

Szegedi Tudományegyetem
Földtudományok Doktori Iskola

Doktori (PhD) értekezés

**A talaj- és talajvízrendszer komplex környezeti
szempontú értékelése városi területen, Szeged példáján**

FEJES ILDIKÓ

Témavezető:

Dr. habil Farsang Andrea
egyetemi docens

Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék

Szeged

2014

TARTALOMJEGYZÉK

1. BEVEZETÉS.....	1
1.1. Problémafelvetés, a téma indokoltsága.....	1
1.2. A doktori értekezés célkitűzései	2
2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS	3
2.1. A talaj és a talajvíz városi környezetben	3
2.1.1. A talajvízrendszer város-specifikus tulajdonságai	3
2.1.2. A talajvíz áramlási viszonyai városi területen	7
2.1.3. A városi talaj, mint a talajvíz elsődleges pufferzónája és potenciális szennyezőforrása.....	9
2.2. Szennyezőanyagok a városi talajokban és talajvízben.....	11
2.2.1. A nehézfémek és az arzén fontosabb kémiai tulajdonságai, potenciális szennyezőforrásai	12
2.2.2. Nehézfémek talajbeli viselkedése, szorpciós tulajdonságai.....	17
2.2.3. A vizsgált szervesetlen vegyületek (nitrogénformák és ortofoszfát) fontosabb kémiai tulajdonságai, potenciális szennyezőforrásai	20
2.2.4. A talaj és a talajvíz szennyezettsége Magyarország településein	23
2.3. Kutatási előzmények Szegeden a talajra és talajvízre vonatkozóan	26
3. A MINTATERÜLET JELLEMZÉSE	28
3.1. Földrajzi elhelyezkedés, domborzat, klimatikus viszonyok.....	28
3.2. Földtani fejlődés, földtani felépítés	28
3.3. Vízföldtani és vízrajzi jellemzők.....	29
3.4. Talajtani viszonyok.....	30
3.5. Város-specifikus tulajdonságok.....	30
4. ANYAG ÉS MÓDSZER.....	32
4.1. A mintaterület és a mintavételi pontok kiválasztásának szempontjai.....	32
4.2. Mintavétel és helyszíni vizsgálatok.....	33
4.3. Laborvizsgálati módszerek	36
4.4. Adatfeldolgozás, az eredmények kiértékelésének módszerei.....	38
4.4.1. Statisztika	38
4.4.2. Modellelés	40
5. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK	41
5.1. A talajvíz minőségi állapota, térbeli és időbeli változásai.....	41
5.1.1. A talajvíz kémhatása, hőmérséklete és vezetőképessége.....	41
5.1.2. A talajvíz minősége a szervesetlen szennyezők koncentrációi alapján.....	45
5.1.3. A szennyezések térbeli eloszlása a mintaterületen és a potenciális szennyezőforrások.....	48

5.1.4.	A talajvíz-minőségi jellemzők közötti korrelációs kapcsolatok	52
5.1.5.	A vízminőséget meghatározó geokémiai háttérfolyamatok	54
5.1.6.	A kutak térbeli csoportosítása a talajvíz kémiája alapján	56
5.1.7.	Részösszegzés	58
5.2.	A talajvíz mennyiségi állapota, térbeli és időbeli változásai	60
5.2.1.	A talajvíz járása és a vízjárást befolyásoló mesterséges hatások	60
5.2.2.	A talajvízjárás összefüggése a csapadékmennyiség változásával	64
5.2.3.	A talajvízjárás fraktál tulajdonságai, összefüggések a Tisza vízjárásával és a földtani felépítéssel	66
5.2.4.	Részösszegzés	70
5.3.	A talaj minőségi állapota és szorpciós tulajdonságai, transzportfolyamatok a telítetlen zónában	72
5.3.1.	A talajok fizikai és kémiai tulajdonságai	72
5.3.1.1.	<i>Fizikai féleség</i>	73
5.3.1.2.	<i>Karbonáttartalom</i>	74
5.3.1.3.	<i>Kémhatás</i>	75
5.3.1.4.	<i>Szervesanyag-tartalom</i>	75
5.3.1.5.	<i>Összes oldott sótartalom</i>	76
5.3.1.6.	<i>Szivárgási tényező</i>	76
5.3.2.	A talajok nehézfém-tartalma	77
5.3.3.	Az adszorpciós kísérletek eredményei és értékelésük	80
5.3.3.1.	<i>A nikkel adszorpciója</i>	81
5.3.3.2.	<i>A réz adszorpciója</i>	84
5.3.4.	Vertikális nehézfém migráció modellezése a háromfázisú talajzónában	87
5.3.4.1.	<i>A modell input adatai</i>	88
5.3.4.2.	<i>Vertikális nikkel migráció a telítetlen zónában</i>	89
5.3.4.3.	<i>Vertikális réz migráció a telítetlen zónában</i>	92
5.3.5.	Részösszegzés	95
6.	ÖSSZEFOGLALÁS	97
7.	SUMMARY	102
8.	KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS	108
9.	FELHASZNÁLT IRODALOM	109
	MELLÉKLETEK	123

1. BEVEZETÉS

1.1. Problémafelvetés, a téma indokoltsága

Napjaink egyik kiemelt problémája a felszín alatti vizek elszennyeződése a főként antropogén hatásokkal erősen terhelt urbanizált területeken. A felszín alatti vízbázisok közül a talajvíz az egyik legérzékenyebb a külső szennyezésekre – felszínhez való közelsége miatt –, melynek következtében minősége mára súlyosan leromlott világszerte (Foster et al., 2013; Lerner, 1990; Shanahan, 2009). A talajvíz elszennyeződése hatással lehet a környezeti rendszer minden elemére, így az emberre is; ám a többi geoszférához képest (pl. levegő, talaj) kisebb figyelmet kap tisztaságának megóvása.

Jelenleg a világ népességének 53,6%-a (3,88 milliárd fő) él városokban, és az ENSZ előrejelzései szerint a városlakók száma 2050-re eléri majd a 6,34 milliárdot. Ez az arány Európában még magasabb, ugyanis a lakosság 73,4%-a él városban, míg Magyarországon 70,8% (United Nations, 2014). Az urbanizációval egyre inkább növekedett a városok területe, mely magával vonta az emberi tevékenység fokozódását is. Az intenzív antropogén tevékenység következtében sok városban mára visszafordíthatatlanul károsodott a környezet, köztük a felszín alatti vízbázis és a talaj. A város-specifikus hatások tehát nagymértékben átalakítják a városi talaj- és talajvízrendszert, ezért sürgősen szükséges a szennyezések és a további káros hatások feltárása, megakadályozása, illetve – amennyiben még lehetséges – visszafordítása.

A vízbázisok fokozott igénybevétele következtében kapcsolat létesülhet a talajvíz és a mélyebb rétegvizek között (Rónai, 1975, 1985; Marton, Szanyi, 2000; Onodera et al., 2008; Vigna et al., 2013), ezért ha a talajvizet valamilyen szennyezés éri, az a mélyebb felszín alatti vízrétegekbe is bekerülhet. Ez különösen igaz lehet a városi területekre, ahol a nagymértékű felszín alatti vízkitermelés megváltoztatja a felszín alatti vízrendszer hidrogeológiai és áramlási tulajdonságait (Szanyi, 2004), mely befolyásolja a vízminőséget is. A talajvíz hidrodinamikájának megismerése tehát elengedhetetlen a hatékony hidrogeokémiai kutatáshoz (Furlong et al., 2011; Marton, 2009; Shepherd et al., 2006). A talaj-talajvíz kapcsolatok vizsgálatának szintén fontos szerepe van a szennyezések felderítésében, hiszen a telítetlen zónában akkumulálódott toxikus anyagok fenyegetik leginkább a talajvíz minőségét. A városi talaj – mint a talajvíz pufferzónája és potenciális szennyezőforrása –, az antropogén tevékenység következtében erőteljesen módosult, így a szennyezőanyag-megkötő képessége is megváltozott. A szennyezések vertikális migrációját a talaj adszorpciós kapacitásának ismeretében érdemes vizsgálni, melynek segítségével választ kaphatunk néhány, a talajvíz elszennyeződéséhez vezető folyamat tulajdonságaira is. A fentiek tükrében a talajvíz minősége önmagában nem, csak komplexen, talajtani, hidrológiai, hidrogeológiai és hidrogeokémiai rendszerként vizsgálható és értékelhető.

Az utóbbi években a nemzetközi szakirodalomban egyre nagyobb teret nyert a városok környezeti állapotának komplex vizsgálata, azonban hazánk nagyvárosaira vonatkozóan hiányosak ismereteink. Szeged Magyarország harmadik legnépesebb városa, és a városban jelen lévő negatív környezeti hatások több mint 160 ezer embert érintenek (KSH, 2014), ezért időszerűvé vált egy átfogó környezet-geokémiai tanulmány elkészítése.

A felvázolt, városokban tapasztalt változási trendek mellett, hogy aktualizálják a témaválasztást – vagyis a szegedi városi talajok és a talajvízrendszer kvalitatív és kvantitatív állapotának feltárását, változásainak és hatásainak nyomon követését –, kiemelt jelentőséggel bírnak a toxikus szennyezők humán egészségügyi kockázata miatt. Doktori kutatásomban a vizsgálatok és az eredmények értékelése a mai modern analitikai és adatelemzési módszerek lehető legszélesebb körű felhasználásával új, komplex kutatási koncepcióban valósultak meg.

1.2. A doktori értekezés célkitűzései

A doktori kutatómunkámban fő célkitűzésem a városi talaj- és talajvízrendszer átfogó, geokémiai, hidrodinamikai és hidrogeokémiai vizsgálata és értékelése volt. A doktori értekezés három fő kutatási témát – a talajvíz minőségének, a talajvíz áramlási tulajdonságainak és a talaj talajvíz-szennyezéssel szembeni védőképességének vizsgálatát – kapcsolja össze.

A doktori kutatásom során kitűzött elsődleges célok a három kutatási témában a következők:

- A szegedi talajvízrendszer geokémiai állapotának felmérése és változásának nyomon követése tizenkét szervesen szennyező (Cu, Co, Cr, Cd, Pb, Ni, Zn, As, NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ és PO_4^{3-}) vonatkozásában.
- A talaj és a talajvíz potenciális szennyező-forrásainak meghatározása, különös tekintettel az antropogén forrásokra.
- A vizsgált komponensek közötti geokémiai kapcsolatok és a talajvíz geokémiáját meghatározó háttér folyamatok feltárása.
- A főbb szennyezési gócpontok lehatárolása és a megfigyelő kutak térbeli csoportosítása a talajvíz kémiája alapján.
- A talajvíz hőmérsékletét jellemző térbeli és időbeli változásának vizsgálata, valamint a városi környezet hatásaiból eredő módosulások elemzése.
- A talajvízállás változásainak monitoringja és a talajvízjárási trendek feltérképezése.
- A talajvízjárást befolyásoló városi mesterséges hatások elkülönítése.
- A talajvízjárás és a csapadékmennyiség változása közötti összefüggések elemzése, és a csapadékmennyiség talajvízre gyakorolt késleltetett hatásának (hatóidő) meghatározása.
- A talajvízszint idősorok lehetséges hosszú távú memóriájának, illetve fraktál viselkedésének vizsgálata.
- A talaj minőségi állapotának felmérése a leginkább szennyezett talajvizű kutak környezetében.
- A talajszelvények rétegeiben zajló szorpciós folyamatok feltárása két – eltérő szorpciós tulajdonságokkal jellemezhető – nehézfémre (nikkel és réz) vonatkozóan.
- A talajvízbe a telítetlen zónából potenciálisan beszivárgó nikkel és réz vertikális szennyezés-terjedésének modellezése.
- A talaj és a talajvízrendszer kapcsolatrendszerének feltérképezése.

2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

2.1. A talaj és a talajvíz városi környezetben

Városokban a folyamatosan erősödő antropogén hatások következtében megváltoztak a talaj- és a talajvízrendszer tulajdonságai, sérültek funkciói, melyek visszahatnak az emberre is. A talaj és a vízminőség kutatása antropocentrikus, hiszen elsősorban azt vizsgáljuk, hogy milyen hatással vannak a változások és a szennyezés az emberre, illetve, hogy ez veszélyezteti-e az emberi egészséget. Ennek megfelelően a városi környezeti kutatások legfőbb feladata, hogy feltárja a város szerepét a környezeti problémák kialakulásában, az okokat és következményeket, valamint megoldásokat keressen a fenntartható és élhető város kialakítása érdekében.

2.1.1. *A talajvízrendszer város-specifikus tulajdonságai*

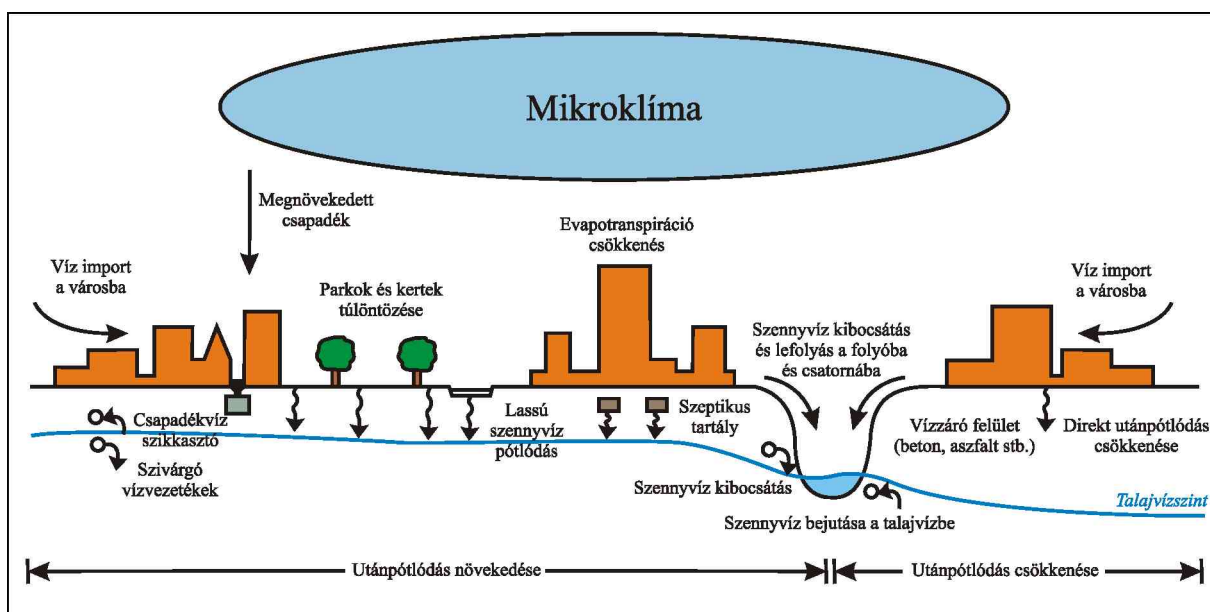
A városi talajvízrendszer tanulmányozása hasonló elv alapján történik, mint a vidéki térségekben, de akadnak bizonyos különbségek például a hidrológiában, a vízkémiában, valamint a változatos és folyamatosan átalakuló területhasználat vonatkozásában. A vidékies területekhez képest a városi talajvizet számos extra hatás éri, mint például a csapadékelvezető csatornák beszívargást módosító hatásai, vagy a burkolt felületek változatossága, mely kis területen belül is eltérő vízutánpótlódási folyamatokat eredményez. A kifejezetten a városokhoz kapcsolódó felszíni és felszín alatti létesítmények (alagutak, mélygarázsok stb.) építése és működtetése szintén befolyásolja a talajvízrendszert, és a talajvíz áramlási viszonyait. A különböző változások számszerűsítése és az áramlási folyamatok modellezése igen nehéz feladat, főként az adatok és a tervezés hiánya (az intézkedések általában kimerülnek a vészhelyzetekre történő reagálásban), valamint a város döntéshozói és a tudományterület képviselői közötti kommunikációs nehézségek miatt.

Bár a talajvízzel kapcsolatos kutatások hosszú múltra tekintenek vissza, a városi talajvízre kevés figyelmet fordítottak a '90-es évekig. Az International Association of Hydrogeologists (Hidrogeológusok Nemzetközi Társasága) 1993-ban megalapította Commission on Groundwater in Urban Areas (Felszín alatti víz Városi Területeken) néven bizottságát (IAH, 2014), mely az első lépése volt a hidrogeológia e speciális területére vonatkozó vizsgálatok elterjedésének. Ezt követően több városi talajvízzel foglalkozó könyvet (Eyles, 1997; Howard, Israfilov, 2002; Lerner, 1996) is kiadtak és számos nemzetközi konferenciát és műhelyt (Chilton, 1997; Ellis, 1999) tartottak a témában. A városok talajvízrendszerére irányuló kutatásokban elsősorban a talajvíz minőségét és mennyiségét befolyásoló városi és antropogén hatásokra helyezik a hangsúlyt. Ezek az antropogén hatások a következők (Vázquez-Suñé, 2003):

- A talajvíz utánpótlódásának és körforgásának közvetlen kapcsolódása az urbanizációs folyamatokhoz
- A talajvízszint-ingadozás befolyásolása az emberi tevékenység által
- Erős talajvízszennyezés
- Az állandó vagy ideiglenes felszín alatti infrastruktúra hatásai (pl. építési területek)

A városi talajvízrendszer működésének megértéséhez elengedhetetlen a városi vízmérleg jellemzőinek ismerete. Mivel az ember a városokban nagymértékben megváltoztatta a természetes felszínt, annak vízháztartása is módosult. A természetes rendszer, vagyis a talaj-növény-levegő rendszer vízmérlegéhez képest a városi vízmérleg

néhány új tényezővel bővült. A város talaj-épület-növény-levegő rendszer vízmérlegéhez az antropogén folyamatok által a légkörbe jutó víz, valamint a folyókból, víztározókból és egyéb víznyerő helyekről származó víz is beletartozik. Az antropogén folyamatok által keletkező vizet az ipari, közlekedési és háztartási folyamatok révén felszabaduló pára adja. A másik többlet a távolabbi területekről – a megnövekedett ipari és lakossági vízigények kielégítésére – a városokba szállított vízből adódik (Unger, Gulyás, 2000). A városi vízmérlegben a talajvíz utánpótlódást befolyásoló városi hatásokat az 1. ábra mutatja be. A beszivárgást Hajnal (2005, 2009) szerint elsősorban a közművek veszteségéből származó víz határozza meg. Megállapította, hogy településeken a csapadék eredetű beszivárgás 17–20%-át teszi ki a csapadéknak. A csapadék beszivárgása a módosított, vagy teljesen burkolt városi felszíneken korlátozott a természetes felszínekhez képest. Bár a csapadék mennyisége városi területeken magasabb (Landsberg, 1981), azonban a csapadék az utcákról, beépített területekről a csatornarendszeren keresztül gyorsabban lefolyik, tehát kevesebb mennyiség szivárog be a talajba és a talajvízbe, mint a vidékies, természetközeli térségekben. A talajvíz-háztartás összetevőivel Berlinre vonatkozóan Wessolek és Renger (1998) foglalkozott, akik különböző felületekre határozták meg többek között a beszivárgás mennyiségét. Megállapították, hogy aszfalt esetében a beszivárgás a lehulló csapadék mintegy 5–6%-át teszi ki, míg a kevésbé beépített felületeken az átszivárgás 47% körüli is lehet. Látható tehát, hogy a különböző burkolatú felszíneken igen nagy az eltérés a beszivárgást illetően, mely tovább bonyolítja a városi hidrogeológiai kutatások és modellek elkészítését.



1. ábra. A talajvíz utánpótlódását befolyásoló városi hatások (Lerner, 1990 nyomán)

Nagyvárosokban a fokozott vízhasználat, illetve a vízhasználat változása erőteljesen átalakította a felszín alatti vízrendszer természetes áramlási folyamatait, és számos területen már visszafordíthatatlan változásokat okozott. A mértéktelen felszín alatti vízkitermelés térszínsüllyedéseket okoz a világ számos megárvárosában (pl. Shanghai, Mexikóváros, Las Vegas, Párizs, Jakarta), mely éves szinten akár több 10 cm is lehet (Chaussard et al., 2013). A fejlett országok nagyvárosai hasonló vízkitermelési trendeket követtek az elmúlt évtizedekben, melyek során jellemzően az 1900-as évek elejétől – főleg az ipari vízkivétel miatt – fokozatosan süllyedtek a talajvízszintek, majd az évszázad második felétől újra emelkedtek. Előbbi térszínsüllyedésekhez, míg utóbbi a felszín alatti létesítmények (metróalagutak, mélygarázsok stb.) vizesedését vagy előntését eredményezte (Drangert, Cronin, 2004). A városi talajvíz-kitermelés természetesen nemcsak a városra, hanem annak „hátszágára”, a környező vidéki területekre is hat, ahol gyakran depressziót okoz a

vízszintekben. Tehát a városi vízgazdálkodás egyik legfontosabb feladata meghatározni az ún. „városi talajvíz lábnyom” mértékét és szabályozni azt (Foster, Vairavamoorthy, 2013). A városokban az építkezés nemcsak a felszín felett történik, hanem az épületek alapja és számos létesítmény található a felszín alatt, amely a talajvíz hidrodinamikáját jelentősen módosítja. Emiatt általában nincs egységes talajvízrendszer a városok alatt, egymástól független talajvíztestek alakulnak ki, melyek mind áramlási tulajdonságaik, mind vízminőségük alapján különbözhetnek egymástól. Ahhoz tehát, hogy egy átfogó képet kapjunk egy egész város talajvízrendszeréről, egy körültekintően telepített és megfelelő sűrűségű monitoring-kúthálózatra van szükség. A talajvíztestek különbözősége miatt a klasszikus hidrodinamikai modellekkel nem, vagy csak nehezen modellezhetőek az áramlási- és transzportfolyamatok, ezért komplex vizsgálatukhoz speciális módszerek szükségesek (Kagabu et al., 2011).

Sűrűn lakott települések esetén jól ismert a levegő hőmérsékletének vonatkozásában a városi hősziget jelensége. Több kutatásban is bizonyították már, hogy a felszín alatt is létezik a hősziget. A hőmérséklet emelkedése a talajvíz több tulajdonságát, többek között a hidrokekémiai folyamatokat is befolyásolja, valamint a vízminőségre is hatást gyakorolhat. Minneapolis talajvíz-hőmérsékletét vizsgálva Taylor és Stefan (2009) megállapították, hogy a belvárosban a legmagasabb a talajvíz hőmérséklete, mely a vidéki területekhez képest 3–4 °C-os többletet jelent. Zhu et al. (2010) hasonló értékeket mértek Kanada és Németország városaira vonatkozóan, mellyel kapcsolatban a melegebb talajvíz fűtésben való felhasználási lehetőségeit elemezték. Yalcin és Yetemen (2009) Isztambulban 3,5 °C-os különbséget tárt fel a város keleti és nyugati oldalán elhelyezkedő kutak talajvizének hőmérsékletében. Taniguchi et al. (2007) négy ázsiai nagyváros talajvizét vizsgálták, és a legnagyobb hőmérsékleti anomáliát a legnépesebb városban, Tokióban mutatták ki. Menberg et al. (2013) 3–7 °C-os hőmérséklet különbséget állapítottak meg hat német nagyváros talajvizére vonatkozóan, és felkutatták a lehetséges városi hőforrásokat. A nagyobb sűrűségű monitoring-hálózattal rendelkező városok esetében a hőmérsékleteket izotermák (interpolációs módszer) segítségével jelenítették meg térképen, míg a kisebb sűrűségűeknél pontszerűen jelölték a talajvíz hőmérsékletét. Ezáltal arra hívták fel a figyelmet, hogy hőmérsékleti izotermák kizárólag olyan területek talajvizére alkalmazhatók, amelyeknél megfelelő sűrűségű monitoringháló adatai állnak rendelkezésre.

A folyók fontos várostelepítő tényezők, ennek megfelelően számos nagyváros folyó mentén épült, így lényeges a folyó-talajvíz kapcsolatok feltárása a városi hidrológiai-hidrokeológiai kutatásokban. A talajvíz és a folyók hidrológiai kapcsolatrendszerét a vízrendezés és a vízfelhasználás szempontjából is szükséges vizsgálni, hiszen erőteljesen befolyásolja a városi vízmérleget például a párolgás útján. Ezen kívül a folyók duzzasztó vagy szívó hatása a talajvízszintekre is hatást gyakorol, és egy áradás esetén túl magasra emelkedhet, vagy akár felszínre kerülhet a talajvíz. Ez nemcsak a felszín alatti infrastruktúrát veszélyezteti, hanem – a szennyezések felszínre kerülésével – humán-egészségügyi kockázatai is lehetnek. A vízmérleg befolyásolásán kívül a folyóknak és más felszíni vizeknek fontos szerepe lehet a szennyezések terjedésében is. Számos ország nagyvárosában a folyóvizet a városi lakosság és ipar által termelt szennyezőanyagok és szennyvíz eltávolítására használják. Leggyakoribb példa a szennyvízvezetékek közvetlen kivezetése a folyóba, melynek során gyakorlatilag tisztítatlanul ömlik a város szennyvize az élővízbe. A folyók mentén gyakran közvetlen a hidrológiai kapcsolat a talajvízzel, ami a szennyezések talajvízbe való transzportját is jelentheti. A folyó szennyezése természetesen nem áll meg a városhatárnál, hanem tovább szállítódik a vidéki, távolabbi területekre, elszennyezve esetenként ott is a talajvizet. A fejlett országokban a szennyvíztisztítás többnyire már megoldott, azonban a fejlődő országokban, és például Kelet-Európában is gyakori probléma; éppúgy, mint a csatornázatlanság. A csatornahálózat nélküli települések szennyvize beszívárog a talajba, mely a talajvízszintek emelkedéséhez és a felszín alatti vizek elszennyezéséhez vezethet. Ezek a szennyezések lehetnek bakteriálisak, nehézfémek,

valamint további szerves szennyezések, jellemzően nitrát, ammónium és foszfát. Számos nagyváros esetében bizonyították már, hogy a nitrát- és ammónium-szennyezések döntően a háztartások szennyvizéből származhatnak (Ford, Tellam, 1994; Huang et al., 2013). Foster és Chilton (2004) szerint a kommunális szennyvíz a városi felszín alatti víz elszennyeződésének legfontosabb forrása, tehát a lakosság nagymértékben felelős a vízminőségi problémákért. A fő probléma, hogy a lakosok a lefolyóba és így a csatornába juttatnak rengeteg különféle anyagot, így például gyógyszereket, kozmetikumokat, festékmарadványokat, olajokat stb. Ez azon kívül, hogy megnehezíti a szennyvíz kezelését és tisztítását (Drangert, Cronin, 2004), a csatornahálózat repedésein keresztül beszivároghat a talajvízbe és a mélyebb felszín alatti vízadókba. A nem megfelelően szigetelt, vagy rekultivált hulladéklerakókból szintén nagy mennyiségű szennyezőanyag juthat el a talajvízig, nem beszélve a világ számos országában problémát jelentő városi „szemétszigetek” drasztikus hatásairól. A helytelenül tárolt vagy kezelt kémiai anyagok, és a nem megfelelően ártalmatlanított kommunális és szilárd hulladékok potenciális mobilis, perzisztens és toxikus szennyezőanyagok felszín alá történő beszivárgását eredményezhetik (Foster, Vairavamoorthy, 2013). A városi parkok, közterületek és kiskertek környezetében szintén magas lehet a szennyezőanyag-terhelés, főként a szennyezett talajvíz, vagy a szennyvíz öntözővízként való újrafelhasználásával, illetve a permetezés révén. A túlzott mértékű öntözés a talajvízszintek lokális emelkedését idézheti elő. A permetezés során pedig számos nehézfém (pl. réz) és növényvédőszer-maradvány juthat a talajra, és szivároghat be a talajvízbe. A városi talajvíz minőségének vizsgálatánál tehát fontos figyelembe venni a területhasználatot is, hogy a szennyezési források megfelelően feltárhatóak legyenek.

1. táblázat. A talajvízrendszert érintő városi hatások és következményei

Városi hatás/folyamat	Következmény
természetes csapadék-utánpótlódás csökkenése	a talajvíz utánpótlódási folyamatok módosulása, általában növekvő vízutánpótlódás
ivóvíz- és szennyvízvezetékek, csapadékelvezető csatornák szivárgása	
öntözés (parkok, kiskertek)	
vízutánpótlódás növekedése	talajvízszintek emelkedése, mely a felszín alatti infrastruktúrát veszélyeztetheti
túlzott vízkitermelés	felszíni térszínsüllyedés (egyik oka)
talajvíz lecsapolása mélyebb csatornába (pl. metróalagutak megvédése céljából)	sekély, nyílttűkrű vízadó rétegek kiürülése
heterogén városi környezet, felszín alatti létesítmények, épületek hatásai	több elkülönülő talajvíztest kialakulása, melyek tulajdonságaikban gyakran eltérnek egymástól
a levegő hőmérsékletének a városközpont felé történő növekedése (városi hősziget)	a talajvíz hőmérsékletének a városközpont felé történő növekedése (városi felszín alatti hősziget)
csatornázás hiánya, vagy csatornák szivárgása, szennyvíz öntözővízként való újrafelhasználása	szennyezőanyag-terhelés növekedése
szennyezőanyag beszivárgás a talajvízbe az utcákról, udvarokról, kertekről, ipari területekről történő lefolyással	
intenzív városi kertészet hatásai: tápanyagok és peszticidek kimosódása	
helytelenül tárolt vagy kezelt hulladékok	

A szennyvezetések felderítése a városokban rendkívül összetett feladat, hiszen az ún. történelmi szennyvezetéseken kívül jelenleg is számos pontszerű és diffúz szennyzőforrás található akár az ipari zónákban, akár a parkokban és kiskertekben. A talajvízrendszert érintő városi hatásokat és következményeit az *1. táblázatban* foglaltam össze.

2.1.2. A talajvíz áramlási viszonyai városi területen

Városi területeken a folyamatosan változó beépítettség és területhasználat, az öntözés és egyéb folyamatok hatására relatíve gyorsan módosulhatnak a talajvíz áramlási viszonyai, mely többek között a talajvíz minőségére is befolyást gyakorolhat. Az UNESCO statisztikája szerint egyre növekszik a felszín alatti vizek kitermelésének mértéke, és az Európai Unió jelenleg már édesvízszükségleteinek 75%-át a felszín alatti vízkészletekből nyeri (Margat, van der Gun, 2013; van der Gun, 2012). Az utóbbi évtizedekben a hazai vízhasználatban is lényeges változás volt a felszín alatti vízkivétel arányának jelentős növekedése, melynek következtében a '90-es évek végére a felszín alatti vizek használata 60%-kal meghaladta a felszíni vizekét (Somlyódy, 2002).

A legjelentősebb felszín alatti vízkitermelés kétségtelenül a nagyvárosokban folyik, ezért a városi talajvízszint észlelő kúthálózatok működtetése kiemelt fontosságú. Magyarországon a talajvízszint monitoring hosszú múltra tekint vissza, az első észlelések már a 19. század közepén elkezdődtek, a 2000-es évek elejére pedig már 1654 törzshálózati észlelő kutat tartottak nyilván (Szalai, 2003). Megannyi esettanulmányban és monitoring kutatásban vizsgálták a talajvízszintek időbeli változását és periodicitását, melyek közül néhány fontosabb vizsgálati eredményt – a teljesség igénye nélkül – mutatok be a mintaterület tágabb értelemben vett környezetére, az Alföldre és a Duna–Tisza közére vonatkozóan. Az Alföld talajvízszint változásait átfogóan a VITUKI vizsgálta elsőként 1975-ben (Major, 1990). Megállapították, hogy a talajvízszintek az 1960-as évek óta folyamatosan emelkedtek a Tisza mentén és a Nagykunságban, melynek okaiként a mezőgazdasági technológiák változását és a meteorológiai tényezőket sorolták fel. Később, az 1970-es évektől kezdődően ugyanakkor erőteljes talajvízszint csökkenés kezdődött, főként a Duna–Tisza közén. A Hátságon az 1990-es évek közepére már 250–300 cm közötti talajvízszint csökkenés alakult ki, melyért a rétegvíz és talajvíz kitermelés, a földhasználat változásai, az időjárási szélsőségek és egyéb tényezők felelősek (Szalai, 2012). Rakonczai (2011) kutatása alapján a Duna–Tisza közí hátságon a talajvízszintek változásában felfedezhető egy tartósabb klímaváltozás hatása, továbbá megállapította, hogy a talajvíz klímaváltozás-indikátorként működhet. Szalai (2011) kiterjedt vizsgálatot folytatott az egész Alföldre vonatkozóan, tanulmányában az 1930-as évek és 2010 közötti időszakban 144 észlelő kút talajvízszint idősorait elemezte. Megállapította, hogy a talajvízjárást jelentős időbeli változékonyság jellemezte a mintegy 80 éves periódusban, mely magába foglalja többek között a markáns vízszintsüllyedések időszakát a Tiszántúlon és a Duna–Tisza közén. Szalai et al. (2011) az 1970 és 2004 közötti időszak csapadék- és talajvízszint idősorait klaszteranalízissel vizsgálták. Az eredményül kapott klasztercsoportok segítségével következtettek a talajvízjárást befolyásoló háttértényezők területi elhelyezkedésére, illetve elkülönítették a csapadékhatásoknak leginkább kitett területeket. Öt térbeli klasztercsoportot különítettek el a Duna–Tisza közére vonatkozóan, melyeket a talajvízjárást befolyásoló háttértényezők és a különböző mértékű talajvízszint süllyedések különböztetnek meg. A tanulmányban a Szeged környékén elhelyezkedő kutakat abba a csoportba sorolják, mely esetében 1995-ig a talajvízszint süllyedés 100 cm körül alakult.

A modern kutatásokban a monitoringokból származó talajvízszint idősorok vizsgálata már nem merül ki az egyszerű vízjárási trendek feltárásában, hanem komplex vizsgálatokat végeznek például a felszíni vizek idősoraival, vagy vízminőségi paraméterekkel

összehasonlítva. Tremblay et al. (2011) Kanada talajvízszint idősorait vetették össze hőmérséklet és csapadékvíz idősorokkal. Keresztkorrelációs számításokat alkalmazva megállapították, hogy a hőmérséklet nagyobb befolyást gyakorol a talajvízszintekre (negatív korreláció), mint a csapadékmennyiség változása (pozitív korreláció). Kutatásukban bár regionális léptékben vizsgálódtak, azonban alkalmazott módszerük hatékonyan felhasználható a városi talajvíz-kutatásokhoz is, melynek segítségével megállapítható, hogy egy talajvízkút vízjárását befolyásolja-e a csapadék változása, vagy inkább hidrológiai, illetve antropogén hatások dominálnak. A talajvíz utánpótlódás és a talajvízminőség összefüggéseit kutatták az USA-beli Arizonára vonatkozóan Carlson et al. (2011), melyben a városi területek antropogén hatásait hangsúlyozzák, valamint az urbanizáció talajvízben okozta változásokat mutatják be. Integrált vizsgálatot folytattak Shepherd et al. (2006) és Rivett et al. (2011) Birmingham városi talajvízrendszerére vonatkozóan. Tanulmányaikban a talajvízáramlás- és minőség, valamint a felszíni víz minősége és mennyisége közötti összefüggéseket elemezték. Kapcsolatot mutattak ki a folyó vízhozamának változása és a városi talajvízminőség között. Hazánkban a Duna vízjárásának talajvízre gyakorolt hatását térképezték fel Hankó et al. (1998) a magyarországi Felső-Duna környezetében, illetve Csoma és Gálos (2009) Budapest (Infopark) térségében. Hajnal (2005) szintén Budapesttel kapcsolatban (I. kerület) a talajvízre gyakorolt természetes és mesterséges hatásokkal foglalkozott. Megállapította, hogy a vizsgált területen a talajvízjárás nem függ a havi csapadékösszegektől, viszont a Duna hatása egyértelműen kimutatható.

A hidrodinamikai trendek feltárása és a talajvíz áramlásának modellezése a város-specifikus tulajdonságokból adódóan rendkívül nehéz feladat és hatalmas mennyiségű input adat szükséges hozzá. A hidrodinamikai modellezésben gyakran alkalmazott programok (pl. MODFLOW, FEFLOW) többnyire nem számolnak a felszín alatti létesítmények vagy az antropogén tevékenység hatásaival, emiatt a városi talajvízáramlás nem modellezhető velük kellő hatékonysággal. Az ilyen vizsgálatokban ezért speciális modelleket vagy alternatív módszereket keresnek a hidrodinamikai folyamatok feltérképezéséhez. Barron et al. (2012) folyamat alapú, kombinált felszíni víz-talajvíz modellt alkalmaztak Perth területére vonatkozóan, melyben számos városi módosító paramétert (felszínborítottság, öntözés, lokális vízkivételek, talajvízszint kontrollált maximumai stb.) vontak bele számításaikba. Eredményként egy jól validálható modellt kaptak, amely azonban csak olyan területekre alkalmazható, amelyeknél rendelkezésre áll egy hasonlóan komplex és részletes adatbázis. Barcelona talajvíz modelljét Vázquez-Suñé (2003) készítette el, numerikus 2D modellt használva, mely figyelembe veszi a felszín alatti létesítmények hatásait is. A város területéről több mint 1000 kút vízszint idősorát használta fel, tehát ez a módszer is nagy adatigényű. A városi vízmérleg modellezésére Rodriguez et al. (2008) vállalkoztak, melyben a hidrodinamikai modellezéshez szükséges számos alapadatot határoztak meg mintaterületekre vonatkozóan. Módszerük adaptálható más városokra is, azonban szintén hatalmas adatbázist szükséges hozzá.

A bonyolult modellezési technikák helyettesítésére a kevesebb input adatot igénylő alternatív módszerek jelenthetnek megoldást, mint például a vízszint idősorok fraktál viselkedésének vizsgálata. A hidrológiai adatsorok, elsősorban a folyóvízszint idősorok vizsgálatában már nem új keletű a fraktál tulajdonságok elemzése. Elsőként Hurst (1951) a Nílus vízjárását tanulmányozva ismerte fel, hogy a vízszintingadozások hosszú távú memóriával rendelkeznek, vagyis nagy áradásokat nagyobb valószínűséggel követnek nagy áradások és kisebbeket pedig nagyobb valószínűséggel kisebbek. A lecsengés gyorsaságát jelző Hurst-féle kitevő (H) egy olyan változó, amely az időskála hosszú távú függőségét méri. Ez a szám megmutatja, hogy egy folyamat (ez esetben a vízjárás) véletlen, perzisztens vagy antiperzisztens viselkedésű-e. A H értékei 0 és 1 közöttiek lehetnek, ha $H = 0,5$, akkor véletlen mozgásról beszélünk. Ha $0 \leq H < 0,5$, akkor az idősor viselkedése antiperzisztens, ha $0,5 < H \leq 1$, akkor a folyamatot frakcionális Brown-típusú mozgás jellemzi, $H = 1$ -hez

közelítve növekvő perzisztenciával. Perzisztens jelleg esetén trendet erősítő folyamatról van szó, ahol a vizsgált folyamat önhasonló és tartalmaz hosszú távú memóriájú elemeket, tehát a folyamat múltbéli viselkedése meghatározza a jövőbeni viselkedését. A Hurst-exponens és a fraktáldimenzió között elsőként Mandelbrot és Wallis (1969) bizonyították az összefüggést. A talajvízszint idősorok fraktál viselkedésének vizsgálata a 2000-es években kezdődött meg. Zhang és munkatársai (Li, Zhang, 2007; Zhang, Li, 2005, 2006; Zhang, Schilling, 2004) megállapították egy USA-beli vízgyűjtő terület talajvízszintjeire vonatkozóan a skálainvariáns jellegét, illetve hogy a talajvízszintek fluktuációja a frakcionális Brown-típusú mozgást követi. Rakhshandehroo és Amiri (2012) hasonló következtetésekre jutottak sekély kutak idősoraival, miszerint a talajvízszint változásokat a Brown-típusú mozgás jellemzi, azonban a vizsgált folyó vízszintjeinél random fluktuációt (fraktális Gauss-féle zaj) állapítottak meg. Little és Bloomfield (2010) egy nyílt tükör vízádó talajvízszintjeire bizonyította az önhasonló viselkedést, és a talajvízszintek, a talajvízmélység, valamint a folyótól való távolság között összefüggést mutattak ki. Eddigi szakirodalmi áttekintésem alapján nagyvárosok területére vonatkozóan még nem vizsgálták a talajvízrendszer fraktál tulajdonságait Hurst exponensek segítségével, továbbá hazánkban sem alkalmazták még ezeket a módszereket a talajvíz kontextusában (vidéki és városi területeken sem).

Magyarországon a Tisza hosszú távú memóriájának vizsgálatával, Hurst exponensek használatával Elek és Márkus (2004; 2005) foglalkozott. Többféle módszer felhasználásával (R/S analízis, aggregált variancia módszer, spektrum alapú becslés) megállapították, hogy a Tisza hidrológiai idősoraira jellemző a hosszú memóriájú viselkedés. A talajvízjárás periodikus változásait a Duna–Tisza közén különböző periodicitás számítási módszerekkel Kovács et al. (2004, 2010) elemezték több évtizedes idősorokra vonatkozóan. A számítások eredményeként éves periódust mutattak ki a kutak döntő többségénél, öt év körüli periódusidőt a kutak 87%-ánál, továbbá 11 év körüli periódust a kutak 69%-ánál. Hasonló következtetésekre jutott Lajter et al. (2012) a Bereg–Szatmári-síkság talajvízviszonyaival kapcsolatban. Kutatásuk során a talajvízszint ingadozásában kimutattak minden vizsgált helyszínen egy erős és szignifikáns éves ciklust, valamint három helyszínen egy 4,5–5 éves szignifikáns ciklusidőt. Ezek az eredmények is azt sugallják, hogy a talajvízszint idősorok rendelkezhetnek egyfajta hosszú távú emlékezettel.

2.1.3. A városi talaj, mint a talajvíz elsődleges pufferzónája és potenciális szennyezőforrása

A városi területek talajai – a talajvízhez hasonlóan – az emberi beavatkozás hatására jelentősen megváltoztak, átalakultak. Már az iparosodás és az urbanizáció korai szakaszaiban is a városokban lévő talajokat használták épületek és utak építésére, gyárak telepítésére, valamint hulladék lerakására. A városi területekre ennek megfelelően egyre több és komplexebb összetételű toxikus szennyezőanyag került (Birke, Rauch, 2000). A talajok város-specifikus változásai közé tartoznak a talajvízszint süllyedéséből adódó hatások, a talajok mesterséges felszínekkel való lefedése, átkeverése, tömörödése, valamint a fűtésből, ipari tevékenységből és közlekedésből származó szennyezések (Blume, 1998).

A városi talajokkal kapcsolatos kutatások viszonylag új keletűek, vizsgálatuk csupán a 19. században kezdődött meg. Az első ismert kutatás Senft (Cit.: Lehmann, Stahr, 2007) nevéhez fűződik, aki 1847-ben egy talajtani tankönyvben városi, ipari és bányászati területek talajairól tesz említést. Ezt követően az első városi talajtérkép mintegy száz év múlva készült el (Mückenhausen, Müller, Cit.: Lehmann, Stahr, 2007) a németországi Bottrop városra vonatkozóan. Egy évtizeddel később a moszkvai városi talajok fizikai és kémiai tulajdonságairól Zemlyanitskiy (Cit.: Lehmann, Stahr, 2007) számolt be. Az 1970-es években számos német és amerikai kutató kezdte el a városi antropogén talajok vizsgálatát, többek

között Blume (1975), Blume és Runge (1978), Maechling et al. (1974) és Fanning et al. (1978). Az első nemzetközi városi talaj tematikájú szimpózium 1982-ben került megrendezésre Berlinben, 1987-ben pedig megalakult AKS (Arbeitskreis Stadtböden) néven egy városi talaj munkacsoport (AKS, 2000). Az 1990-es években a városi talajok vizsgálata főként a talajszennyezésekre korlátozódott, azonban megkezdődött az antropogén és a városi talajok osztályozásának folyamata is. A városi talajok első pedológiai összefoglalóját Bullock és Gregory (1991) publikálta, az antropogén városi talajok leírására szolgáló kézikönyvet pedig az AKS (2000) hozta létre 1995-ben. Az első városi talajokra vonatkozó talajosztályozási útmutató, a TUSEC-Kézikönyv (Technique of urban soil evaluation in city regions) 2006-ban jelent meg (Lehmann et al., 2008). Ugyanebben az évben adták ki a WRB (Word Reference Base) Nemzetközi Talajosztályozási Rendszer első olyan számát, melyben az antropogén városi talajok besorolását a Technosol (FAO et al., 2006) referencia talajcsoportban tette lehetővé. A városi talajok heterogenitását és besorolásának nehézségeit mutatja az is, hogy a WRB ezen második kiadásában a leghosszabb leírás a Technosol-hoz tartozik (IUSS Working Group WRB, 2007). Napjainkban a városi talajokkal kapcsolatos vizsgálatoknál a különböző modern kutatási módszerek városi talajokra való alkalmazása került előtérbe, például a távérzékelés (Mulder et al., 2011; Obade, Lal, 2013; Vaudour et al., 2014) vagy a geostatistika (Camarinha et al., 2011; Huang et al., 2013) eszköztárának használata.

Az antropogén hatások következtében a természetes talajokra jellemző multifunkcionalitás a városi talajokban jelentősen csökken (Farsang, Puskás, 2007). A városi talajok megváltozott funkciói között azonban hasznosakat is találunk, például hogy a városi élelmiszerellátás számára közeget biztosítanak (növénytermesztés), rekreáció és sporttevékenységek helyszínéül szolgálnak, továbbá jelentős szerepet játszanak a levegőből és a felszínről származó, erőteljes szennyezések puffereelésében (Lehmann, Stahr, 2007). Billwitz és Breuste (1980) szerint a városi talajok elsősorban a fedőrétegükben térnek el a természetes talajoktól. E fedőréteg főbb tulajdonságai a következők:

- Magas, akár 50%-ot is meghaladó a mesterséges vázanyag (pl. kavics-, téglatörmelék) aránya
- Vastagsága a belvárosban általában 1–1,5 m
- Semleges vagy lúgos kémhatású
- Alacsony humusztartalmú (0,5–2%)
- Heterogén textúrájú
- Az eredeti szerkezet többnyire nem állítható vissza

A városi és a természetes talajok közötti legfontosabb különbség, hogy míg a természetes talajoknál általában jól elkülöníthetőek a genetikai szintek, addig a mesterséges városi talajoknál keverednek a művelt és mesterséges részek (Rajkai, Forró, 2005; Wong et al., 2006), ezért rétegekként szokás definiálni őket. Városokban a talajképződést az antropogén hatásra módosult éghajlati elemek is befolyásolják, melyek közül kiemelhető a magasabb évi középhőmérséklet, a több csapadék, a kisebb átlagos szélsőérték, illetve a vegetációs időszak hosszának növekedése (Mezősi et al., 2007). A magasabb léghőmérséklet következtében a városi talajok magasabb hőmérséklettel jellemezhetők, amely miatt a mikroorganizmusok tevékenysége is fokozódik. A mintegy 10%-os csapadéktöbblet ellenére ezek a talajok általában szárazabbak, mivel a városokban a párolgás intenzitása jóval nagyobb a természetközeli területekhez viszonyítva (Landsberg, 1981). A városi talajok vízmérlegét a felszín nagyarányú lefedettsége, valamint a jelentékeny kommunális és ipari vízkiemelések felborítják. A csapadékból történő utánpótlódást akadályozzák a csapadékelvezető árkok és csatornák is, melyeken keresztül nem, vagy csak kisebb mértékben képes beszivárogni a

csapadék. A legnagyobb változást a talajokra vonatkozóan a beépítés jelenti (Kuttler, 2008), amikor azt teljes egészében lefedik, vagy elhordják, így a talaj csonkolódik, és a felső szintjei, rétegei megsemmisülnek. A talajok szerkezetének sem kedvez a városi környezet: jellemző a talajok összetömrődése, amely a vízáteresztő képesség csökkenését eredményezi, továbbá a gyökérfejlődésnek is kedvezőtlen feltételeket teremt (Farsang, Puskás, 2007; Szabó, 2002; Wessolek, 2008). A városi talajok általában magas tápanyag- és szervesanyag-tartalommal jellemezhetők, mivel korábban többnyire mezőgazdasági területként funkcionáltak. A vékony humuszos réteg tulajdonságai megváltoztak, a képződő humuszanyagok, és azok kémiai viselkedése eltérő a természetes talajokéhoz képest. A humuszanyagok kémiai különbözősége hat többek között a talaj veszélyes szerves anyagaina és átalakulásukra, valamint a lebontásukban szerepet játszó mikroorganizmusok megtelepedésére is (Rajkai, Forró, 2005). A városi talajok kémhatásukat tekintve általában lúgosak, mely az építési törmelékek, a korom, a cement és a beton pH-értéket növelő hatásának köszönhető (Lehmann, Stahr, 2007). A városok nagy kiterjedésük miatt már eleve különböző genetikájú talajokkal rendelkeznek, azonban a heterogenitást az építési törmelékek és a feltöltések tovább fokozzák. Az antropogén anyagok megjelenése a talajban tehát általános jelenség, melyek sokféle eredetűek lehetnek (téglatörmelék, cserép, üveg, kábelek, szigetelő anyagok, beton, vakolat, fa, papír, műanyag, fém, aszfalt, szerves hulladék stb.) (Bridges, 1991; Schleuß et al., 1998). Ezek az anyagok a talajba kerülésükkel megváltoztathatják annak fizikai, kémiai és biológiai tulajdonságait (Craul, 1985; Doichinova et al., 2006). A városi talajokban a közlekedés és az ipar levegőszennyezése miatt magas – főként az utak mentén – a nitrogén- és foszfortartalom (Craul, 1985), valamint a nehézfém-tartalom is (Thornton, 1991). Mielke és Reagan (1998) kutatásai alapján a városi hősziget jelenséghez hasonlóan „városi fém sziget” (urban metal island) is létezik a nagyvárosokban, ugyanis a nehézfém-tartalom a peremterületekről a városközpont felé haladva folyamatosan növekszik a talajban.

2.2. Szennyezőanyagok a városi talajokban és talajvízben

Az intenzív városiasodás, az ipari termelés és a közlekedés robbanásszerű fejlődése következtében nagymértékben megnőtt a talajokban és a talajvízben a szerves és szervetlen szennyezőanyagok koncentrációja. Ezzel együtt megnövekedett a toxikus elemek táplálékláncba kerülésének esélye is, komoly környezeti és humán-egészségügyi kockázatot okozva a városokban (Fejes et al., 2012; Järup, 2003; Nriagu, Pacyna, 1988; Nriagu et al., 1996; Sipos, Németh, 2006). Napjainkban, Európában a legfontosabb szennyezési forrást a mezőgazdaságon kívül a városi környezet jelenti (van der Gun, 2012). A szennyezőanyagok környezetbe jutásában az antropogén tevékenység szignifikáns szerepet játszik, melyek közé sorolhatjuk az iparhoz és a közlekedéshez köthető tevékenységeket, a bányászatot, a felszíni vízzel kapcsolatos kölcsönhatásokat, a szennyvízhálózat hibáit, a kommunális hulladékokból, valamint az épületek korróziójából adódó szennyezéseket (Ford, Tellam, 1994; Iavazzo et al., 2012; Jeong, 2001; Türk és Szabó, 2012; Wakida, Lerner, 2005).

Városi területek szervetlen szennyezéseivel kapcsolatos kutatások már az 1960-as években előtérbe kerültek, melyek során többnyire a városi és a városkörnyéki környezet szennyezési állapotát hasonlították össze. Purves (1967), illetve Purves és Mackenzie (1969) megállapították, hogy a városi talajok és városi parkok erősen szennyezettek rézzel, bórral, ólommal és cinkkel, továbbá a városkörnyéki talajok jóval alacsonyabb koncentrációkkal jellemezhetők az urbán talajokhoz képest. Klein 1972-ben nehézfémek (Hg, Ag, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) térbeli eloszlását vizsgálta Michigan városára vonatkozóan, és nagyfokú szennyezettséget állapított meg. Az 1980-as évekre megsokszorozódott a városi környezethez kapcsolódó nehézfém-kutatások száma. Ekkor erőteljes városfejlődés jellemezte a fejlett országokat (pl. USA és Nagy-Britannia), melyekben hatalmas, szinte teljesen egybefüggő város-rendszerek alakultak ki. Ez lehetővé tette a nagyléptékű városi geokémiai kutatások

megvalósítását (Carey et al., 1980; Thornton, Plant, 1980; Thornton, Webb, 1979). Az antropogén tevékenység és az urbanizáció hatására kialakuló fémszennyezés vonatkozásában napjainkban is számos tanulmány íródik, bizonyítva a téma aktualitását és fontosságát.

A Föld egyik legurbanizáltabb városára, Hong Kong-ra vonatkozóan Leung és Jiao (2006) monitorozták számos nehézfém és nyomelem előfordulását. A tanulmányban erős szennyezettséget tártak fel és meghatározták a potenciális szennyezőforrásokat is. Ford és Tellam (1994), valamint Rivett et al. (2011) Birmingham talajainak és talajvizének állapotát mérték fel. Kutatásuk időtartama alatt a szervesetlen szennyezők közül csak a nitrát és a bárium-ion mennyisége haladta meg az ivóvíz-minőségi határértéket a sekély vízadókban. Megállapították, hogy bár a talajban jelentős a nehézfém-terhelés, a talajvízben a várhatónál alacsonyabbak a nehézfém-koncentrációk. Zingoni et al. (2005) ásott kutak esetén vizsgálták a nehézfém, nitrát és ortofoszfát koncentrációkat Zimbabwe területén. Szintén ásott kutak talajvíz problémáival foglalkoztak Kulabako et al. (2007) Kampala környékére vonatkozóan, és Singh et al. (2013) India egyik urbanizálódó városában. Mindhárom kutatásban megállapították, hogy a kutak egészében, vagy egy részében emberi fogyasztásra alkalmatlan a talajvíz a nehézfémek, vagy más szervesetlen komponensek magas koncentrációi miatt. Chae et al. (2008) a metróalagutak hatását kutatták a talajvízminőség aspektusában Szöul területén, továbbá nitrát- és ammónium-szennyezést derítettek fel a talajvízben. Európában a talajvíz minősége szintén aggodalomra adhat okot. Szerbiában például a nemzeti talajvíz monitoring program keretén belül tíz településen követték nyomon a vízminőség (nehézfémek, nitrát és más szervesetlen szennyezők) változásait. Megállapították, hogy a szennyezések miatt számos helyen (például Bánát területén) nem alkalmas emberi fogyasztásra a talajvíz (Devic et al., 2014). Vintse (2014) Beregszász talajvíz minőségét vizsgálta olyan kutak esetében, melyek vizét ivóvízként és öntözővízként használja a lakosság. Kutatásában szennyezettséget tárt fel az ortofoszfát, a nitrit, a nitrát és az ammónium vonatkozásában, amely kockázatot jelenthet az ilyen ivóvizet fogyasztó lakosokra. Navarro és Carbonell (2007) Barcelonában mérték a talajvíz nitráttartalmát, ahol szintén jelentős szennyezettséget tártak fel. A talajvíz magas nitráttartalma nemcsak a felsorolt területeken, hanem az európai országok döntő többségénél is problémát okoz (IGRAC, 2012).

2.2.1. A nehézfémek és az arzén fontosabb kémiai tulajdonságai, potenciális szennyezőforrásai

A nehézfémek és az arzén, mint a felszín alatti vizek és a talaj potenciális szennyezőanyagai napjainkban különösen kutatottak. Nehézfémeknek a leggyakoribb értelmezés alapján az 5 g/cm^3 -nél nagyobb sűrűségű fémek és ötvözeik tekinthetők. Láng (2002) szerint a környezeti szempontból legfontosabb nehézfémek a kadmium (Cd), az ólom (Pb), a króm (Cr), a réz (Cu), a cink (Zn), a nikkel (Ni), a higany (Hg), a kobalt (Co), a bizmut (Bi), az antimon (Sb) és a szelén (Se). Munkájában kiemeli, hogy bár az arzén (As) és az alumínium (Al) nem tartozik a nehézfémek csoportjába, azonban mégis célszerű együtt vizsgálni őket a nehézfémekkel. A fémeket és félfémeket leggyakrabban toxikusságuk alapján csoportosítják, melyben toxikus (Ag, As, Cd, Cr(VI), Hg, Ni, Pb stb.) és esszenciális (Mn, Fe, Cu, Zn, Cr(III), Mo, Co stb.) elemeket különítenek el. Bár az esszenciális elemek bizonyos koncentrációban nélkülözhetetlenek az élő szervezetek számára, azonban egy határkoncentráció felett toxikussá válnak.

Magyarországon a földtani közeget és a felszín alatti vizeket szennyező elemek és vegyületek „A” háttér-koncentrációját (természetes vagy ahhoz közeli állapotban általában előforduló koncentráció) a 10/2000. (VI. 2.) KöM-EüM-FVM-KHVM együttes rendelet adja meg. A hatályos „B” szennyezettségi határértékeket (olyan szennyezőanyag-koncentráció, amelynek bekövetkeztek a földtani közeg, a felszín alatti víz szennyezettnek minősül) a

6/2009. (IV. 14.) KvVM-EÜM-FVM együttes rendelet határozza meg. A rendeletek alapján a magyarországi felszín alatti vizekre és a földtani közegre vonatkozó nehézfémek és arzén határértékeit a 2. táblázat foglalja össze.

2. táblázat. A felszín alatti vízre és a földtani közegre vonatkozó nehézfém és arzén határértékek és veszélyességi besorolásuk (10/2000. (VI. 2.) KöM-EüM-FVM-KHVM együttes rendelet és 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EÜM-FVM együttes rendelet alapján)

Fémek és félfémek	Háttér-koncentráció		Szennyezettségi határérték		Veszélyesség (K _i *)
	Földtani közeg (mg/kg)	Felszín alatti víz (µg/l)	Földtani közeg (mg/kg)	Felszín alatti víz (µg/l)	
Króm (összes)	30	1	75	50	K2
Kobalt	15	1	30	20	K2
Nikkel	25	5	40	20	K2
Réz	30	10	75	200	K2
Cink	100	65	200	200	K2
Arzén	10	5	15	10	K1
Kadmium	0,5	0,4	1	5	K1
Ólom	25	3	100	10	K2

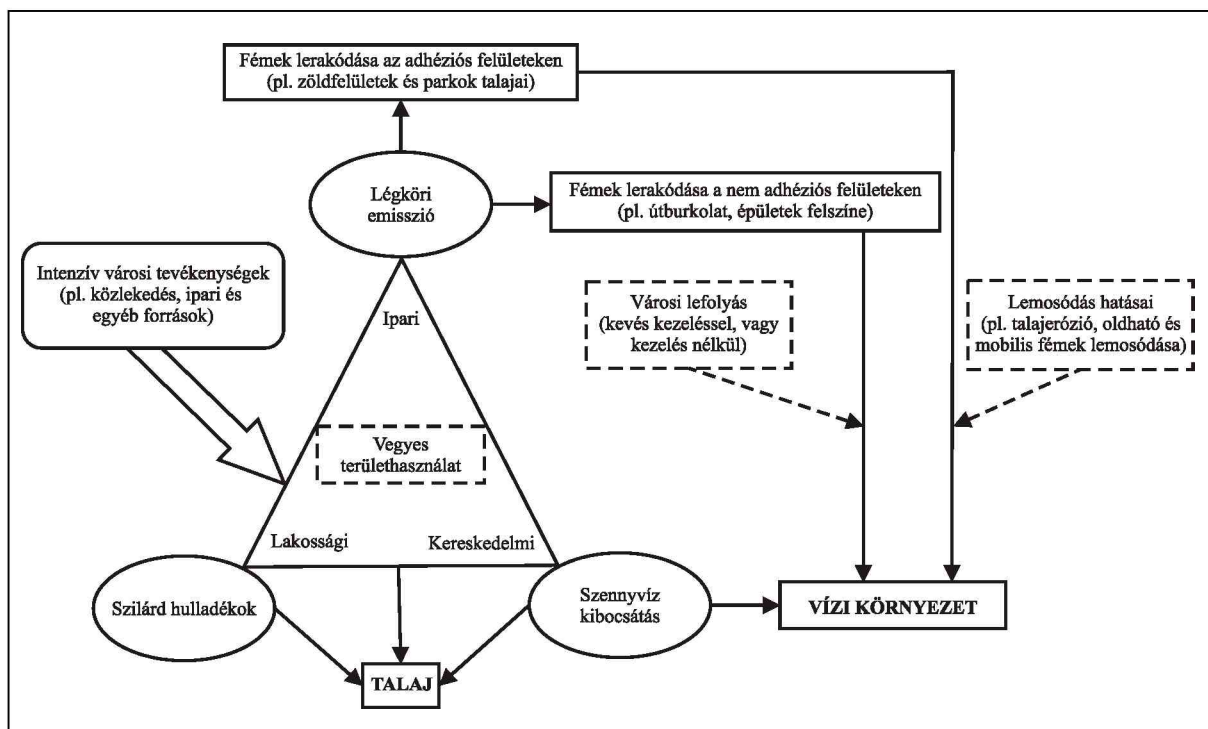
* a veszélyességet jellemző besorolás, mely szerint K1 a minden esetben veszélyes anyagokat jelöli

Az elemek rendszerezését geokémiai viselkedésük alapján több különböző szempont (földfelszíni viselkedés, periódusos rendszer, ionformák geokémiai viselkedése) szerint végzik. A legismertebb geokémiai csoportosítás Goldschmidt (1937) nevéhez fűződik, aki rendszerét az elemek különböző fázisokban való megoszlása alapján hozta létre. Négy csoportot, a sziderofil, a kalkofil, a litofil és az atmofil elemeket különítette el. A sziderofil elemek (Ni, Co, Cd, Hg stb.) fémes fázisban jelennek meg, és ide tartoznak a vas-csoport és a platina-csoport elemei is. A kalkofil elemek (Pb, Mo, Mg stb.) közös jellemzője a kénhez való nagy affinitás, melyek közé a réz-, cink-, kén-, és arzén-csoport elemei tartoznak. A litofil elemek (H, P, Mn stb.) csoportjába az alkáli fémek, az alkáli földek és az alumínium sorolható, melyek jellemzője az oxigénhez való affinitás. Az utolsó csoport az atmofil elemek (pl. N) csoportja, melybe a légkörben felhalmozódó elemek tartoznak. A Goldschmidt-féle rendszerben számos elem besorolása nem egyértelmű, a kobalt és a nikkel például sziderofil elem, de a földkéregben kalkofil tulajdonságú. A Szádeczky-Kardoss-féle rendszer a Goldschmidt-féle továbbfejlesztése, melyben az ionfajta geokémiai jellege alapján történik a csoportosítás. A rendszerben például a kalkofil elemek két csoportra, a szulfokalkofil (Cu, Cd, As stb.) és az oxikalkofil (Pb, Sn, Ge stb.) elemek csoportjára különülnek el (Szádeczky-Kardoss, 1955). White (2013) definiálja az ún. tranzíciós vagy átmeneti fémek (Cr, Co, Ni, Mn stb.) csoportját, melyek elemei a sziderofil és/vagy a kalkofil elemek tulajdonságaival is jellemezhetők.

Városi környezetben a leggyakoribb szennyezőanyagok közé tartoznak a nehézfémek és a félfém arzén, melyekre kiemelt figyelmet kell fordítanunk perzisztenciájuk és toxikus tulajdonságaik miatt (Adriano, 2001). A fémek környezetbe jutása igen sokféle módon történhet, melynek folyamatát városi területekre vonatkozóan a 2. ábra (Wong et al., 2006) szemlélteti.

Városi területeken a nehézfémek talajba és talajvízbe kerüléséhez minden bizonnyal az ipari tevékenység járul a legnagyobb mértékben. A nehézfémek dúsulása azonban jellemző lehet az ipari létesítményekkel nem rendelkező városokban is. Paterson et al. (1996)

kimutatták, hogy Skóciában, a nehézipar nélküli Aberdeen talajaiban is jelentős a nehézfém-szennyezés (Pb, Cu, Zn, Ba), melynek okaként elsősorban a közlekedés környezetszennyező hatását jelölték meg. A közlekedés eredetű fémek (Pb, Zn, Cu, Cd, Ni stb.) a levegőből száraz és nedves ülepedés folyamán jutnak először a talajfelszínre, majd innen a talajba és a talajvízbe.



2. ábra. A fémek transzportfolyamatai városi környezetben (Wong et al., 2006 nyomán)

A leggyakrabban előforduló, és veszélyességük miatt vizsgált toxikus fémek Simon (1998) szerint a következők: As, Cd, Cu, Co, Cr, Hg, Ni, Pb, Zn. Doktori kutatásomban is (a Hg kivételével) ezeket a fémeket vizsgáltam, ugyanis városi területen szintén jellemző ezeknek az elemeknek (gyakran magas koncentrációban) az előfordulása. A vizsgált elemek közül az arzén kémiai tulajdonságai alapján a félfémek közé tartozik, azonban a szakirodalomban rendszeresen együtt említik a nehézfémekkel. Az arzéntartalmú vegyületek gyakran előfordulnak a talajban és a hidroszférában is, sőt az arzénnel szennyezett talajvíz és talaj napjainkban több millió embert érint világszerte (Manna et al., 2010; Charlet, Polya, 2006). A természetes vizek arzéntartalma átlagosan 2 µg/l, a talajoké pedig 2–10 ppm (Hetényi, 1999). Az arzén a legfontosabb veszélyes anyagok listáján az első helyen áll (ATSDR, 2013), melyben az egyes szennyezőket toxicitásuk, előfordulási gyakoriságuk és az emberi expozíció lehetőségei alapján rangsorolják. Legnagyobb problémát az arzénnel szennyezett felszín alatti víz ivóvízként való fogyasztása jelenti (Bhattacharya et al., 2002). Magyarország egyes területein magas az arzén a talajban és a felszín alatti vizekben, köztük a Dél-Alföldön is (Csanády et al., 1985; Németh et al., 1997; Rowland et al., 2011; Várallyai et al., 2003). Számos kutatásban igazolták (Csalagovits, 1999; Csanády et al., 1985; Erdélyi, 1990; Szederkényi, 1990; Varsányi, Ó. Kovács, 2002), hogy hazánkban az arzén többnyire természetes eredetű, azonban kialakulásának idejét és módját illetően a mai napig nincs egységes vélemény. Jordan et al. (2008) kutatásukban megállapították, hogy az ország bizonyos részein a talajvízben az arzén természetes eredetű, míg egyes területeken a bányászati tevékenységből származhat. Szeged és környéke esetében a magas arzén-tartalmat határon átnyúló szennyezésként írják le. Az arzén emberi tevékenység révén a következő fő források révén dúsulhat fel: bányászat, ércföldművelés, fosszilis tüzelőanyagok elégetése, peszticidek, cementgyártás stb. (Barringer, Reilly, 2013; Ferguson, Gavis, 1972; Papp, Rolf,

1992). Az arzén gyakran előfordul foszfátércekben, ezért környezetbe jutása a foszfáttal együttesen is történhet a foszfáttartalmú mosószerek vagy a foszfor-műtrágyák közvetítésével (Hetényi, 1999). Az arzén a természetben kétféle oxidációs állapotban fordul elő (III és V), és erősen redukáló környezetben elemi állapotban is megjelenhet. Leggyakrabban agyagásványok, vas-oxidok, vas-oxihidrátok felületén adszorbeálódik (Dragun, 1998; Hetényi, 1999).

A közlekedés eredetű fémek közül minden bizonnyal az ólomot vizsgálták a legtöbb tudományos kutatásban, mely az ólmozott benzinek használatának és káros hatásainak tulajdonítható. Az ólom az arzén után a második legfontosabb elem a veszélyes anyagok prioritási listáján (ATSDR, 2013). Az ólom többsége az emberi tevékenység folyamán jut a környezetbe, sőt, egyes kutatók szerint (Smith, Flegal, 1995) a kikerült ólom 95%-a antropogén eredetű. Az üzemanyagok erős környezetkárosító hatását felismerve az 1980-as évektől kezdődően fokozatosan áttértek a csökkentett ólomtartalmú, majd az ólmozatlan benzinek használatára, így szignifikánsan csökkent a környezet ólomterhelése. Magyarországon az ólmozott üzemanyagok használatát 1999-ben tiltották be véglegesen (Nasradi, 2007). Természetesen az ólom nemcsak az üzemanyagokból kerülhet a talajba vagy a talajvízbe, hanem például fosszilis energiahordozók elégetéséből, ólomtartalmú festékekből, vagy a régi, ólomból készült vízvezetékekből is (Hetényi, 1999; Mielke et al., 1984; Rundle, Duggan, 1987). Az ólom az egyik legerősebben kötött fém (Dragun, 1998; Filep, 2005), ezért főként a talaj felső néhány cm-ében koncentrálódik (Alloway, 1995), így a talajoldaton keresztül ritkán jut el a talajvízig. Az ólom oldhatóságát elsősorban a víz pH-ja és keménysége befolyásolja. Oldhatósága kemény vízben alacsonyabb, valamint a pH csökkenésével erőteljesen növekszik. A talajvizek ólomtartalma kevesebb, mint 10 µg/l. Városi vizekben az ólom mintegy 30%-a oldott, míg 70%-a szilárd formában fordul elő, főként karbonát, szulfát, foszfát és oxihidroxí vegyületekként van jelen (Hetényi, 1999).

Az ólomhoz hasonlóan a kadmium is erősen toxikus hatású (7. helyen áll a veszélyes anyagok prioritási listáján), mely már kis mennyiségben is káros az emberi és állati szervezetre (Edmunds, Smedley, 1996; Filep, 2005). A kadmium a természetben a higannyal és a cinkkel együtt fordul elő (Dragun, 1998; Hill, 2010). A kadmium erősen adszorbeálódik az üledékekben és a talajban, vegyületei rosszul oldódnak a vízben, azonban a pH csökkenésekor az üledékben lévő oldhatatlan vegyületek mobilizálódnak és a vízbe juthatnak. Az édesvizek átlagos kadmium koncentrációja 0,01 és 0,06 µg/l közötti a szennyezetlen területeken, míg a természetközeli talajokban 0,2 és 0,4 mg/kg közötti, azonban szennyezett talajokban 160 mg/kg feletti koncentráció is előfordulhat (Dobson, 1992). A közlekedési eszközökből eredő szennyezéseken kívül a kadmium főbb forrásai a következők: fosszilis tüzelőanyagok elégetése, bányászat, (cink)kohászat, nikkel-kadmium akkumulátorok (Hill, 2010).

A cink geokémiai viselkedése a kadmiuméhoz hasonló, azonban az emlősökre kevésbé fejt ki toxikus hatást (Adriano, 2001). Az esszenciális elemek közé tartozik, azonban nagy dózisban káros hatással bír, mind az állati, mind az emberi szervezetre. A cink-ion oldhatósága pH-függő. Savas kémhatás esetén a cink megjelenhet a vizes fázisban ionos formájában. Természetes háttér-koncentrációja édesvizekben 0,1–50 µg/l, talajban 10–300 mg/kg (Simon-Hettich et al., 2001). Városi környezetben a talajvíz cinktartalmát a tetőcsatornákon lefolyó csapadékvíz növeli (Papp, 2002). A réz szintén az esszenciális elemek közé tartozik, azonban – főként városokban – rendkívül magas koncentrációban dúsulhatnak fel. A városi területeken a talajvíz megnövekedett réztartalmát a régi, rézből készült vízvezetékek is okozhatják (Horváth, 2003), valamint a réz alapanyagú ereszcatornák oldódásából származhat. Városi kiskertes területeken és parkokban a réztartalmú növényvédőszerrel növelhetik a réz koncentrációját a talajban és a talajvízben (Chen et al., 1997), illetve egyes szerves trágyák használata nemcsak a réz, hanem a cink mennyiségét is

megemelheti (Chen et al., 1997; Kabata-Pendias, Pendias, 2001). A talaj és a talajvíz rézforrásai ezeken kívül a bányászati tevékenység, a fém- és fafeldolgozás, fosszilis tüzelőanyagok és hulladékok égetése (Bocheńska et al., 2000; Jordan et al., 2009; Zagury et al., 2003). A szennyezetlen talajok réz koncentrációja 2–250 mg/kg közötti, míg az édesvizeké 1–20 µg/l. Vízi környezetben a réz koncentrációja és biológiai hasznosulása olyan tényezőktől függ, mint például a víz keménysége és lúgossága, ionerősség, pH és redox potenciál, komplexképző ligandumok, lebegő anyagok, és az üledék-víz kölcsönhatások (Dameron, Howe, 1998).

A nikkel antropogén és geogén forrásból is bekerülhet a talajba és a talajvízbe (Duke, 1980; Richter, Theis, 1980), azonban városi környezetben főként antropogén eredetűek lehetnek a szennyezések. Városokban az elsődleges nikkelforrások közé tartoznak a különböző ötvözetek, galvanizálás, bányászat és kohászat, háztartási gépek, elemek, cellulóz- és papíripar, valamint a fosszilis tüzelőanyagok elégetése (Beasley, Kneale, 2002). Ezek a források felelősek azért, hogy 1930 óta minden évtizedben szinte megduplázódott az édesvizek nikkel koncentrációja (Biney et al., 1994; Sreedevi et al., 1992). A Földkéreg átlagos nikkeltartalma 0,008% körüli, természetes vizekben átlagos koncentrációja 2 és 10 µg/l közötti (Hertel et al., 1991). A talajok átlagos nikkel koncentrációja 20-30 ppm körüli (Adriano, 2001). A nikkel egyike a legmobilisabb fémeknek vízi környezetben (Beasley, Kneale, 2002). A nikkel által okozott humán-egészségügyi kockázat elsősorban a nikkel-porok és a nikkel-karbonillal szennyezett levegő belélegzésével emelkedik (Filep et al., 1999). A kobalt többnyire a nikkellel (esetleg a rézzel) társul, és a világ kobalt-termelésének is mintegy 40%-a nikkelercekből származik. A kobalt fő antropogén forrásai a következők: fosszilis energiahordozók égetése, szennyvíziszapok, kobalt ércek bányászata és kohászata, ötvözetek feldolgozása, kobaltot felhasználó ipari tevékenységek (Kim et al., 2006).

3. táblázat. Szervetlen mikroszennyezők forrásai és jellemző koncentrációi városi környezetben a csapadékvízben (Makepeace et al., 1995)

Elem	Koncentráció tartomány (mg/l)	Tipikus forrás
Arzén	0,001–0,21	ipari emisszió, fosszilis tüzelőanyagok elégetése, kohászat, mosószeres, növényvédő szerek, gyomirtók, tartósítószeres
Kadmium	0,00005–13,75	gumiabroncsok és fékbetétek kopása, kenőolajok elégetése, ipari emisszió, mezőgazdasági hasznosítású szennyvíziszap, műtrágyák és növényvédő szerek, horganyozott fémek korróziója
Réz	0,00006–1,41	gumiabroncsok és fékbetétek kopása, kenőolajok elégetése, építőanyagok korróziója, motor mozgó alkatrészeinek kopása, kohászati tevékenység, fémipari és egyéb ipari emisszió, algicidek, fungicidek, peszticidek
Ólom	0,00057–26,00	benzinmotoros járművekből származó emisszió, üzemanyag adalékok
Nikkel	0,001–49,00	hegesztett fémbevonatok korróziója, motor mozgó alkatrészeinek kopása, kohók galvanizáló és könnyűfém gyártási tevékenysége, élelmiszer-termelés
Cink	0,0007–22,00	gumiabroncsok és fékbetétek kopása, kenőolajok elégetése, kohászat, építőanyagok és fémtárgyak korróziója

A króm az átmeneti (tranzíciós) fémek csoportjába tartozik (White, 2013), mely név a változatos oxidációs állapotaira is utal. A természetben kizárólag két oxidációs állapotban fordul elő, Cr(III) és Cr(VI) formában (Kent et al., 2007). Alapvető különbség a két oxidációs állapot között, hogy a Cr(III) nem, vagy csak gyengén toxikus, míg a Cr(VI) rendkívül toxikus, azonban ez utóbbi élettartama vizes környezetben korlátozott (Hetényi, 1999). Az analitikai gyakorlatban általában az összes króm koncentrációt mérik. A króm mennyisége természetes édesvizekben 1 és néhány $\mu\text{g/l}$ között alakul, a legtöbb talajban pedig alacsony koncentrációban (2–60 mg/kg) fordul elő. A krómszennyezések elsősorban az erősen iparosodott területeken jellemzőek, fő forrásai a bőripar és a felületi bevonatok (pl. krómozott acél) (Morry, 1999).

Az előzőekben felsorakoztatott szervesetlen szennyezők városi környezetben kiemelt fontossággal bírnak, hiszen a különféle szennyezőforrások által rendkívül magas koncentrációk és szennyezési gócpontok alakulhatnak ki. A szennyezések jelentős része a csapadék közvetítésével jut a környezetbe, ezért lényeges a csapadékvíz fém-koncentrációinak ismerete. Néhány toxikus elem tipikus városi szennyezőforrásait és a csapadékvízből származó koncentrációit a 3. táblázat foglalja össze (Makepeace et al., 1995).

2.2.2. Nehézfémek talajbeli viselkedése, szorpciós tulajdonságai

A talaj, mint a talajvíz pufferzónája és potenciális szennyezőforrása, fontos szerepet tölt be a talajvíz minőségének alakításában, ezért a talajvíz szennyeződési folyamatainak vizsgálatához elengedhetetlen a telítetlen zónában zajló transzportfolyamatok elemzése is. A szennyezőanyagok, köztük a nehézfémek migrációját alapvetően a következő folyamatok befolyásolják: advekció, diffúzió, diszperzió, szorpció és bomlás. Advekció alatt a közeggel (víz) együttesen áramló szennyezőanyagok transzportját értjük, melyet konvencióként is említene. A diffúzió a közeg pontjai közötti koncentrációkülönbség hatására jön létre, mely során a magasabb koncentrációjú terület felől az alacsonyabb koncentrációjú felé történik az áramlás, mivel a rendszer egyensúlyra törekszik. A diszperzió az egyenlőtlen sebességeloszlás révén kialakuló szóródás, amely jelentheti a szemcséknek ütköző folyadékrezecskék szóródását (hidrodinamikai diszperzió), vagy a geológiai heterogenitásból adódó (pl. lencse) szóródást (makrodiszperzió). Bomlás alatt a szennyezőanyagok degradációját, mennyiségének csökkenését értjük. A szorpció a talajalkotók felületén történő megkötődést (adszorpció) vagy a megkötődött szennyezőanyag leválását és oldatba lépését (deszorpció) jelenti. A folyamat reverzibilis, és akkor játszódik le, ha az érkező víz koncentrációja kisebb vagy nagyobb az egyensúlyi állapothoz tartozó koncentrációnál. Az egyensúlyi állapot és szorpciós folyamatok leírása ún. izotermákkal történik (Kovács, Szanyi, 2004).

A nehézfém-ionok változatos kötési formákat hozhatnak létre a talaj különböző fázisaiban, amely formák többnyire dinamikus egyensúlyban állnak egymással (Dragun, 1998; Filep et al., 1999). A talajok egy bizonyos fokig képesek megkötni (pufferolni) a nehézfémeket, azonban a fémek mobilitását számos tulajdonság befolyásolja. Az ilyen tulajdonságok közé tartozik a kémhatás és a redoxpotenciál, az agyagásványok mennyisége és minősége, a szervesanyag-tartalom és a szervesanyag minősége, a talaj kation cserélő kapacitása, a karbonátok mennyisége, a vas- és mangán-hidroxidok jelenléte, valamint az alapkőzet típusa (Alloway, 1995; Bradl, 2004; Szabó, 1996; Kabata-Pendias, 1993). A nehézfémek adszorpciója a talajban elsősorban három nagy csoportba, a szervesanyagokhoz, az agyagásványokhoz, valamint a vas-, mangán-, és alumínium-oxidokhoz kötődik (Bradl, 2004; Ferguson, 1990). A nehézfémek mobilitását befolyásoló tényezők közül a kémhatásnak van a legnagyobb jelentősége (McLean, Bledsoe, 1992; Tack, 2010), ugyanis ha a kémhatásban változás történik, és a pH savas irányba tolódik el, megnőhet a talajoldatba kerülő nehézfém-ionok mennyisége. El Bassam (1982) kimutatta, hogy a savas esők miatt a

talajban megváltozott hidrogén-ion koncentrációk hatására ugrásszerűen megnőtt a talajvízbe jutott nehézfémek koncentrációja. Csillag et al. (1994) kutatásukban szintén megállapították, hogy a talaj savanyításával a talajoldat nehézfém-tartalma növekszik, kísérleteikben leginkább az ólom és a króm koncentrációi emelkedtek. A fémek mobilitása rendkívüli módon megnő az erősen savanyú, 4 alatti pH-értékű talajon. Az ólom, a réz és a króm mobilitása már 5 pH-érték felett csökken, míg a kadmium, a kobalt, a nikkel és a cink esetében ez 6 feletti pH-értéknél jellemző. Az anionképző arzén mobilitása viszont lúgos közegben nőhet (Kádár, Anton, 2001). A mesterséges anyagokból álló városi felszínek fémmegkötő képessége gyakran sokkal gyengébb a természetes felszínekhez képest (Wong et al., 2006), ugyanakkor a városi talajokra jellemző megemelkedett pH egyben korlátozhatja is a fém mobilitását (van der Sloot et al., 1996). A talajok oxidációs-redukciós állapotának változásával a kémhatás is megváltozhat. A redukáló környezet általában a pH növekedését, míg az oxidáló közeg a pH csökkenését okozza (Alloway, 1995; Filep, Füleky, 1999).

A talajban megkülönböztetünk elsődleges (természetes) és másodlagos (antropogén) nehézfém-tartalmat, melyek közül az elsődleges geogén eredetű, általában az alapkőzet mállásából származik. Mivel a városi talajok többnyire erőteljesen zavartak, nem követik a kialakulásuknak megfelelő felépítést, ezért gyakran nincs kapcsolatuk az alapkőzettel (Banat et al., 2005). A geogén nehézfém-tartalom tehát többnyire az alapkőzetből származik és természetes talajok esetében a felszínhez közeledve a koncentrációk csökkennek. Ezzel szemben az antropogén eredetű nehézfém-tartalom általában a feltalajban a legmagasabb, és a mélységgel csökken a koncentráció. A talajok textúrája, mechanikai összetétele szintén jelentősen befolyásolja a nehézfémek szorpciós tulajdonságait, az agyagtartalom (és az agyagásvány-tartalom) a leginkább meghatározó paraméter. A nehézfémek többsége a talajoldatban elsősorban kationos formában van jelen, adszorpciójuk a talajkolloidok felületén lévő negatív töltések számának a függvénye (Filep, 1988). A nehézfém kationok megkötődését és a talajok kationcsere-kapacitását az agyagfrakció mennyisége nagymértékben befolyásolja. Filep és Füleky (1999) szerint az átlagos kationcsere kapacitás homoktalajok esetén kevesebb mint 5 mgeé/100g, homokos vályognál 5–10 mgeé/100g, vályognál 10–20 mgeé/100g, agyagos vályognál 20–30 mgeé/100g, míg agyag talajok esetén több mint 30 mgeé/100g. A nehézfémek relatív mobilitási tulajdonságait különböző textúrájú talajokra vonatkozóan a 4. táblázat mutatja be.

4. táblázat. A nehézfémek relatív mobilitása eltérő textúrájú talajokon (Adriano, 2001; Korte, 1976 alapján)

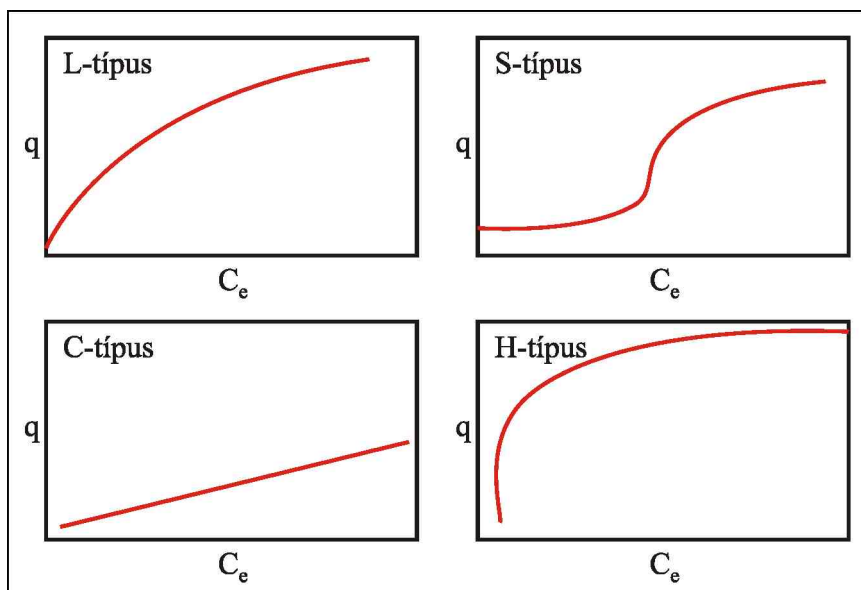
Talajtulajdonságok					Szorpciós kapacitás						
Fizikai féleség	pH	Fajlagos felület (cm ² /g)	Fe ₂ O ₃ (%)	Agyag (%)	Cu	Pb	Be	Zn	Cd	Ni	Hg
Agyag	6,2	67	23	52	Nagy kapacitás						
Iszapos agyag	6,7	120	5,6	29							
Agyagos vályog	7,8	128	2,5	40							
Agyag	7	122	3,7	46	Közepes kapacitás						
Homokos vályog	7,3	38	1,7	61							
Agyag	6,2	51	17	61							
Iszapos agyagos vályog	4,5	62	4	31	Kis kapacitás						
Homokos vályog	4,7	9	1,8	5							
Homokos vályog	7,8	20	1,8	15							
Vályogos homok	4,2	8	0,6	4							

A városi területekre jellemző antropogén talajok speciális tulajdonságai révén sajátos, rétegenként rapszodikusan változó puffer képességgel rendelkeznek. Városi talajokban az ásványi összetevők megoszlása a fiatal talajokéhoz hasonló, a talaj adszorpciós képességéért felelős agyagásványok aránya igen változatos lehet. A szélsőséges kémiai viszonyok (nagyon lúgos vagy nagyon savas kémhatás) felgyorsítják az agyagásvány-szétesést, melynek hatására a talaj pufferképessége csökken (Rajkai, Forró, 2005).

Az adszorpció koncentráció-függését adott hőmérsékleten adszorpciós izotermákkal lehet leírni, melyek az adszorbens (talaj) által megkötött adszorbeált anyag (pl. nehézfém) mennyiségét mutatják az adszorbeált anyag egyensúlyi koncentrációjának függvényében (Bohn et al., 1985; Dragun, 1998). Az adszorpció tehát a két fázis (talaj és mintaoldat) határfelületi reakciója, melynek során a fázisok között egyensúly áll be az adszorbeálódó ion koncentrációjára vonatkozóan. Az adszorpciós jellemzők ábrázolására adszorpciós izotermákat alkalmaznak, melyeket általános alakjuk alapján csoportosítanak (3. ábra). A leggyakrabban az L-típusú izotermával találkozhatunk, melyet matematikailag elsősorban a Freundlich-, vagy a Langmuir-egyenlettel írják le (Dragun, 1998). A fémionok adszorpciós tulajdonságainak leírására is főként ezeket az egyenleteket használják, azonban a Langmuir-egyenlet alkalmazásának megvan az az előnye, hogy a maximális adszorbeálható anyag mennyisége az izoterma egyenletéből meghatározható (Szegevári et al., 2005). Számos kutatásban foglalkoztak különböző talajtípusok nehézfém adszorpciójával, melyekben laboratóriumi kísérletek segítségével megbecsülték az egyes talajokra jellemző adszorpciós kapacitást és a vizsgált fémek közötti adszorpciós sorrendeket. Bradl (2004) adszorpciós vizsgálataiban különböző nehézfémek sajátos adszorpciós tulajdonságait vizsgálta Langmuir-izotermák segítségével. Kimutatta többek között, hogy a réz leginkább a talaj szervesanyagához kötődik, az ólom viselkedését elsősorban a karbonát-tartalom határozza meg, továbbá a cink bizonyos talajtípusokon az agyagásványokhoz, más típusokon a karbonátokhoz kötődik a leginkább. Usman (2008) kutatásában megállapította, hogy az általa vizsgált nehézfémekre jól alkalmazható a Langmuir-egyenlet, illetve hogy a talajban a kadmium és a nikkel adszorpciós viselkedése volt a leginkább hasonló. Szegevári et al. (2005) a króm adszorpcióját vizsgálták különböző talajtípusokon, és kísérleteikben a krómra vonatkozó adszorpciós kapacitás a szikes talaj esetén volt a legnagyobb. Balázs et al. (2011) a réz megkötődését vizsgálták egy agyagbemosódásos barna erdőtalaj különböző szintjein, melyek között jelentős eltéréseket figyeltek meg, amelynek okaként a szintenként eltérő ásványi összetételt jelölték meg. Városi talajokra vonatkozó fém-adszorpciós vizsgálatokban (Dong et al., 2010; Fejes et al., 2013; Ljung et al., 2006; Madrid, Florido, 2010; Markiewicz-Patkowska et al., 2005) kimutatták, hogy az antropogén hatásokkal erőteljesen módosított talajokra jellemző horizontális és vertikális változékonyság az adszorpciós képességben is megmutatkozik.

A több nehézfémet tartalmazó adszorpciós vizsgálatok fontos eredménye, hogy a különböző nehézfémek adszorpciós kapacitásuk alapján rangsorolhatóvá válnak, felállítható egy viszonylagos adszorpciós sorrend. Elliot et al. (1986) különböző kémiai tulajdonságú talajok Cd, Cu, Pb és Zn megkötő képességét vizsgálták. Kísérleteik alapján a minerális talajok a $Pb > Cu > Zn > Cd$ adszorpciós sorrendet követték, míg a 2–4% szervesanyagot tartalmazó talajoknál a Cd a Zn elé került a sorban. Moon et al. (1991) iszapmintákra vonatkozóan a $Hg > Pb > Cd > Cu > Zn > Ni > Co$ sorrendet állapította meg. Gomes et al. (2001) kutatásukban hét eltérő kémiai tulajdonságú mintában vizsgálták a nehézfémek adszorpcióját, melyben a következő adszorpciós sorrendet állították fel: $Cr > Pb > Cu > Cd > Zn > Ni$. Usman (2008) egyiptomi talajokra vonatkozóan a $Pb > Cu > Zn > Ni > Cd$ adszorpciós kapacitási sorrendet határozta meg. Szabó (2004) a talajsavanyodás nehézfémek mobilitására gyakorolt hatását elemezte kétféle savas extrakcióval. Megállapította, hogy a fémek mobilitási sorrendje változékonyságú, mely függ a kezelési időtől és a koncentrációtól. Az egy hetes expozíciós idő után a következő mobilitási sorrend alakult ki: $Fe \leq Zn < Cu \leq Ni <$

Mn < Co. Bozsó (2010) szikes üledékek egyelemes és kompetitív nehézfém-adszorpcióját vizsgálta és a következő adszorpciók sorrendet állapította meg: Pb > Cu > Zn > Cd > Ni. A felvázolt példák is jól mutatják, hogy a talajok változatos összetétele és kémiai kondíciói erősen befolyásolják a talaj adszorbeáló képességét, de általánosságban megállapítható, hogy például az ólom és a réz jóval nagyobb adszorpciók kapacitással jellemezhető, mint a nikkel.



3. ábra. Az adszorpciók izotermák jellegzetes típusai alakjuk szerint (Giles et al., 1974) (C_e : egyensúlyi oldatkonzentráció (mg/l), q : egyensúlyi adszorbeált mennyiség (mg/kg))

2.2.3. A vizsgált szervesetlen vegyületek (nitrogénformák és ortofoszfát) fontosabb kémiai tulajdonságai, potenciális szennyezőforrásai

A nehézfémeken kívül más szervesetlen szennyezők, például a nitrogénformák jelenléte is környezeti problémákat okozhat a talajvízben, valamint toxicitásuk révén veszélyt jelenthetnek az emberi egészségre (Cho et al., 2000; Nuñez et al., 2013; Szabó et al., 2007). A nehézfémekhez hasonlóan a talajvíz minősítését a határértékekhez való viszonyítással szokás elvégezni. Az általam vizsgált szervesetlen vegyületek közül a nitrát (NO_3^-), az ammónium (NH_4^+) és az ortofoszfát (PO_4^{3-}) határértékeit a fémekhez hasonlóan a 10/2000. együttes rendelet és a 6/2009. együttes rendelet adja meg. Mivel a nitrit (NO_2^-) határértékeit ezekben a rendeletekben nem határozzák meg, ezért a minősítéshez a 201/2001 (X. 25) Korm. rendeletben megadott ivóvíz minőségi határértéket alkalmaztam (5. táblázat).

A nitrogénformák megtalálhatók a természetben a talajokban, a vizekben és a növényekben egyaránt. A vizekben a nitrit mennyisége általában kevesebb, mint 1 mg/l, míg a nitrát koncentrációja nem haladja meg a 10 mg/l-t. Ezt azonban növelheti a nitrogén műtrágyák használata, különböző hulladékok talajba kerülése vagy az állattenyésztésből származó szennyezések (World Health Organization, 1978). A talajvíz nitrátszennyezését elsősorban a következő tényezők befolyásolják (Knox, Moody, 1991):

- A szivárgási út hossza, amely függ a talajvíz mélységétől
- Csapadékmennyiség
- Evapotranspiráció
- A kőzetek és a talaj összetétele a telítetlen zónában
- Biodegradációs potenciál, mely függ a mikroorganizmusok tevékenységétől

5. táblázat. A felszín alatti vízre vonatkozó szervesetlen vegyület határértékek és veszélyességi besorolásuk (10/2000. (VI. 2.) KöM-EüM-FVM-KHVM együttes rendelet és 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet alapján)

Szervesetlen vegyületek	Háttér-koncentráció (µg/l)	Szennyezettségi határérték (µg/l)	Veszélyesség (K _i [*])
Foszfát	200	500	K2
Nitrát	10	25000	K2
Nitrát talajvízre	-	50000	K2
Ammónium	250	500	K2
Nitrit	-	500 ^{**}	-

* a veszélyességet jellemző besorolás, mely szerint K1 a minden esetben veszélyes anyagokat jelöli

** 201/2001 (X. 25) Korm. rendeletben megadott ivóvíz minőségi határérték

A légkörben a nitrogén dinitrogén (N₂) formában van jelen, melynek egy része átalakul mikrobiális tevékenységek révén és beépül az élő szervezetekbe. Ez a folyamat a nitrogén fixáció. A talajban lejátszódó nitrogén átalakulási és transzport folyamatokban legnagyobb szerepe a talaj felső, humuszos részének van. A talajvíz szempontjából legfontosabb nitrogén vegyület a telítetlen zónában a nitrát, ugyanis a kimosódás jelentős mértékben csak a nitrát formában lévő nitrogént érinti (Hajdu, 2009). A nitrátok legnagyobb része oldott állapotban fordul elő, mivel sói többnyire jól oldódnak. Vízi környezetben a nitrogén öt formában lehet jelen: elemi, szerves, ammónia-, nitrát- és nitrit-nitrogénként. A domináns forma kialakításában elsősorban a pH, a hőmérséklet, az oxigén és a mikroorganizmusok aktivitása játszik szerepet, párosulva a változékony szerves nitrogén mineralizációjának arányával (Lee et al., 2006). A nitrogén ciklus első lépéseként a szerves anyagok – és a szerves nitrogén – bomlása révén keletkezik az ammónia (ammonifikáció), mely ennek megfelelően a szerves szennyezések egyik legfontosabb mutatója. A vízi környezet szempontjából a szabad ammónia és az ammónium koncentráció aránya lényeges, melyek átalakulása pH függő folyamat. A szabad ammónia sejtmérgező, melynek koncentrációja a pH és a hőmérséklet növekedésével növekszik. Tehát az ammóniumion koncentrációja (a nitrifikáció csökkent mértéke miatt) télen mindig magasabb a vizekben (Barótfi, 2000). A nitrogén ciklus következő lépéseként az ammónia nitritté oxidálódik, majd ezt követően nitráttá. Az oxidáltság foka alapján tehát a legredukáltabb forma az ammónia, a legoxidáltabb pedig a nitrát. A nitrát a nitrogén ciklus stabil végterméke, és a körkörzés befejezését a nitrát (vagy közvetlenül az ammónia) növények általi felvétele jelenti (Behnke, 1975). A talajvízszint alatt a nitrát a denitrifikáció révén nitrogéngázzá redukálódik, mely döntően anoxikus körülmények között zajlik (Lee et al., 2006).

Az emberi tevékenység a természetes, talaj-víz-növény-levegő rendszerben zajló nitrogén ciklust nagymértékben befolyásolja és felboríthatja egyensúlyát. Elsősorban a közlekedés, az ipari tevékenység és a szennyvizek bioszférába jutása eredményez kedvezőtlen hatásokat. Sőt, az emberiség az elmúlt évtizedekben már megduplázta a szárazföldi nitrogén körforgásba lépő nitrogén arányát, és ez az arány folyamatosan növekszik (Vitousek et al., 1997). Becslések szerint az emberektől származó hulladékból évente 5kg/fő nitrogén kerül a környezetbe (Committee on Nitrate Accumulation, 1972). A túlzott nitrogén input szennyezi az ökoszisztémákat és megváltoztatja mind az ökológiai folyamatok működését, mint az élőlények életfolyamatait.

A talaj és a talajvíz nitrát-szennyeződése mára általános jelenség, mely nemcsak a mezőgazdasági, hanem a városi területeket is érinti. A Közép-Európát is jellemző magas nitrát

koncentráció a talajvízben Reimann és Birke (2010) szerint valószínűleg az intenzív mezőgazdaság következtében alakult ki. Azonban ismert tény, hogy városi területen is számos forrása lehet a nitrogénformáknak. Lerner et al. (1999) szerint a fő városi nitrogénforrások a következők: levegőből történő kiülepedés, városi műtrágyák (kertek, parkok), építkezések, szennyvízcsatornák és a közüzemi vízhálózat szivárgása, gázművek, ipari szennyvíz, valamint télen a repülőterek és hidak jegének leolvadása. A nem mezőgazdasági eredetű nitrát-szennyezések forrásainak feltárását több kutatásban is megcélolták, amelyekben további forrásként jelölték meg az emésztőgödörket (Obeidat et al., 2008; Salameh et al., 2002), a hulladéklerakókat (Eraifej, Abu-Jaber, 1999; Fatta et al., 1999), a folyó-talajvíz interakciót (Sophocleous et al., 1988), illetve az utakról és a csapadékvízből történő lemosódást (Luker, Montague, 1994). Szucs és Jordan (1994) kutatásában a csapadék és a nitrátszennyezés közti keresztkorrelációs kapcsolatot vizsgálták, melyben 3–4 hetes nitrát-szállítási időt határoztak meg a felszín és a talajvíz között. Az antropogén tevékenység hatására kialakuló szennyezések tehát a csapadék lefolyásából, a talajból, és a folyókból is származhatnak, vagyis a toxikus anyagok igen változatos területekről és távolságokból kerülhetnek a felszín alatti vizekbe. Magyarország kedvezőtlen vízföldrajzi helyzetéből adódóan folyóink több mint 30 millió tonna oldott anyagot szállítanak, melyből 1,1 millió tonna nitrát, 100 000 tonna ammónium és 65 000 tonna ortofoszfát (Fodor, 2005). A nitrátionok mennyisége a hagyományos víztisztítás során nem változik, ezért az ivóvízben mérhető nitrát koncentrációja a vízbáziséhoz hasonló (Barótfi, 2000). Ha a nitrát túl magas koncentrációban van jelen a felszín alatti vízben, toxikus hatású lehet, az ilyen víz fogyasztása és öntözővízként való felhasználása sem ajánlott. Az ivóvízben a magas nitrát koncentráció humán-egészségügyi kockázatot jelent, főként csecsemőkre veszélyes. Három hónaposnál fiatalabb csecsemőknél a nitrátos ivóvíz fogyasztása halálos kimenetelű is lehet a metahemoglobénia kialakulásával (kék baba betegség), amely a szervezetben oxigénhiányt eredményez. Ez elsősorban olyan vidéki területeken következhet be, ahol az ásott talajvízkutak vizébe nagyobb mennyiségű nitrát került, például a közeli emésztőgödör szennyvizéből. Hazánkban 1976 és 1988 között több mint 1600 ilyen megbetegedés és 24 haláleset fordult elő, ugyanakkor a '90-es évek végére tíz alá csökkent a megbetegedések száma (Buzás et al., 2012). Deák et al. (2011) a Víz Keretirányelv monitoring kutakra összesítették a talajvíz nitrát-szennyezettségére vonatkozó adatokat, és megállapították, hogy a legsekélyebb (0–5 m) mélységű pontok a leginkább szennyezettek nitráttal. A vizsgált területhasználatok közül a településeken a legrosszabb a helyzet, melyek esetében a 0–5 m közötti mélységből származó talajvízminták több mint 30%-a volt nitráttal szennyezett.

A foszfor a 10. leggyakoribb elem a Földön, és a nitrogénhez hasonlóan nélkülözhetetlen az életfolyamatokhoz. A nitrogénhez képest a foszfor sói rosszabbul oldódnak. A foszfor körforgásában három ciklust, egy szerveset és két biológiai (szárazföldi és vízi) ciklust különböztetünk meg. A szervesetlen körforgás folyamán a kőzetek mállásából származó foszfátok a talajba kerülnek, majd a felszíni vizek közvetítésével a tengerekbe jutnak. A szárazföldi biociklus alapját a talajban lévő, foszfáttartalmú kőzetekből származó szervesetlen foszfátok jelentik. A foszfátok nem illékonyak, ezért foszforvegyület az atmoszférában nem található (Gergely et al., 2005). A foszfor kevésbé oldódó vegyületek formájában van a talajban, melyet a talaj kémhatása, típusa, illetve alumínium-, vas- és kalcium-tartalma határozza meg. Amikor a foszfort oldható vegyületként a műtrágyákkal a talajba juttatják, legnagyobb része adszorbeálódik a talajban. Ez a szorbeált foszfor egyensúlyban van a talajoldattal, így amikor a növények a foszfort felveszik, egy kis mennyiségű deszorbeálódik az oldatban (Sharples et al., 2003). A foszfát biológiai ciklusa vízi környezetben gyors. A foszfor a vizes rendszerekben leggyakrabban ortofoszfátként (PO_4^{3-}) van jelen, mely forma gyakorlatilag az egyetlen, amelyet a növények képesek felvenni. A különböző ortofoszfátok előfordulási aránya a víz kémhatásának függvénye. A foszforciklus kiindulási anyaga a vízben oldott ortofoszfát, melyet a növények felvesznek, és

a ciklus következő lépésében szerves foszforra (kondenzált foszfát) alakítják. A növény elhalásával a kondenzált foszfátok visszajutnak a vízbe, ahol baktériumok segítségével újra a növények által felvehető ortofoszfát formába alakulnak át. A foszfor körforgásban a kilépési oldalt a foszfátok szervesen sók formájában való kicsapódása jelenti (Barótfi, 2000; Gergely et al., 2005; Sharpley et al., 2003). A foszfát leggyakoribb forrásai településeken a lakosság által a szennyvízbe juttatott detergensok és más, foszfáttartalmú termékek, valamint a csapadékvíz is szállíthat foszfátot. A detergensok alkotórészei, a polifoszfátok a vízben szintén ortofoszfáttá alakulnak át (Hetényi, 1999). A nyers szennyvízben előforduló foszfor (átlagosan 5–20 mg/l) mindössze 15–20%-a ortofoszfát, azonban a biológiailag tisztított víz összes foszfor-tartalmának (3–10 mg/l) már 50–90%-át teszi ki ez a forma. Vízlágyításra és az iparban korrózióvédő vegyületekben is gyakran használnak foszfátot. A lakosság foszfor-kibocsátása naponta 4 g/fő, melyből 2 g élettani kiválasztásból, 2 g pedig a háztartásokban felhasznált mosószerekből származik. A műtrágyázás közvetítésével a mezőgazdasági területekről átlagosan 50 kg/m² foszfát mosódik ki (Barótfi, 2000). A foszfáttartalmú műtrágyák nemcsak a mezőgazdasági területeken, hanem a városi kiskertek és parkok esetében is megemelkedett koncentrációt eredményezhetnek a talajban és a talajvízben egyaránt. Qian et al. (2011) tanulmányukban magasabb ortofoszfát-tartalmat mutattak ki a vizsgált kínai város talajvizében, mint a környező mezőgazdasági területeken. Továbbá megállapították, hogy városi területen az ortofoszfát koncentrációját leginkább a területhasználat határozza meg. A foszfát műtrágyák további káros hatásai, hogy alkalmazásukkal számos nehézfém (Cd, U, Hg, Pb) kerülhet a talajba és a talajvízbe (Dissanayake, Chandrajith, 2009). Az antropogén forrásokon kívül természetes úton is bejuthat a talajvízbe a foszfát, elsősorban a kőzetek (apatit, aragonit stb.) mállása révén. A foszfát nem toxikus hatású, környezetkárosító hatása leginkább a felszíni vizekben érvényesül, ugyanis a foszfor körforgásba bevitt többlet a ciklusban többször körbejár, és végül az eutrofizációt eredményezi. A megnövekedett foszfáttartalom az algák (tengerekben planktonok) elszaporodásához, ezt követően pedig halpusztuláshoz vezethet. Káros hatásain kívül a vizekben a megnövekedett foszfáttartalom előnyökkel is járhat, ugyanis a foszfát oldhatatlan sókat, komplexeket képez a nehézfém-ionokkal. Az alacsony foszfáttartalmú vizekben tehát a nehézfémek oldott állapotban feldúsulhatnak (Gergely et al., 2005).

2.2.4. A talaj és a talajvíz szennyezettsége Magyarország településein

A szervesen szennyezések jelenléte a városok talajaiban és talajvizében hazánkban is általános jelenség. Nehézfémekkel és arzénnel az ország számos településének talajvize szennyezett (Füle et al., 2010; Rowland et al., 2011; Somlyódy, 2002), de problémát okoz többek között a magas ortofoszfát- és ammónium-tartalom is (Fodor, 2005; Szabó et al., 2010a). Nitráttal pedig több száz településünk talajvízkészlete kontaminálódott (Szabó, 2002; Varga, 1990).

A hazai városok talajvizének és talajainak kémiai állapotával és változásaival számos kutatásban foglalkoztak már, azonban a városok geokémiai vizsgálatai előtt érdemes Magyarország geokémiáját általánosságban is megismerni. A Magyar Állami Földtani Intézet munkatársai elkészítették Magyarország Geokémiai Atlaszát, melyben négy geokémiai nagytájat különítettek el (Ódor et al., 1998). Számos, környezeti szempontból fontos elem jellemző és várható mennyiségét (mg/kg) határozták meg a talajban ezekre a nagytájakra vonatkozóan, melyet a 6. táblázat tartalmaz (Fügedi et al., 2006). Az 1. geokémiai nagytáj magában foglalja Magyarország legnagyobb részét, és elemtartalmi hazánk földtani viszonyaira általánosan jellemzőnek tekinthetők (Szeged a térkép alapján e nagytáj területén fekszik). A 2. nagytájat az ország középső része alkotja, ahol a talajokat a meszesedés és a szikesedés jellemzi. A 3. nagytáj a Ny-DNy-i területeket foglalja magában, melyeknél relatíve magasabb a vas, a kobalt, a króm és a nikkel koncentrációja a talajban. A 4. nagytájhoz az

ércbányászati és nehézipari hulladékokkal hosszú idő óta szennyezett árterek tartoznak (Fügedi et al., 2006). A Talajvédelmi Információs és Monitoring (TIM) rendszer keretében hazánkban elsőként 1992-ben mérték fel átfogóan a talajok kémiai állapotát. A felmérés alapján a legfelső genetikai talajszintekre jellemző koncentráció értékek a különböző mechanikai összetételű (homok, vályog, agyag) mintákban a következők voltak: arzén: 5,9–7,2 mg/kg; kadmium: 0,3–0,6 mg/kg; króm: 7–26 mg/kg; réz: 10–26 mg/kg; higany: 0,02–0,05 mg/kg; molibdén: 0,6–1,6 mg/kg; ólom: 9–26 mg/kg; cink: 19–71 mg/kg (Marth, Karkalik, 2004). A TIM mérési eredményeket a geokémiai nagytájakra vonatkozó értékekkel összevetve az 1. geokémiai nagytájjal (az általánosan az országra jellemző értékekkel) mutatja a legnagyobb hasonlóságot az elemek koncentrációja.

A talajvizet tekintve szintén készült geokémiai atlasz, amelyen többek között az arzénnel való szennyezettséget ábrázolják. Az atlasz alapján Szegeden és környékén több olyan kút is található, amelyben az arzén mennyisége az ivóvíz minőségi határértéket meghaladja (Jordan et al., 2008).

6. táblázat. Környezeti szempontból fontos elemek jellemző és várható mennyisége (mg/kg) a talajban Magyarország geokémiai nagytájain (Fügedi et al., 2006)

Elem	Érték *	1. nagytáj	2. nagytáj	3. nagytáj	4. nagytáj
Arzén	a	< 2,5-19	< 2,5-57	5,8-13	5,4-22
	b	7,3	6,3	8	12
Bárium	a	53-158	22-158	87-190	88-160
	b	95	68	135	113
Kadmium	a	< 0,5-1,5	< 0,5-3,4	< 0,5	< 0,5-10,4
	b	< 0,5	< 0,5	< 0,5	1
Kobalt	a	4,9-13	1,7-10	10-15	9,4-14
	b	9	5,7	12,8	11,1
Króm	a	8-39	4-32	25-39	27-92
	b	21	14,5	36	36
Réz	a	8,5-42	5,5-33	18-32	21-103
	b	19	15	24	40
Higany	a	0,04-0,2	0,03-0,37	0,06-0,12	0,08-0,75
	b	0,08	0,08	0,09	0,14
Nikkel	a	11-36	7-30	25-37	25-41
	b	22	16	32	29
Ólom	a	10-34	5,3-23	16-26	32-90
	b	17	13	18	46
Cink	a	32-150	14-180	69-96	100-600
	b	65	46	82	132

*a: jellemző értéktartomány (mg/kg), b: várható érték (mg/kg)

Városi talajvíz-szennyezéssel foglalkozott hazánkban többek között Csanády és Oláhne (1985), akik 17 éven keresztül tartó kutatásukban kromát-szennyezést követtek nyomon Gyál térségében, amely során a kromát a talajvíz egyik legjelentősebb és legtartósabb szennyezőjének bizonyult, mivel nem kötődött meg a talajban. Megállapították, hogy az egykori galvánüzem szennyvizéből származó kromát terjedése a talajban és a talajvízben még 17 év után is folytatódott. Szalai et al. (2004) Duna menti települések talajvizének nehézfém-szennyezettségét tanulmányozták hat év monitoring eredményei alapján. Kutatásaikban releváns hasonlóságot állapítottak meg a réz és a kadmium térbeli és időbeli eloszlása között,

mely valószínűleg a szedimentológiai tulajdonságoknak köszönhető. Jalgaonkar (2008) kutatásában a talajvíz mikroelem-tartalmát (főként nehézfémek) vizsgálta a Hortobágyon 2001 és 2006 között. A monitoring eredményei alapján a talajvíz a mért 13 elemmel nem volt szennyezett, valamint kimutatható volt a talajvízszintek csökkenésével együtt a koncentrációk csökkenése is. Szabó és Bessenyei (2013) egy Debrecen közeli, 2010-ben csatornázott település talajvizében vizsgálták az ammónium változását. Néhány kút esetében javulást mutattak ki a vízminőségben, azonban más kutaknál – főként a rekultivált szennyvízleürítő közelében – szignifikáns romlást. Szöcs (2001) a Dél-Dunántúl talajvizeinek minőségi állapotát, köztük a nitráttartalmat mérte fel, illetve a csapadék beszivárgása folyamán végbemenő geokémiai reakciókat modellezte. Modellezése során 12–22% közötti csapadékbeszivárgási értékeket kapott, valamint jelentős belterületekhez kapcsolódó szennyezést tárt fel. Szabó et al. (2007, 2009, 2010a, 2010b) alföldi településeken mérték az ammónium-, ortofoszfát-, nitrit- és nitráttartalmat. Vizsgálataik alapján a talajvíz szennyezettségét leginkább a települések talajainak vízáteresztő képessége, illetve a talajvíz mélysége befolyásolta. Ezen kívül megállapították, hogy néhány település esetében az állatok szennyezett talajvízzel való itatása komoly állategészségügyi, esetleg humán-egészségügyi kockázatot jelenthet. Hasonló következtetésre jutott Mester és Szabó (2009) egy Hajdú-Bihar megyei település talajvizével kapcsolatban, ahol szintén magas a nitrát-tartalom. Hajdu és Füleki (2008) szintén a talajvíz nitrát-szennyezettségét vizsgálta a Nyárad vízgyűjtő területén elhelyezkedő két település esetén, elsősorban a szennyezőforrások feltárása céljából. Jelentős szennyezettséget állapítottak meg mindkét településen, amelynek forrásaiként az állattartó telepeket és a mezőgazdaságból származó tisztítatlan szennyvizet jelölték meg. A talajvízben a nitrát transzportfolyamatait Kéri és Rapcsák (2000) modellezte Nagykáta térségében. A modell eredményei alapján a lassú talajvízáramlás miatt a nitrátszennyezés nem fenyegeti a település közelében elhelyezkedő mocsarat.

Városi talajok tulajdonságaival és nehézfém-tartalmával Magyarország településein – a teljesség igénye nélkül – Bidló et al. (2012a, 2012b), Horváth et al. (2013), Kovács és Nyári (1984), Farsang és Puskás (2007), Szegedi (1999) és Zacháry et al. (2012) foglalkozott behatóan. Bidló et al. (2012b) és Horváth et al. (2013) kutatásaikban Szombathely talajainak fizikai és kémiai tulajdonságait vizsgálták, és a szennyezők közül magas értékeket mértek a réz (főként a városközpontban), a cink (belvárosi úthálózat mentén) és a vas (erdős területek, vízpart) esetében. Székesfehérvár feltalaj mintáiban szintén jelentős vas, cink és réz koncentrációkat észleltek, melyek közül a legmagasabb réz értékeket a külvárosi terület főútja mentén, míg a cink esetében ipari területen (vasútvonal mentén) mérték (Bidló et al., 2012a). Kovács és Nyári (1984) Budapest közterületi talajainak nehézfém-tartalmáról értekeztek. Tanulmányukban megállapították, hogy a közlekedési utak mentén lévő talajok átlagos nehézfém-tartalma a parkban mért átlagkoncentrációk 1,5–4,4-szeresét teszi ki. Farsang és Puskás (2007) Szeged városi és ipari területein elhelyezkedő talajok nehézfém tartalmával foglalkoztak és jelentős szennyezettséget állapítottak meg. Debrecen talajainak vizsgálatában Szegedi (1999) erős szennyezést az arzén, a higany és a kadmium esetében mutatott ki. Zacháry et al. (2012) Magyarország egyik legiparosodottabb városában, Ajkán kutatták a talajok toxikus fémtartalmát, ahol az ipari területeket potenciális szennyezőforrásként említik. A vizsgált elemek (As, Pb, Cd, Mo, Ba) közül a szennyezettségi határértéket csak a molibdén koncentrációi haladták meg, a kadmium és az ólom értékei pedig a háttér-koncentrációk felett alakultak. A felsorolt kutatások többségében jelentős nehézfém-szennyezettséget állapítottak meg, továbbá kimutathatóak voltak a közlekedésből adódó, illetve a városi és az antropogén hatások.

2.3. Kutatási előzmények Szegeden a talajra és talajvízre vonatkozóan

Szegeden a MÁFI közreműködésével az 1980-as években 175 db talajvíz-megfigyelő kútból álló monitoringrendszert hoztak létre, belterületen 500, míg külterületen 1000 m osztásközü rácsháló pontjaiban. A zárható, betongallérral ellátott kútfejjel rendelkező kutakat (4. ábra) egységesen 10 m-re mélyítették (melyek többsége mára jelentősen feltöltődött). A kutakat acél védőcsővel biztosították, melyben 5 cm átmérőjű műanyag (PVC) béléscső helyezkedik el. A perforált szűrőszakasz a várható talajvízszint-ingadozás mértékének megfelelően került kialakításra. A monitoring kutak folyamatos amortizálódása miatt jelenleg már kevesebb, mint 40 kút alkalmas a megfelelő mintavételre.



4. ábra. A talajvíz-megfigyelő kút

A monitoringrendszert használva Szeged talajvizének kutatási programja 1972-ben indult (Kaszab, 1987). A komplex tanulmány, mely az 1980 és 1984 közötti időszakot ölelte fel, és részletesen elemezte e kutak vízjárását és a talajvíz kémiai összetételét (SO_4^{2-} , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , HCO_3^-) 1987-ben készült el (Kaszab, 1987). Az elsősorban építésföldtani aspektust vizsgáló tanulmányban megállapították, hogy a városban a talajvíz nem különösen agresszív a betonra, így az építkezéseknél nincs szükség speciális alapozásra. Kaszab és Herendi (2001) későbbi munkájában a talajvízjárás változékonyságát és szulfáttartalmát tanulmányozta térinformatikai módszerekkel. Szeged talajvizében számos szennyezést jelző komponenst (Hg, Zn, Pb, Cu, Cd, As, Ni, Cr, Mn, Fe, NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+) elsőként 2003-ban, egy alkalommal vett mintákból mértek. A 45 talajvízkútból származó minták alapján Szeged talajvize a króm kivételével minden vizsgált komponenssel szennyezett, a minták több mint felében a szennyezettségi határértéket meghaladta a higany, a mangán, a vas, a nitrát és a cink koncentrációja (Kaszab, 2006). Az eredmények tehát igen nagy szennyezettséget jeleznek a városban. E tény a 2008-as mintavételünk eredményei is alátámasztják (Farsang, Fejes, 2009; Fejes, 2010), amely szintén egy időpillanatban mutatja a talajvíz minőségi állapotát húsz mintavételi pontra vonatkozóan. Ez esetben a vizsgált komponensek közül (Cu, Cd, Pb, Zn, NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ , PO_4^{3-}) a kadmium, az ólom, a cink, az ammónium és az ortofoszfát koncentrációi lépték túl a szennyezettségi határértéket.

A talajvíz minőségét jelentősen befolyásolhatja a felszíni vizek és a talaj szennyezettsége is. A felszíni vizek közül a Tisza van a legnagyobb hatással a talajvízre, melynek vízkémiai állapotát jelentős tér- és időbeli változékonyság jellemzi. A szegedi országos törzshálózati mintavételi helyre vonatkozóan a 2005 és 2012 közötti időszakban nehézfémekkel, ortofoszfáttal és nitrogénformákkal nem volt szennyezett a folyó vize,

mindössze a nitrát-nitrogén éves átlagkoncentrációi haladták meg a határértékeket (10/2010. (VIII. 18.) VM rendelet alapján) néhány évben (Országos Környezetvédelmi Információs Rendszer, 2014). A folyó üledékeinek kémiai állapotát, változásait Hum és Matschullat (2005) vizsgálta a 2000. évi cianidos és nehézfém-tartalmú szennyezések előtti és utáni időszakokban. A kutatásban megállapították, hogy a szennyező hullámok előtti és utáni időszakok között nincs jelentős különbség az üledékek nehézfém- és arzéntartalmában. Mindkét vizsgált időszakban azonban rézzel, ólommal, cinkkel és kadmiummal volt szennyezett az üledék, mely a talajvíz kémiai állapotára is hatással lehet a folyóval hidrológiai kapcsolatban lévő víztestek esetén.

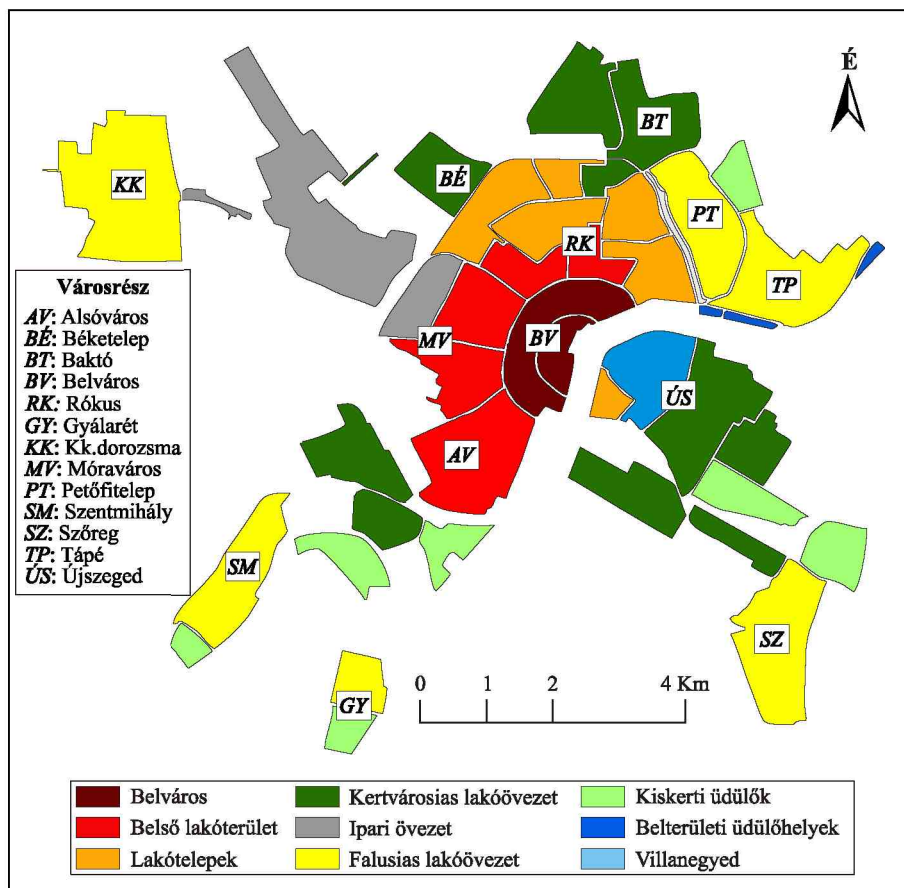
A Tisza talajvízjárásra gyakorolt hatástávolságáról a korábbi kutatásokban nincs egységes vélemény. Juhász (1976) szerint a Tisza vízszintváltozásainak hatása a talajvíztükör mélységének alakulására 1–1,2 km távolságig mutatható ki. Későbbi kutatásokban már ettől jóval kisebb hatástávolságokat említenek. Kristó (1983) munkájában azt írja, hogy „a parttól 200 méterre már nem is jelölhető ki határozottan az árhullámok okozta vízszintváltozás”. Az árhullámok hatásáról csak a part 100 m-es körzetére vonatkozóan tesz említést, ahol ez a hatás 9–12 nap múlva jelentkezik. Kaszab (1987) vizsgálata alapján Szegeden egy 400–500 m széles sáv jelölhető ki a meder mellett, amelyben a folyó még érezteti hatását. Zádori (2002) pedig egy 200 m-es elsődleges, és egy 200–400 m közötti másodlagos hatásvonalat különített el a bal parti oldalra (Újszeged) vonatkozóan. A Tisza különböző hosszúságú vízszint idősorait felhasználva a folyó hosszú távú memóriájának vizsgálatával behatóan Elek és Márkus (2004; 2005) foglalkozott. Többféle módszer felhasználásával (R/S analízis, aggregált variancia módszer, spektrum alapú becslés) megállapították, hogy a Tisza hidrológiai idősorai hosszú memóriájú viselkedést mutatnak, továbbá megbecsülték a Hurst együtthatót a Tisza hat különböző mérőhelyére vonatkozóan. Tanulmányukban az R/S statisztika eredményeként kapott Hurst exponens a szegedi állomásnál 0,70.

A talajvízben lejátszódó geokémiai folyamatokat jelentősen befolyásolhatja a talaj kémiai állapota és a telítetlen zónában zajló szorpciós folyamatok. Farsang és Puskás (2007) Szeged zöldterületi talajainak nehézfém-koncentrációit vizsgálták, és jelentős szennyezettséget állapítottak meg több nehézfém vonatkozásában. A talajmintákban az ólom, a cink, a króm és a nikkel koncentrációi számos esetben meghaladták a „B” szennyezettségi határértéket, míg rézzel minden talajminta szennyeződött. További városok (Cegléd, Békéscsaba, Gyula, Debrecen) zöldterületi talajainak nehézfém-tartalmával összehasonlítva Szeged talajai minősültek a leginkább szennyezettnek. A legnagyobb szennyezettséget a réz tekintetében állapították meg, ugyanis a réz koncentrációk egy nagyságrenddel magasabbak voltak a többi város talajaiban mértekhez képest. A hét vizsgált fém közül (Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) egyedül a króm koncentrációi nem érték el a határértéket egyetlen mintában sem (Farsang, Puskás, 2007; Puskás, 2008). Szolnoki (2014) Szeged városi kiskerti talajaiban a nehézfémek mennyiségét, illetve mobilitási tulajdonságait vizsgálta. A következő mobilitási sorrendet állította fel: $Pb > Zn > Cu > Cd > Co > As > Ni > Cr$. A szegedi, antropogén hatásra módosult városi és kiskerti talajok nehézfém-tartalmával számos kutatásban foglalkoztak (Farsang et al., 2009; Szolnoki et al., 2013; Szolnoki és Farsang, 2013). A tanulmányokban a nehézfém-szennyezések elsődleges potenciális forrásaként a közