Vérkébe.

A Vérke-csatorna vizét a Borsán megépült zsilippel szabályozzák, aminek hatására a csatorna vízszintje alacsony, sőt novembertől májusig egyáltalán nem engednek bele vizet. Ennek eredményeként ebben az időszakban a szennyezőanyagok felhalmozódnak.

A Vérke kémiai vízminősége nem kielégítő. Nagy mennyiségben halmozódtak fel szerves anyagok, ammónium és ortofoszfát. Ezek koncentrációja a tavaszi és kora téli időszakban volt a legmagasabb. Feltehetően a Vérke vízszintjének változása és a szennyvízbeeresztés befolyásolja leginkább a vízminőséget. A nagy tápanyagmennyiség gyorsítja az eutrofizációs folyamatot a vízfolyásban. A Vérke vízminősége a város előtti szakaszon a legjobb. A városon keresztül folyó patak folyamatosan terhelődik szennyezőanyagokkal. A város elején mért szennyezés gyakran a sokszorosára emelkedett az utolsó mintavételi ponton.

5. A levegő ülepedő portartalmának vizsgálati eredményei

A levegő ülepedő portartalmának a vizsgálatára egy olyan módszert alkalmaztunk, melynek segítségével egy rövid időszakra vonatkozóan kaphatunk képet a terület portterheléséről, és az ülepedő por nehézfém-tartalmáról.

Az ülepedő por mennyisége a vizsgált időszakban a nyugati és északnyugati területeken volt a legmagasabb, ennek oka feltehetően a város nyugati területén húzódó ipari zóna, és a szántóföldi művelés alatt álló mezőgazdasági területek, melyekről jelentős mennyiségű por transzportálódhatott a város felé. Ezenkívül jelentős a forgalmasabb útvonalak mentén mért por mennyisége is, ami részben a sűrűbb forgalom, részben a közutak rossz állapota (burkolat hiánya) miatt bekövetkező porterheléssel magyarázható.

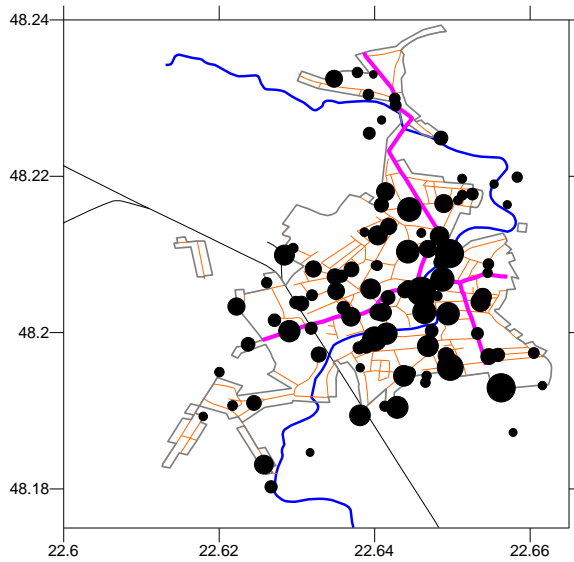
Összehasonlítottuk a talajokban és a pormintákban mért fémtartalmakat. Megállapítottuk, hogy a Cd, Cu és Pb a pormintákban nagyobb mennyiségben

halmozódott fel. Közülük az Pb mennyisége a legjelentősebb más városokban mért értékekhez viszonyítva is. Mivel az értékük a talajokban alacsonyabb, ezért feltételezzük, hogy a légköri kiülepedésnek köszönhetően halmozódott fel a pormintákban. Ezek alapján a fő szennyező források: a közlekedés, az ipar, a bányászat és a hulladékégetés.

A legszennyezettebb terület több vizsgált elem (Cd, Cu, Pb, Zn) tekintetében is a délkeleti terület. A fentiekben felsorolt lehetséges szennyező források közül az adott területen a meddőhányók, a hulladékégetés és a közlekedés együttes hatásával kell számolni.

Beregszász környezeti állapotáról elmondhatjuk, hogy az emberi hatás tetten érhető minden vizsgált környezeti elem esetében, de más-más mértékben. A legjelentősebb terhelést a Vérke-csatorna esetében tapasztaltuk, de a felszín alatti vizek minősége sem megfelelő. A problémát elsősorban az okozza, hogy ivóvízként hasznosítják a talajvíz kutak vizét, ami jelentős mértékű humán-egészségügyi kockázatot jelent, különösen a csecsemők esetében. Bár a talajok nehézfémterhelése elmarad a nagyobb iparvárosokban tapasztalható szinttől, azonban néhány vizsgált fém esetében előfordulnak határértéket meghaladó szennyezések. A talajok fizikai-kémiai tulajdonságainak megváltozásában is tetten érhető az antropogén hatás, mely a városkörnyéki területek felől a városközpont felé haladva egyre erőteljesebben jelentkezik. A levegő ülepedő portartalmának vizsgálata alapján csak egy viszonylag szűk időintervallumra vonatkozóan tudunk következtetéseket levonni. A legnagyobb porterhelés a város nyugati és északnyugati területét éri. A legmagasabb fémkoncentrációk pedig a város délkeleti szektorában fordultak elő.

Az általunk végzett vizsgálatok eredményeinek összefoglalásaként egy térképet készítettünk, melyen az ábrázolt körök nagysága alapján megállapítható a város különböző pontjain a környezetterhelés szintje (52. ábra). A térképen a talaj és porminták Ba, Cd, Cu, Pb és Zn tartalma, valamint a felszíni és felszín alatti vizekben vizsgált néhány vízminőségi jellemző értéke alapján számított standardizált értékeket tüntettük fel. Ennek alapján megállapíthatjuk, hogy a város északi és déli területein fekvő falusias beépítésű településrészek a legkevésbé szennyezettek. A város törzsterületén pedig az északkeleti régió a legtisztább. A belvárosban fordulnak elő a legmagasabb értékek, elsősorban a Vérke vonala mentén. Az északnyugati, nyugati régióra jellemző az egyenletes és közepes szennyezettség. A déli területen kiugróan magas és alacsony értéket felváltva láthatunk, ami az egyes környezeti elemek eltérő szennyezettségi állapotával magyarázható.



52. ábra. A beregszászi talaj (Ba, Cd, Cu, Pb, Zn), felszíni és felszín alatti víz (nitrit, nitrát, ammónium, ortofoszfát, szerves anyag) és üledő por (Ba, Cd, Cu, Pb, Zn) minták standardizált értékei (a körátmérők az értékekkel arányosak 0,03-0,78)

7. Summary

The city hosts environmental processes modified significantly by man characterised by the high ratio of built-up and covered areas, busy traffic, high population density and the pollution of environmental elements. Settlements differ from each other not only by their size but also by their natural, social and economic conditions therefore significant differences can be observed in the environmental state of the individual settlements. Most of the publications in the topic focus on settlements where severe environmental problems appear concentrated and literature is rare in which smaller settlements less exposed to pollutants are discussed.

The aim of the research is to map the environmental conditions of a small town in the Ukraine in the course of which a detailed image is obtained on the state of the environmental elements, the types of anthropogenic effects and their environmentally sound character.

In the course of the research samples taken from the upper horizon of the soil or from water samples and dust samples from fallen leaves and they were analysed. Soil samples were taken in 2010. Samples were taken first from the upper layers of the soil across the whole area of the city taking samples from each land-use category in the city. In order to study the soil properties and the vertical distribution of the metal content borehole profiles were constructed at four points with sampling by 20cm down to the level of the groundwater table. Metal content was analysed using an atomic absorption spectrometer and an ICP-OES. The physical-chemical parameters of the surface and subsurface waters were measured in every month between April 2009 and March 2010. For measuring the settling dust content of the air estimations for the dust load of a short time period were made on the basis of studying the dust settled on linden tree leaves. Water chemical analyses were carried out in the laboratory of the KVI-PLUSZ Environmental Protection Ltd. in Budapest and in the laboratory of the Institute of Earth Sciences, University of Debrecen.

1. Soil sample analysis results

Physical-chemical properties of the soils in the inner areas of Berehove differ significantly from that of the soils in the vicinity of the city that retain the properties characteristic for the soils of the region. The clayey adobe physical soil type characteristic in the surroundings of the city is present only in a few places in the inner areas of the city. Soils of the built-up areas belong mostly to adobe and sandy adobe physical soil types.

The pH increases gradually from the acid values in the surroundings towards neutral or slightly sodic. Thus the increase of anthropogenic effects increases pH values.

Organic matter content of the soils show similarities to that of soils in the vicinity in the agricultural land-use category. High standard deviation is characteristic within the land-use categories. Higher organic matter content is also characteristic for native soils that can be explained by various reasons depending on the land-use type.

Metal content of surface soil samples varied mostly within limit "B" relevant for the geological media and determined in the KvVM-EüM-FVM joint decree of 6/2009. (IV 14.). Exceeding of the limit value has been experienced, however, in certain sampling points, most of them in the case of Zinc (35%), Copper (10%) and Barium (10%).

Specifics in the spatial distribution of heavy metals and the effects of land-use on the heavy metal content of the soils. Four clusters have been identified in total. Cluster 1. included sampling sites where Ba, Cd, Cu, Pb, Zn were present in the smallest possible concentration.

These are mostly arable lands located in the marginal zone of the city. Cluster 3 can be also separated clearly, involving sampling points in the western part of the city near the industrial zone and those along busy roads. Highest concentrations of Cu and Pb are found in this cluster.

During major element content, elements have been identified that generally vary together. In this way PC1 included Cr, Ni, Fe which is probably the result of the fact that all three elements are of lithogenic origin supported by the vertical distribution of the elements. PC2 involved Zn, Pb, Ba and Cd that were accumulated in the soil as a result of anthropogenic pollution.

2. Results of analysing soil profiles

In the course of vertical soil analysis the distribution of soil properties and that of the studied metals with depth were investigated.

Soil profiles in the marginal areas of the city are characterised by high clay content, above 50% in both cases. In the profiles drilled in the inner areas of the city these values are around 30%.

The difference between pH_{H_2O} és a pH_{KCl} increases with depth, it is highest in the boreholes BSZTF 1 and 4, exceeding even one unit. Organic matter content is highest near the surface.

When studying the vertical distribution of heavy metals primarily their lithogenic and anthropogenic (contamination) origin was investigated. Ba exceeded the limit value in all 4 boreholes, its concentration is high in several layers. Highest concentrations can be measured near the surface, however, high concentrations were detected at deeper soil levels as well. Therefore in our opinion its vertical distribution has been determined by both anthropogenic effects and geological origin.

Zn exceeded the limit in all 4 boreholes, the highest concentration, double of the limit value was measured in boreholes BSZTF 1, 3, 4. According to the literature Zn is naturally high in the soils of Transcarpathia, however, exceptionally high values have been measured near Berehove. In the case of all profiles maximum values were detected near the surface making the dominance of anthropogenic effects clear.

The vertical distribution of Cu also suggests that this metal is originated primarily from anthropogenic contaminating sources even though, values above the limit were measured only in the upper layers of one single profile. Values below 20 mg/kg were measured mostly under the depth of 2m. The amount of Pb exceeded

the Ukrainian limit (32 mg/kg), however, it was nowhere near the Hungarian B limit of 100 kg/kg.

In the vertical distribution of elements mainly from the anthropogenic sources maximum values appear 20-60cm below the surface. In boreholes BSZTF 2 and 3 the boundary of anthropogenic activity, disturbance is located at a depth of 1.5-2m. Both sampling points are located in the central part of the city. In the other two boreholes the boundary of human effect is located at a depth of around 40-60m.

No clear anthropogenic effects can be observed in the cases of Al, Cr, Fe and Ni. These metals are of lithogenic origin presumably. Their quantity in the soil is determined mostly by the metal content of the rock.

3. The drainage pattern

In Berehove the prevailing soil types give some protection to underground water since impermeable clayey soils and poorly permeable adobe soils are characteristic in the marginal and inner areas of the city respectively.

the groundwater table is located deep under the surface, mostly at 4 metres, however, it can be 2 metres in the eastern areas and 6 metres in the central areas. In total 16 wells were involved in the one year long study and their water was analysed in every month.

The water table movement of the wells was 1 metre generally, however, 2 to 4 metres were also frequent in some wells. The groundwater table is influenced mostly by precipitation, however, the production of the water from the wells also play an important role. The water of the studied wells is consumed by the owners as drinking water in more than 80% of the sampling sites.

The sewage drainage network has not been completed yet in the city. Sewage is released into the sewage network at only three locations among the studied area. At more than half of the sampling sites sewage is released into the garden, or into a ditch for this purpose, however, it may reach the groundwater table by entering the soil.

The water of three wells contained orthophosphate in concentrations exceeding the limit.

Ammonium content exceeded the 0.5 mg/l limit value in two sampling points while it remained around 0.5 mg/l in the rest of the wells.

Nitrite content exceeded the limit in less than 5% of the samples.

Average nitrate content, however, exceeded the 50 mg/l limit value in 44% of the wells. The high nitrate content of the water presents real risk as families, even children consume the water as drinking water.

The organic matter content varied mostly within the limit. At one sampling point high organic matter content was measured in the whole year. At this point groundwater table is near the surface and the water becomes disturbed at the time of rainfall.

In conclusion, the nitrate, orthophosphate, ammonium and organic matter content of the subsurface waters in Berehove exceed the health limit at several points presenting a serious human health risk.

4. Studying the water quality of the stream

Sewage drainage has not been completed yet in every part of Berehove therefore inhabitants frequently release sewage directly into the Vérke stream.

The water amount in the canal is controlled by a lock built at Borzsa. Due to this lock the water level of the canal is low and the water supply is completely missing from November till May. As a result pollutants accumulate significantly in these time periods.

The chemical water quality of the Vérke is not satisfactory. Organic matter, ammonium and orthophosphate accumulate in significant quantity. Their concentration is highest in spring and in early winter. Presumably the water quality is influenced most by the water level of the Vérke stream and water release through the lock. High nutrient quantities increase the rate of eutrophisation. The water quality of the Vérke is best above the city. The stream running through the city is loaded continuously with contaminants. Contamination measured above the city may increase to several times in the last measuring site.

5. Results of the analysis of the settling dust content of the air

For measuring the settling dust content of the air and the heavy metal content of the dust, estimations for the dust load of a short time period were made.

The amount of settling dust was highest in the western and north western areas in the studied time period. This can be explained by the industrial zone in the western part of the city and by the cultivation of agricultural lands from where significant amount of dust might have been transported towards the city. The dust load of some busy public roads is also significant and this can be the result of the bad conditions of the public roads (lack of cover).

The heavy metal contents of the dust and the soil samples were compared with the conclusion that Cd, Cu and Pb concentrations are higher in the dust samples. Among them, the amount of Pb seems to be most interesting compared to other cities as well. Since their value is smaller in the soils we suppose their accumulation in the dust samples due to settling from the atmosphere. Based on these the major pollution sources are: traffic, industry, mining and waste burning.

The most contaminated area is the southeast area regarding several studied elements (Cd, Cu, Pb, Zn). It is presumed that in this area the joint effects of pit-heap dust, waste burning and traffic is dominant.

For measuring the settling dust content of the air, estimations for the dust load and the heavy metal content of the dust for a short time period were made.

The amount of settling dust was highest in the western and north western areas in the studied time period, however, the dust load of some busy public roads is also significant. These are the result of dust arriving from agricultural areas and from dust load due to the bad condition of public roads (lack of cover).

Metal contents measured in the soils and in the dust samples were compared. It was revealed that Cd, Cu and Pb were accumulated in greater quantity in the dust samples. Among them, the concentration of Pb was most significant compared to values from other cities. Since its value is smaller in soils its accumulation in the

dust samples could be explained by settling from the atmosphere. Based on these the most important pollution sources include traffic, industry, mining and waste burning.

The most contaminated area considering several elements (Cd, Cu, Pb, Zn) is the southeast part of the city. In this area the joint effects of pit-heap dust, waste burning and traffic have to be considered.

Regarding the environmental state of Berehove, anthropogenic effects can be detected in every studied environmental element, however, in various extents. Most significant load is observed in the Vérke canal and the quality of the underground waters is not appropriate either. The most important problem is set by the fact that many people utilize groundwater as drinking water taking a significant health risk, especially in the case of children. Although the heavy metal load of the soils remains way below that of a great industrial city concentrations of certain elements exceed the limit values. Anthropogenic effects can be detected during the determination of the physical-chemical soil properties. These effects increase from the surroundings of the city towards the inner parts of the city. Based on the study of the settling dust of the air conclusions can be drawn for only a short period of time. Greatest dust load is estimated at the western and northwestern areas. Highest metal concentrations were measured in the southeastern part of the city.

As a summary of the analyses carried out by us a map has been constructed in which the size of the circles represent the level of environmental load at several points of the city (Figure 52). The map shows standardized values calculated on the basis of the Ba, Cd, Cu, Pb and Zn content of soil and dust samples and of some water quality parameters studied in surface and subsurface waters. Based on these, the least polluted parts of the city are the northern and southern parts, while the northeastern region is the cleanest within the inner parts of the city. Highest concentrations occur in the city, primarily along the Vérke canal. Uniform and intermediate contamination is characteristic for the northwestern, western areas. In the southern part of the city extremely high and low values alternate suggesting various contamination states

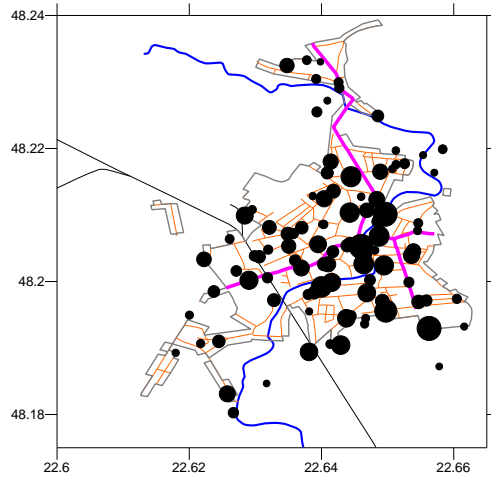


Figure 52. Standardized values of soil (Ba, Cd, Cu, Pb, Zn), surface and subsurface water (nitrite, nitrate, ammonium, orthophosphate, organic matter) and settling dust (Ba, Cd, Cu, Pb, Zn) samples (diameter of the circles is proportional to their value 0.03–0.78) in Berehove.

Felhasznált irodalom

- Abouloos, S.A., Holah, ShSh, Badaway, S.H., 1989. Influence of prolonged use of sewage effluent in irrigation on heavy metal accumulations in soils and plants. Z. Pf. Ern. Bk. 152. 51-55. In: Csathó P. A környezet nehézfém szennyezettsége és agrártermelés (Tematikus szakirodalmi szemle) MTA, TAKI, Budapest, 1994.
- Adekunle, I.M.; Adetunji, M.T; Gbadebo, A.M., Banjoko, O.B., 2007. Assessment of Groundwater Quality in a Typical Rural Settlement in Southwest Nigeria. International Journal of Environmental Research and Public Health 4(4), 307-318.
- Ahmed, F., Ishiga, H., 2006. Trace metal concentrations in street dusts of Dhaka city, Bangladesh. Atmospheric Environment 40, 3835-3844.
- Alloway, B.J. 1995. Heavy metals in soils – Blackie Academic and Professional, London, p. 368.
- Álvarez-Ayuso E., Otones V., Murciego A., García-Sánchez A., Santa Regina I., 2013. Zinc, cadmium and thallium distribution in soils and plants of an area impacted by sphalerite-bearing mine wastes. Geoderma 207-208, 25-34.
- Andersson M., Ottesen R.T., Langedal M., 2010. Monitoring in Trondheim, Norway. Geoderma 156, 112-118.
- Angyal A., 2009: A talajvízkutak vízminőségének vizsgálata Gergelyugornyán, Diplomamunka kézirat, 62 p.
- Babják Z., 2010. Részletek a Vérke történetéből. Kálvin Nyomda, Beregszász.
- Bai, L.Y., Zeng, X.B., Li, L.F., Pen, C., Li, S.H., 2010. Effects of land use on heavy metal accumulation in soils and sources analysis. Agricultural Sciences in China 9(11), 1650-1658.
- Bakirdere S., Yaman M., 2008. Determination of lead, cadmium and copper in roadside soil and plants in Elazığ, Turkey. Environmental Monitoring and Assessment 136, 401-410.
- Barati S., (szerk.) 2002. Talajtan és talajvédelem. Miskolc. p. 37.
- Barótfi I., 2000. Környezettechnika. Mezőgazda Kiadó. www.tankonyvtar.hu
- Barzilay, J., Weinberg, W.G., Eley, J.W., 1999. The Water We Drink, Rutgers University Press, ISBN: 0-8135-2673-6, New Brunswick, USA.
- Bennett, J., 2010. Open Street Map – Be your own Cartographer, Packtlib, Birmingham.
- Bíró, T., Thyll, Sz., Tamás, J., 1998. Risk assessment of nitrate pollution in lower watershed of the Berettyó River. In: Filep, Gy. (ed.): Soil water environment relationships. Wageningen, Holland - Debrecen, Hungary.
- Blanchoud, H., Moreau-Guigon, E., Farrugia, F., Chevreuil, M., Mouchel, J.M., 2007. Contribution by urban and agricultural pesticide uses to water contamination at the scale of the Marne watershed. Science of the Total Environment 375, 168-179.
- Bockheim, J.G., 1974. Nature and properties of highly disturbed urban soils, Philadelphia, Pennsylvania. Paper presented before Div. S-5, Soil Sci. Soc. Am.,

- Chicago, Illinois. In: Craul P.J., 1985. A description of urban soils and their desired characteristics. *Journal of Arboriculture* 11, 330-339
- Bodnár L., Fodor I., Lehmann A., 2006. A természet és környezetvédelem földrajzi alapjai. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.
- Boitsov, I.A., Gunova, V.S., Krenke, N.A., 1993. Ландшафты средневековой Москвы. (A középkori Moszkva tájegységei). *Az Orosz Tudományos Akadémia közleményei. Földrajzi közlemények* 4, 60-75.
- Braun M., Margitai Z., Leermakers M., Finsy R., 2007. Néhány erdélyi település környezeti állapotának jellemzése a falevelekre lerakódott por vizsgálata alapján. *Anyagvizsgálók lapja. Elektronikus folyóirat*, 2007/1.
- Bretzel, F., Calderisi, M., 2006. Metal contamination in urban soils of coastal Tuscany (Italy). *Environmental Monitoring and Assessment*, 118, 319-335.
- Cam, P.D., Lan, N.T., Smith, G.D., Verma, N., 2008. Nitrate and bacterial contamination in well waters in Vinh Phuc province, Vietnam. *Journal of Water and Health* 06.2, 275-279.
- Campbell, G. S., 1985. *Soil Physics with Basics, Transport Models for Soil-Plant Systems*, Development in Soil Science 14, Elsevier, 149 p.
- Cawse, P.A., 1978. in *Inorganic Pollution and Agriculture* MAFF, HMSO, London. In: Alloway, B.J. 1995. *Heavy metals in soils – Blackie Academic and Professional*, London, p. 368
- Cey, E.E.; Rudolph, D.L., Aravena, R., Parkin, G., 1999. Role of the riparian zone in controlling the distribution and fate of agricultural nitrogen near a small stream in southern Ontario. *Journal of Contaminant Hydrology* 37, 45-67.
- Chen, T.B., Wong, J.W.C., Zhou, H.Y., Wong, M.H., 1996. Assessment of trace metal distribution and contamination in surface soils of Hong Kong. *Environmental Pollution* 96 (1), 61-68.
- Chen, T.B., Zheng, Y.M., Lei, M., Huang, Z.C., Wu, H.T., Chen, H., Fan, K.K., Yu, K., Wu, X., Tian, Q.Z., 2005. Assessment of heavy metal pollution in surface soils of urban parks in Beijing, China. *Chemosphere* 60, 542-551.
- Chinnov D., 1975. Bodenveränderungen durch Carbonate und Streusalze im West-Berliner Stadtgebiet. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*. Bd. 22, 355-358.
- Choate, L.M., Ranville, J.F., Bunge, A.L., Macalady, D.L., 2006. Dermal adhered soil: 1. Amount and particle-size distribution. *Integrated Environmental Assessment and Management* 2 (4), 375-384.
- Christoforidis A., Stamatis N., 2009. Heavy metal contamination in street dust and roadside soil along the major national road in Kavala's region, Greece. *Geoderma* 151, 257-263.
- Council Directive of 12 December 1991 concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources (91/676/EEC).
- Craul, P.J., 1985. A description of urban soils and their desired characteristics. *Journal of Arboriculture* 11, 330-339.
- Csapóné Felleg Á., 2005. Települési környezetvédelem. Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium.

- Csathó P., 1994. A környezet nehézfém szennyezettsége és az agrártermelés (tematikus szakirodalmi szemle). MTA Talajtani és Agrokémiai Intézete, Budapest.
- Csernicskó I., Hires-László K., Márku A., (szerk.) 2008. „hogya a magyarság ne vesszen el nyomtalanul ezen a vidéken”. PoliPrint Kft., Ungvár. http://ecounit.com.ua/artikle_88.html
- Csoma Z., 2009. Talajviszonyok. In: Kárpátalja, A Kárpát-medence régiói 11. Szerk: Baranyi B., Dialóg Campus Kiadó, Pécs-Budapest, 541 p.
- Csoma Z., Hadnagy I., 2009. A felszíni és a felszín alatti vizek nitráttelhelése Makkosjánosi községben és környékén. Acta Beregsasiensis (2), 265-272.
- Dongol, B.S., Merz, J., Schaffner, M., Nakarmi, G., Shah, P.B., Shrestha, S.K., Dangol, P.M., Dhakal, M.P., 2005. Shallow groundwater in a middle mountain catchment of Nepal: quantity and quality issues. Environmental Geology 49, 219-229.
- Elgoscár-2000, Geoplan Kft., 2006/a. Környezetvédelmi adatbázis fejlesztése a Felső-Tisza ukrajnai vízgyűjtőjén a potenciális szennyezőforrások regisztrálásával. Pilot teszt a beregszászi járás példáján. Zárójelentés 2. kötet. A beregszászi városi hulladéklerakó telep környezetvédelmi felmérése.
- Elgoscár-2000, Geoplan Kft., 2006/b. Vizsgálati eredmények a Beregszász, volt Szelhozhimija vegyianyag lerakat és a Zaporizsja utca közötti terület szennyezettségi felméréséről. Szakvélemény.
- Facchinelli, A., Sacchi, E., Mallen, L., 2001. Multivariate statistical and GIS-based approach to identify heavy metal sources in soils. Environmental Pollution 114, 313-324.
- Farsang A., Puskás I., 2007/a. A talajok sajátosságai városi ökoszisztémában. In: Mezősi Gábor (szerk.). Városökológia. Szeged.
- Farsang A., Puskás I., 2007/b. Szeged talajainak szennyezettsége. In: Mezősi Gábor (szerk.). Városökológia. Szeged.
- Fatyujev, A., Pascsenko, J. (szerk.), 2003. Фоновий вміст мікроелементів у ґрунтах України (A mikroelemek háttérkoncentrációja Ukrajna talajaiban). Harkiv, KP Drukarnya.
- Fejes I. Farsang A. Puskas I., 2012. Potential effects of the contaminated groundwater on human health in Szeged, SE Hungary. Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences (3) pp. 119-126.
- Forró E., Molnár J., Csoma Z., 2004. A városi talajok szervesanyag tartalmának környezetvédelmi hatásai. Talajvédelem különszám, 205-214.
- Galjan V.G. (Szerk.), 1969. Ґрунти Закарпатської області. (Kárpátalja talajai). Ungvár, Kárpáti kiadó.
- Géczi G., Béres A., 2011. Levegőtisztaság-védelem. Egyetemi jegyzet. Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar, Környezet- és Tájjgazdálkodási Intézet. Gödöllő.
- Gelberg, K.H., Church, L., Casey, G., London, M., Roering, D.S., Boyd, J., Hill, M., 1999. Nitrate levels in drinking water in rural New York State. Environmental Research Section A, 80, 34-40.

- Gjoka, F., Tabaku, V., Salillari, I., Henningsen, P. F., Duering, R. A., 2010. Heavy metals in sediments from the Fani and Mati rivers (Albania). *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences* 5 (2), 153-160.
- Goss, M.J., Barry, D.A.J., Rudolph, D.L., 1998. Contamination in Ontario farmstead domestic wells and its association with agriculture: 1. Results from drinking water wells. *Journal of Contaminant Hydrology* 32, 267-293.
- Gönczy S., Orbán K., Molnár J., 2005. Vízadó szintek földtani környezete és veszélyeztetettségi állapotfelmérése Beregszász környékén. A fenntartható vízgazdálkodás eszközeinek bővítése Mátészalka – Beregszász térségében. *Westsik Vilmos Nyírségi Tájfejlesztési Alapítvány, Nyíregyháza*, pp. 103-132.
- Gritsan, N.P., Babiy, AP., 2000. Hazardous materials in the environment of Dnepropetrovsk Region (Ukraine). *Journal of Hazardous Materials*, A76, 59-70.
- Hjortenkrans, D., Bergbäck, B., Häggerud, A., 2006. New metal emission patterns in road traffic environments. *Environmental Monitoring and Assessment* 117, 85-98.
- Horaicu, C., Robu, B., Florea, F., Horaicu, M. A., 2010. Heavy metal influence on an environment generated by the mining industry: the influence of copper, zinc, lead, manganese and silver on soil quality in the Mestecaniş area (Romania). *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences* 5 (2), 185-192.
- Huang, S.S., Liao, Q.L., Hua, M., Wu, X.M., Bi, K.S., Yan, C.Y., et al., 2007. Survey of heavy metal pollution and assessment of agricultural soil in Yangzhong district, Jiangsu Province, China. *Chemosphere* 67, 2148-2155.
- Imperato, M., Adamo, P., Naimo, D., Arienzo, M., Stanzione, D., Violante, P., 2003. Spatial distribution of heavy metals in urban soils of Naples city (Italy). *Environmental Pollution* 124, 247-256.
- Izsák T., 2009. Ásványi kincsek. In: *Kárpátalja, A Kárpát-medence régiói* 11. Szerk: Baranyi B., Dialóg Campus Kiadó, Pécs-Budapest, 541 p.
- Jiménez Ballesta, R., Conde Bueno, P., Martín Rubí, J. A., Garcia Giménez, R., 2010. Pedo-geochemical baseline content levels and soil quality reference values of trace elements in soils from the Mediterranean (Castilla La Mancha, Spain). *Central European Journal of Geosciences* 2(4), 441-454.
- Jolliffe, I.T., 2002. *Principal Component Analysis*, 2nd Edition, Springer, New York-Nerlin-Heidelberg.
- Kabacoff R.I., 2011. *R in action*, Manning, Shelter Island.
- Kádár I., 1991. Környezet- és természetvédelmi kutatások. A talajok és növények nehézfém tartalmának vizsgálata. Környezetvédelmi és Területfejlesztési Minisztérium, MTA Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézete, Budapest.
- Kátai J., 2011. Talajökológia. Az Agrármérnöki Msc szak tananyagfejlesztése. www.tankonyvtar.hu
- Kerényi A., 2003. *Európa természet és környezetvédelme*. Nemzeti Tankönyvkiadó. Budapest.
- Khan, S., Khan, M.A., Rehman, S., 2011. Lead and cadmium contamination of different roadside soils and plants in Peshawar city, Pakistan. *Pedosphere* 21 (3), 351-357.

- Kiss T., Vidovenyecz V., 2008. Szeged környezeti terhelésének vizsgálata a fák évgyűrűiben és a levélen mért ülepedő por nehézfém-tartalma alapján. In: Táj kutatás – Táj ökológia. Szerk: Csorba P – Fazekas I., Debrecen, 423-429.
- Knobeloch, L., Salna, B., Hogan, A., Postle, J., Anderson, H., 2000. Blue babies and nitrate-contaminated well water. *Environ Health Perspect* 108, 675-678.
- Komonyi É., Csoma Z., Demeter L., 2009. A Nagy-hegyen található meddőhányó kihatása a környező vizek állapotára. *Acta Beregsasiensis* (1), 221-230.
- Kormány Gy., 1996. Kárpátalja földrajzi képe (Oktatási segédanyag). Nyíregyháza – Beregszász 45 p.
- Kovács M., 1985. Nagyvárosok környezete, Gondolat Kiadó, Budapest.
- Krupskij N.K. (Szerk.), 1969. “Карта почв Украинской ССР на территорию Закарпатской области” масштабу 1:200000. (Az Ukrán SzSzk Kárpátalja területének 1:200000 méretarányú talajtérképe).
- Kurtyák Á. 2012. A vízminőség térbeli változásának vizsgálata a Vérke patak felső szakaszán. Szakdolgozat. Beregszász, 53 p.
- Ladonina N.N., Ladonin D.V., Naumov E.M., Bolsakov V.A., 1999. Загрязнение тяжелыми металлами почв и травянистой растительности Юго-восточного округа г. Москвы. (A talajok és füves növényzet szennyezettsége nehéz fémekkel Moszkva délkeleti részén), *Pochvovedenie* 7, 885-893.
- Lark, R.M., Scheib, C., 2013. Land use and lead content in the soils of London. *Geoderma* 209-210, 65-74.
- Lázár B., 2005. Ólomszennyezés vertikális migrációja a Toka-patak árterén, OTDK.
- Li, H.B., Yu, S., Li, G.L., Deng, H., Luo, X.S., 2011. Contamination and source differentiation of Pb in park soils along an urban-rural gradient in Shanghai. *Environmental Pollution*, 159, 3536-3544.
- Li, X., Lee, S.L., Wong, S.C., Shi, W., Thornton, I., 2004: The study of metal contamination in urban soils of Hong Kong using a GIS-based approach. *Environmental Pollution* 129, 113-124.
- Li, X., Liu, L., Wang, Y., Luo, G., Chen, X., Yang, X., Hall, M.H.P., Guo, R., Wang, H., Cui, J., He, X., 2013. Heavy metal contamination of urban soil in an old industrial city (Shenyang) in Northeast China. *Geoderma* 192, 50-58.
- Li, X., Poon, C., Liu, P.S., 2001. Heavy metal contamination of urban soils and street dusts in Hong Kong. *Applied Geochemistry* 16, 1361-1368.
- Ligetváry F. (szerk.), 2000. Környezetünk és védelme. 3. kötet.
- Literáthy P. (szerk.), 1973. Egységes vízvizsgáló módszerek I. kötet. Kémiai módszerek I. kötet. Vízgazdálkodási Tudományos Kutatóintézet, Budapest.
- Liu, P., Zhao, H.J., Wang, L.L., Liu, Z.H., Wei, J.L., Wang, Y.Q., Jiang L.H., Dong L., Zhang Y.F., 2011. Analysis of heavy metal sources for vegetable soils from Shandong province, China. *Agricultural Sciences in China*, 10 (1), 109-119.
- Luo, L., Ma, Y., Zhang, S., Wei, D., Zhu, Y.G., 2009. An inventory of trace element input to agricultural soils in China. *Journal of Environmental Management* 90, 2524-2530.
- Luo, X.S., Yu, S., Li, X.D., 2011. Distribution, availability, and sources of trace metals in different particle size fractions of urban soils in Hong Kong: Implications for assessing the risk to human health. *Environmental Pollution* 159, 1317-1326.

- Ma, J., Ding, Z., Wei, G., Zhao, H., Huang, T., 2009. Sources of water pollution and evolution of water quality in the Wuwei basin of Shiyang river, Northwest China. *Journal of Environmental Management* 90, 1168-1177.
- Macklin, M.G., Brewer, P.A., Balteanu, D., Coulthard, T.J., Driga, B., Howard, A.J., Zaharia, S., 2003. The long term fate and environmental significance of contaminant metals released by the January and March 2000 mining tailings dam failures in Maramures County, upper Tisa Basin, Romania. *Applied Geochemistry* 18, 241-257.
- Manzoor, S., Shah, M.H., Shaheen, N., Khalique, A., Jaffar, M.S., 2006. Multivariate analysis of trace metals in textile effluents in relation to soil and groundwater. *Journal of Hazardous Materials A137*, 31-37.
- Margitai Z., Braun M., 2005. Nyolc európai város légszennyezettségének vizsgálata falevelekről gyűjtött por elemösszetételének diszkriminancia analízisével. *Magyar Kémiai Folyóirat, Közlemények. III. évfolyam, 1 szám.*
- Margitai Z., Braun M., Posta J., 2005. Légszennyezettség jellemzése a falevelekre üledett por szervesetlen komponenseinek elemzése alapján. *Műszeres analitika. 2005/2.*
- Massas, I., Ehaliotis, C., Gerontidis, S., Sarris, E., 2009. Elevated heavy metal concentrations in top soils of an Aegean island (Greece): total and available forms, origin and distribution. *Environmental Monitoring and Assessment* 151, 105-116.
- Maxwell, O., Mile, I., Obeta, M.C., 2010. Seasonal variation in nitrate levels in hand dug wells in Makurdi metropolis. *Pakistan Journal of Nutrition* 9 (6), 539-542.
- Mezősi G., Mucsi L., M. Tóthné Farsang A., 1999. A városökológia szerepe a területi tervezésben Szeged példáján. *Alföldi Tanulmányok* 17. 1998-1999. 74-93.
- Mielke, H.W., Gonzales, C.R., Smith, M.K., Mielke, P.W., 1999. The urban environment and children's health: soils as an integrator of lead, zinc, and cadmium in New Orleans, Louisiana, U.S.A. *Environmental Research Section A* 81, 117-129.
- Molnár D. I., 2009. A megye városai. In: Kárpátalja, A Kárpát-medence régiói 11. Szerkesztette: Baranyi B., Dialóg Campus Kiadó, Pécs-Budapest, 541p.
- Molnár J., 2009/a. A levegő és a vizek szennyezése. In: Kárpátalja, A Kárpát-medence régiói 11. Szerkesztette: Baranyi B., Dialóg Campus Kiadó, Pécs-Budapest, 541p.
- Molnár J., 2009/b. Beregszászi járás. In: Kárpátalja, A Kárpát-medence régiói 11. Szerkesztette: Baranyi B., Dialóg Campus Kiadó, Pécs-Budapest, 541p.
- Molnár J., 2009/c. Éghajlati viszonyok. In: Kárpátalja, A Kárpát-medence régiói 11. Szerkesztette: Baranyi B., Dialóg Campus Kiadó, Pécs-Budapest, 541p.
- Molnár J., 2009/d. Vízirajzi adottságok. In: Kárpátalja, A Kárpát-medence régiói 11. Szerkesztette: Baranyi B., Dialóg Campus Kiadó, Pécs-Budapest, 541p.
- Morton-Bermea, O., Hernández-Álvarez, E., González-Hernández, G., Romero, F., 2009. Assessment of heavy metal pollution in urban topsoils from the metropolitan area of Mexico City. *Journal of Geochemical Exploration* 101, 218-224.

- Muñoz-Carpena, R.; Ritter, A., Li, Y.C., 2005. Dynamic factor analysis of groundwater quality trends in an agricultural area adjacent to Everglades National Park. *Journal of Contaminant Hydrology* 80, 49-70.
- Nabulo, G., Oryem-Origa, H., Diamond, M., 2006. Assessment of lead, cadmium, and zinc contamination of roadside soils, surface films, and vegetables in Kampala City, Uganda. *Environmental Research* 101, 42-52.
- Nagarajan, R., Rajmohan, N., Mahendran, U., Senthamikumar, S., 2010. Evaluation of groundwater quality and its suitability for drinking and agricultural use in Thanjavur city, Tamil Nadu, India. *Environmental Monitoring and Assessment* 171, 289-308.
- Nagy I., 2008. *Városökológia (A humánökológia elemeivel)*. Dialóg Campus Kiadó, Budapest-Pécs, 336 p.
- Navarro, A., Carbonell, M., 2007. Evaluation of groundwater contamination beneath an urban environment: The Boses river basin (Barcelona, Spain). *Journal of Environmental Management* 85, 259-269.
- Ntengwe, F.W., 2005. An overview of industrial wastewater treatment and analysis as means of preventing pollution of surface and underground water bodies – the case of Nkana Mine in Zambia. *Physics and Chemistry of the Earth* 30, 726-734.
- Pais I., 1980. *A mikrotápanyagok szerepe a mezőgazdaságban*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- Papp G. 2008. Beregszász város légszennyezettségének vizsgálata az 1997-2007-es KÖJÁL-adatok alapján. *Acta Beregsasiensis* 7/2, 89-97.
- Pawar, N.J., Pondhe, G.M., Patil, S.F., 1998. Groundwater pollution due to sugar-mill effluent, at Sonai, Maharashtra, India. *Environmental Geology* 34 (2/3), 151-158.
- Pintér A. (szerk.), 2001. *Környezeti toxikológia. Jegyzet a kémiai biztonsági felügyelő képzéshez*. Budapest.
- Puskás I., Farsang A., 2006. Az antropogénitást jelző paraméterek értékelése a városi talajtípusokon. In: Kertész Á., Dövényi Z., Kocsis K. (Eds.) *Third Hungarian Conference on Geography: book of abstracts*. Budapest, Geographical Research Institute, p.186 (ISBN:1301733)
- Puskás I., Prazsák I., Farsang A., Maróy P., 2008. Antropogén hatásra módosult fizikai, kémiai és biológiai tulajdonságok értékelése Szeged és környéke talajaiban. *Agrokémia és talajtan* 57 (2), 261-280.
- Quantum GIS Development Team, 2012. Quantum GIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>.
- Raghunath, R., Tripathi, R.M., Kumar, A.V., Sathe, A.P., Khandekar, R.N., Nambi, K.S., 1999. Assessment of Pb, Cd, Cu and Zn exposures of 6- to 10-year-old children in Mumbai. *Environmental Research Section A* 80, 215-221.
- Rajmohan, N., Elango, L., 2005. Nutrient chemistry of groundwater in an intensively irrigated region of southern India. *Environmental Geology* 47, 820-830.
- Sándor G., Szabó Gy., 2013. Talajvizsgálatok Debrecen belvárosában – in: Lóki J. (szerk.) *Az elmélet és a gyakorlat találkozása a térinformatikában*. A IV. Térinformatikai Konferencia és Szakkiállítás, Debreceni Egyetemi Kiadó, 357-366.

- Sawidis, T., Breuste, J., Mitrovic, M., Pavlovic, P., Tsigaridas, K., 2011. Trees as bioindicator of heavy metal pollution in three European cities. *Environmental Pollution* 159, 3560-3570.
- Shi, G.T., Chen, Z.L., Xu, S.Y., Zhang, J., Wang, L., Bi, C.J., Teng, J.Y., 2008. Potentially toxic metal contamination of urban soils and roadside dust in Shanghai, China. *Environmental Pollution* 156, 251-260.
- Simon L. (szerk.), 1999. Talajszennyeződés talajtisztítás. Környezetügyi Műszaki Gazdasági Tájékoztató. Környezetgazdálkodási Intézet. Budapest.
- Simon L., 2006. Toxikus elemek akkumulációja, fitoindikációja és fitoremediációja a talaj-növény rendszerben. Magyar Tudományos Akadémia. Doktori értekezés. Nyíregyháza.
- Sipos P., 2009. Distribution and sorption of potentially toxic metals in four forest soils from Hungary. *Central European Journal of Geosciences* 1(2), 183-192.
- Sipos P., Németh T., May Z., Szalai Z., 2011. Accumulation of trace elements in the Fe-rich nodules in a neutral-slightly alkaline floodplain soil. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences* 6(1), 13-22.
- Stefanovits P., Filep Gy., Fülek Gy., 1999. Talajtan. Mezőgazda Kiadó. p. 470.
- Steiner F. (szerk.), 2010. Hazánk környezeti állapota. Prospektus Nyomda, Budapest, Hungary.
- Sterckeman, T., Douay, F., Proix, N., Fourrier, H., 2000. Vertical distribution of Cd, Pb and Zn in soils near smelters in the North of France. *Environmental Pollution* 107, 377-389.
- Sun, H.F., Li, Y.H., Ji, Y.F., Yang, L.S., Wang, W.Y. Li, H.R., 2010. Environmental contamination and health hazard of lead and cadmium around Chatian mercury mining deposit in western Hunan Province, China. *Transactions of Nonferrous Metals Society of China* 20, 308-314.
- Szabó Gy., 2000. Talajok és növények nehézfém tartalmának földrajzi vizsgálata egy bükkaljai mintaterületen – Egyetemi doktori értekezés, Debrecen, p. 144.
- Szabó Gy., 2002. Anthropogen Effects on Soils in Hungary. *Oldenburger Geoökologische Studien* 5, 188-200
- Szabó Gy., Angyal A., Csikós A., Bessenyei É., Tóth E., Kiss P., Csorba P., Szabó Sz., 2010. Examination of the groundwater pollution at lowland settlements – *Studia Universitatis "Vasile Goldiș", Seria Științele Vietii* Vol. 20, issue 4, 89-95.
- Szabó Gy., Bessenyei É., Szabó A., 2009. A vízminőség vizsgálata mikeszécsi talajvízkutakban – in: Szabó V., Fazekas I. (szerk.). Települési környezet. A II. Települési Környezet Konferencia kiadványa. Debrecen, 148-154.
- Szabó Gy., Elek Z., Szabó Sz., 2008/a. Study of heavy metals in the soil-plant system. *Cereal Research Communications* 36, 403-406.
- Szabó Gy., Kerényi A., 2005. Vízszennyezettség térbeli és időbeli változásai a Zempléni-hegység néhány vízfolyásában – Szerencs, Tokaj-Hegyalja kapuja, szerk: Frisnyák S. - Gál A., Szerencs, 99-109.
- Szabó Gy., Koi R., Szegedi S., Szabó Sz., 2008/b. Az üledék por tér- és időbeli eloszlásának vizsgálata a pálházai perlitbánya környezetében – in.: Csorba P. – Fazekas I. szerk.: Táj kutatás, tájökológia, 167-176.

- Szabó Gy., Szabó Sz., Szabó A., Szemán B., 2006. A talajvíz kutak szennyezettségének vizsgálata Mikepércsen és Bodrogkeresztúron – III. Magyar Földrajzi Konferencia CD kiadványa, ISBN963 9545 12 0, 13 p.
- Szabó S. A., Regiusné Mócsényi Á., Győri D., Szentmihályi S., 1987. Mikroelemek a mezőgazdaságban. Esszenciális mikroelemek. Mezőgazdasági kiadó, Budapest.
- Szabó Sz., 2008. Környezetvédelmi vizsgálati módszerek – monitoring – távoktatási tankönyv, Debrecen, Hungary.
- Szabó Sz., Szabó Gy., Bihari Á., 2007. Effects of acid loadings on heavy metal mobilization in Cambisols. *Annales Geographicae* XL (2), Vilnius, Lithuania, 72-79.
- Szalai Z., 2008. Spatial and temporal pattern of soil pH and Eh and their impact on solute iron content in a wetland (Transdanubia, Hungary) *AGD Landscape and Environment* 2 (1), 34-45.
- Szalai Z., Németh T., 2008. Elemi táji mintázatok hatása talajkémiai paraméterekre. *Földrajzi Értesítő* 57 (1-2), 135-146.
- Szegedi S., 1999. Közlekedési eredetű nehézfémek Debrecen talajaiban és növényzetében, ennek talajtani összefüggései és városökológiai hatásai. Doktori értekezés. Kossuth Lajos Tudományegyetem Alkalmazott Tájföldrajzi Tanszék, Debrecen. 138 p.
- Tomašević, M., Rajšić, S., Dordević, D., Tasić, M., Krstić, J., Novaković, V., 2004. Heavy metal accumulation in tree leaves from urban areas. *Environmental Chemistry Letters* 2, 151-154.
- Türk G., Szabó Sz., 2012. A Lónyay-főcsatorna vízkémiai hatása a Tiszára a nitrogénformák szemszögéből. *Hidrológiai Közlöny* 2, 45-48.
- Umezawa, Y., Hosono, T., Onodera, S., Siringan, F., Buapeng, S., Delinom, R., Yoshimizu, C., Tayasu, I., Toshi Nagata, T., Taniguchi, M., 2008. Sources of nitrate and ammonium contamination in groundwater under developing Asian megacities. *Science of the Total Environment* 404, 361-376.
- Ungvári Hidrometeorológiai Központ, 2000-2009.
- Vadnay Á., 2012. A Nyírségvíz Zrt. szerepvállalása Beregszászi (Ukrajna) Kárpátvíz Víz és Csatornamű Kft. üzemeltetésében. Nyírségvíz Zrt. MASZESZ Konferencia. Lajosmizse.
- Vidal, M., LoÁpez, A., Santoala, M.C., Valles, V., 2000. Factor analysis for the study of water resources contamination due to the use of livestock slurries as fertilizer. *Agricultural Water Management* 45, 1-15.
- Vijayanand, C., Rajaguru, P., Kalaiselvi, K., Panneer Selvam, K., Palanivel, M., 2008. Assessment of heavy metal contents in the ambient air of the Coimbatore city, Tamilnadu, India. *Journal of Hazardous Materials* 160, 548-553.
- Wakida, F.T., Lerner, D.N., 2005. Non-agricultural sources of groundwater nitrate: a review and case study. *Water Research* 39, 3-16.
- Walton, G., 1951. Survey of literature relating to infant methemoglobinemia due to nitrate-contaminated water. *American Journal of Public Health*, 41, 986-996
- Wannaz, E.D., Carreras, H.A., Rodriguez, J.H., Pignata M.L., 2012. Use of biomonitors for the identification of heavy metals emission sources. *Ecological Indicators* 20, 163-169

- Warner, N.R.; Levy, J.; Harpp, K., Farruggia, F., 2008. Drinking water quality in Nepal's Kathmandu Valley: a survey and assessment of selected controlling site characteristics. *Hydrogeology Journal* 16, 321-334.
- Widory, D., Kloppmann, W., Chery, L., Bonnin, J., Rochdi, H., Guinamant, J.L., 2004. Nitrate in groundwater: an isotopic multi-tracer approach. *Journal of Contaminant Hydrology* 72, 165-188.
- Wolterbeek, B., 2002. Biomonitoring of trace element air pollution: principles, possibilities and perspectives. *Environmental Pollution* 120, 11-21.
- World Health Organization, 2011. Nitrate and Nitrite in Drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality.
- World Urbanization Prospects. The 2011 Revision. Department of Economic and Social Affairs United Nations, New York, 2012.
- Xia, X., Chen, X., Liu, R., Liu, H., 2011. Heavy metals in urban soils with various types of land use in Beijing, China. *Journal of Hazardous Material* 186, 2043-2050.
- Yamamoto, N., Takahashi, Y., Yoshinaga, J., Tanaka, A., Shibata, Y., 2006. Size distribution of soil particles adhered to children's hands. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 51, 157-163.
- Yong, R.N., Mohamed, A.M.O., Warkentin, B.P., 1992. *Principles of Contaminant Transport in Soils*. p. 327.
- Záray G., 1991: Összefoglaló jelentés a Toka-patak környezetében végzett növény- és talajkémiai vizsgálatokról, Állami Népegészségügyi és Tisztiorvosi Szolgálat Heves Megyei Intézete, 1991. dec. 19.
- Zseni A., Pestiné Rác V., 2006. *Környezetvédelem*. Győr.
- 10/2010. (VIII. 18.) VM rendelet a felszíni víz vízszennyezettségi határértékeiről és azok alkalmazásának szabályairól.
- 201/2001. (X. 25.) Korm. Rendelet az ivóvíz minőségi követelményeiről és az ellenőrzés rendjéről.
- 2786-III sz. törvény. 2001. Az ólmozott benzin, valamint ólom tartalmú adalékanyagok behozatalának és forgalmazásának tiltásáról.
- 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet a földtani közeg és a felszín alatti víz szennyezéssel szembeni védelméhez szükséges határértékekről és a szennyezések méréséről. „B” szennyezettségi érték.
- MSZ 12749/1993 – Felszíni vizek minősége, minőségi jellemzők és minősítés.
- MSZ 21454-1:1983 – A levegő szilárd szennyezőinek vizsgálata. Az ülepedő por tömegének meghatározása.
- MSZ-08-0205-1978. A talaj fizikai és vízgazdálkodási tulajdonságainak vizsgálata.
- MSZ-08-0206-2-1978. A talaj egyes kémiai tulajdonságainak vizsgálata. Laboratóriumi vizsgálatok (pH-érték, szódában kifejezett fenolftelein lúgosság, vízben oldható összes só, hidrolitos és kicserélődési aciditás).
- MSZ-08-0210-1977. A talaj szerves szén tartalmának meghatározása.
- MSZ-21470-50-1998 – Környezetvédelmi talajvizsgálatok. Az összes és oldható toxikus elem-, a nehézfém- és a króm(VI) tartalom meghatározása.

Державні санітарні правила та норми. Комунальна гігієна. Грунт, очистка населених місць, побутові та промислові відходи, санітарна охорона ґрунту. "Гігієнічні вимоги щодо поводження з промисловими відходами та визначення їх класу небезпеки для здоров'я населення" (ДСанПіН 2.2.7.029-99). Міністерство Охорони Здоров'я України. (Állami közegészségügyi szabályok és normatívák. Közösségi higiénia. Talaj, lakott területek tisztítása, háztartási és ipari hulladékok, a talaj közegészségügyi védelme. „Az ipari hulladékokkal kapcsolatos higiéniai elvárások és lakosság egészségére való veszélyességi osztályuk meghatározása”). Ukrajna Egészségvédelmi Minisztériuma, 1999.

Державні санітарні правила та норми. "Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною" (ДСанПіН 2.2.4-171-10). Санітарно-хімічні показники безпечності та якості питної води. Міністерство Охорони Здоров'я України. (Állami közegészségügyi szabályok és normatívák „Az emberi fogyasztásra alkalmas ivóvízzel kapcsolatos higiéniai elvárások” Az ivóvíz biztonsági illetve minőségi közegészségügyi és kémiai mutatói). Ukrajna Egészségvédelmi Minisztériuma, 2010.

Felhasznált internetes oldalak

- [1] <http://www.muszeroldal.hu/assistance/vizszennyezok.pdf>
- [2] [http://www.etk.hu/cian/docs/BMTF_Report_\(HUN\).pdf](http://www.etk.hu/cian/docs/BMTF_Report_(HUN).pdf)
- [3] <http://www.bereg.net.ua/varos/hun/karpat.html>
- [4] <http://www.bereg.net.ua/bereg/ukr/mrada/>
- [5] <http://www.beregovo.uz.ua/hu/index.php/koezelet/1623--es-a-tiszta-ivoviz-szolgalataban.html>
- [6] <http://kiszohhrf.org/?module=news&target=get&id=4521>
- [7] http://www.sulinet.hu/oroksegtar/data/kulhoni_magyarsag/2009/Gat/
- [8] http://www.beregihirlap.uz.ua/index.php?option=com_content&view=article&id=1660:a-verke-problemajarol-tanacsokoztak&catid=4:kozelet&Itemid=4
- [9] <http://karpinfo.net/hetilap/belfold/2005/07/01/lezart-verke-szinte-felforrt-hianyzik-22-kilometernyi-csatornahalozat>
- [10] <http://www.karpatalja.ma/kitekinto/vilag/4840-egesz-bangkok-viz-ala-kerulhet>
- [11] <http://novenyelettan.wordpress.com/category/noveny/>

Köszönetnyilvánítás

Szeretném megköszönni Dr. Szabó Györgynek, a témavezető tanáromnak, a PhD tanulmányaim és az értekezés írása során nyújtott segítségét, szakmai tanácsait és biztatását.

Köszönettel tartozom a Földtudományi Intézet laboratóriuma dolgozóinak, elsősorban Horváth Józsefnének és Kanber Wafiné Bakó Valériának, valamint Türk Gábornak a talaj, víz és ülepedő porminták előkészítése és vizsgálata során nyújtott segítségükért.

Köszönöm Dr. Braun Mihálynak az elemanalitikai vizsgálatokban nyújtott segítségét.

Köszönöm Dr. Szabó Szilárdnak az adatfeldolgozásban és statisztikai vizsgálatokban nyújtott segítségét, tanácsait.

A talaj- és vízminta gyűjtésben nyújtott segítségért köszönettel tartozom Hevesi Tibornak, Ilosvay Józsefnek, Kovács Endrének és Szilágyi Bélának.

Köszönöm a Tájvédelem és Környezetföldrajzi tanszék minden munkatársának a PhD-tanulmányaim ideje alatt nyújtott támogatását.

A dolgozat elkészítését támogatta a TÁMOP-4.2.2/B-10/1-2010-0024 jelű, „A Debreceni Egyetem tudományos képzési műhelyeinek támogatása” című projekt. A projekt az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósult meg. This work was supported by the TÁMOP-4.2.2/B-10/1-2010-0024 project. The project was co-financed by the European Union and the European Social Found.

Mellékletek



1. melléklet. Talajmintagyűjtés a BSZTF3 szelvényből



2. melléklet. A BSZTF3 fúrászelvény készítése a 16-os talajvíz mintavételi pont mellett



3. melléklet. A V1 mintavételi pont a Vértén (2010 tél)



4. melléklet. A V3 mintavételi pont a Vértén (2009 ősz)



5. melléklet. Vízminta gyűjtés a 9-es számú kútból

6. melléklet. A kutak környezetével és a vízhasználattal kapcsolatos kérdőív

Mintavételi pont:

1. Felhasználja a kút vizét?
 - a. állatok itatása:
 - b. ivóvíz:
 - c. kocsis mosás:
 - d. mosás:
 - e. öntözés:
 - f. főzés:
 - g. egyéb:
2. A vizet milyen gyakran használja?
 - a. nem használja:
 - b. naponta használja:
 - c. hetente használja:
 - d. évszakosan használja: tél tavasz nyár ősz
3. Mekkora területen öntöz?
4. Szivattyúzza a kutat?
5. Ha igen, milyen gyakran?
 - a. naponta:
 - b. hetente kétszer:
 - c. nyáron naponta:
 - d. egyéb:
6. Történt bármilyen anyagbevitel a kútba?
7. Szokta tisztítani a kutat, ha igen milyen módon és gyakran?
8. Rácsatlakozott a csatorna-hálózatra?
9. Ha nem, tervezi, hogy rácsatlakozik?
10. Miért?
11. Hol tárolja a szennyvizet?
12. Mekkora a szennyvíztároló térfogata?
13. Szigetelt a szennyvíztároló?
14. Milyen gyakran és módon ürítik?
 - a. nem ürítik:
 - b. hetente:
 - c. havonta:
 - d. 3 havonta:

- e. egyéb:
- f.
- 15. Milyen távolságra és irányban van a kúttól?
- 16. A szomszéd szennyvíztárolója milyen távolságra és irányban van a kúttól?
- 17. Milyen típusú mosó- mosogatószer használ?
- 18. Van kinti WC?
- 19. Ha igen, mióta van?
- 20. Milyen gyakran használják?
 - a. nem használja:
 - b. naponta használja:
 - c. egyéb:
- 21. Szigetelt?
- 22. Ha nem használja: mióta nem használja?
- 23. Milyen távolságra és irányban van a kúttól?
- 24. Ha a szomszédnak is van, akkor az övé milyen távolságra és irányban van a kúttól?
- 25. Tart állatot?
- 26. Hány darabot, milyen?
- 27. A trágyával mit kezd?
- 28. Ha tárolóban tartja, az szigetelt?
- 29. Iránya, távolsága a kúttól:
- 30. Van a szomszédban állattartás?
- 31. Ha igen: milyen messze van a trágyadomb a kúttól?
- 32. Van konyhakertje?
- 33. Ha igen, használ növényvédő szer? Milyen típusút?
- 34. Műtrágyát? Milyen típusút?
- 35. Milyen időszakban?

36. Mekkora mennyiségben?
37. Mekkora a konyhakert területe?
38. Milyen irányban és távolságra van a kúttól?
39. Ha nem használ növényvédő szert, műtrágyát, akkor korábban használt?
40. Mikor?
41. Milyen típusút?



7. melléklet. Levélmintagyűjtés (2009 ősz)

8. melléklet. A talajminták elemtartalmának és fizikai-kémiai tulajdonságainak korrelációs mátrixa

Correlations																							
	Al	Ba	Ca	Cd	Cr	Cu	Fe	K	Mg	Mn	Na	Ni	Pb	Zn	Co	pH _{H2O}	pH _{KCl}	Szerves anyag	CaCO ₃	Durva homok	Finom homok	Iszap	Agyag
Al	1,000	-,126	-,418**	-,305*	,771**	-,163	,713**	,391**	,783**	,264*	-,365**	,687**	-,271*	-,351**	,486**	-,392**	-,462**	-,372**	-,353**	-,640**	,016	,777**	,668**
Ba	-,126	1,000	,547**	,608**	-,025	,342**	,054	,396**	-,188	,397**	,463**	,026	,539**	,646**	,052	,230	,247	,483**	,311*	,233	,100	-,218	-,413**
Ca	-,418**	,547**	1,000	,470**	-,301*	,465**	-,119	,087	-,351**	,193	,662**	-,255*	,444**	,647**	-,075	,731**	,809**	,586**	,758**	,653**	-,199	-,566**	-,629**
Cd	-,305*	,608**	,470**	1,000	-,134	,418**	-,089	,312*	-,146	,255*	,507**	-,020	,487**	,768**	-,029	,179	,213	,525**	,243	,306*	,159	-,330**	-,445**
Cr	,771**	-,025	-,301*	-,134	1,000	,133	,772**	,420**	,700**	,190	-,136	,860**	,007	-,033	,363**	-,313*	-,365**	-,037	-,145	-,397**	-,118	,577**	,533**
Cu	-,163	,342**	,465**	,418**	,133	1,000	,116	,189	-,174	,157	,412**	,066	,512**	,554**	,021	,175	,244	,600**	,392**	,304*	-,251	-,163	-,274*
Fe	,713**	,054	-,119	-,089	,772**	,116	1,000	,377**	,710**	,419**	-,122	,754**	-,008	-,022	,381**	-,244	-,215	-,097	-,050	-,324*	-,136	,485**	,415**
K	,391**	,396**	,087	,312*	,420**	,189	,377**	1,000	,539**	,582**	-,138	,489**	,112	,178	,577**	-,188	-,221	,153	-,037	-,317*	,199	,353**	,167
Mg	,783**	-,188	-,351**	-,146	,700**	-,174	,710**	,539**	1,000	,330*	-,451**	,773**	-,317*	-,215	,532**	-,327*	-,387**	-,389**	-,300*	-,642**	,192	,671**	,609**
Mn	,264*	,397**	,193	,255*	,190	,157	,419**	,582**	,330*	1,000	,007	,281*	,016	,176	,531**	-,065	-,044	,022	,109	-,284*	,322*	,146	-,039
Na	-,365**	,463**	,662**	,507**	-,136	,412**	-,122	-,138	-,451**	,007	1,000	-,169	,607**	,630**	-,109	,570**	,574**	,538**	,526**	,646**	-,217	-,544**	-,510**
Ni	,687**	,026	-,255*	-,020	,860**	,066	,754**	,489**	,773**	,281*	-,169	1,000	,000	,035	,421**	-,307*	-,355**	-,062	-,201	-,415**	,094	,481**	,462**
Pb	-,271*	,539**	,444**	,487**	,007	,512**	-,008	,112	-,317*	,016	,607**	,000	1,000	,591**	-,192	,170	,224	,717**	,360**	,416**	-,154	-,266*	-,381**
Zn	-,351**	,646**	,647**	,768**	-,033	,554**	-,022	,178	-,215	,176	,630**	,035	,591**	1,000	-,087	,327*	,401**	,643**	,344*	,522**	-,111	-,439**	-,481**
Co	,486**	,052	-,075	-,029	,363**	,021	,381**	,577**	,532**	,531**	-,109	,421**	-,192	-,087	1,000	-,141	-,182	-,147	-,080	-,401**	,310*	,326*	,241

	Al	Ba	Ca	Cd	Cr	Cu	Fe	K	Mg	Mn	Na	Ni	Pb	Zn	Co	pH _{H2O}	pH _{KCl}	Szerves anyag	CaCO ₃	Durva homok	Finom homok	Iszap	Agyag
pH _{H2O}	-,392**	,230	,731**	,179	-,313*	,175	-,244	-,188	-,327*	-,065	,570**	-,307*	,170	,327*	-,141	1,000	,956**	,201	,566**	,540**	-,156	-,515**	-,425**
pH _{KCl}	-,462**	,247	,809**	,213	-,365**	,244	-,215	-,221	-,387**	-,044	,574**	-,355**	,224	,401**	-,182	,956**	1,000	,306*	,697**	,660**	-,227	-,606**	-,546**
Szerves anyag	-,372**	,483**	,586**	,525**	-,037	,600**	-,097	,153	-,389**	,022	,538**	-,062	,717**	,643**	-,147	,201	,306*	1,000	,472**	,606**	-,250	-,412**	-,531**
CaCO ₃	-,353**	,311*	,758**	,243	-,145	,392**	-,050	-,037	-,300*	,109	,526**	-,201	,360**	,344*	-,080	,566**	,697**	,472**	1,000	,635**	-,229	-,517**	-,706**
Durvahomok	-,640**	,233	,653**	,306*	-,397**	,304*	-,324*	-,317*	-,642**	-,284*	,646**	-,415**	,416**	,522**	-,401**	,540**	,660**	,606**	,635**	1,000	-,498**	-,846**	-,694**
Finomhomok	,016	,100	-,199	,159	-,118	-,251	-,136	,199	,192	,322*	-,217	,094	-,154	-,111	,310*	-,156	-,227	-,250	-,229	-,498**	1,000	,090	-,087
Iszap	,777**	-,218	-,566**	-,330**	,577**	-,163	,485**	,353**	,671**	,146	-,544**	,481**	-,266*	-,439**	,326*	-,515**	-,606**	-,412**	-,517**	-,846**	,090	1,000	,779**
Agyag	,668**	-,413**	-,629**	-,445**	,533**	-,274*	,415**	,167	,609**	-,039	-,510**	,462**	-,381**	-,481**	,241	-,425**	-,546**	-,531**	-,706**	-,694**	-,087	,779**	1,000

** . Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).

* . Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed).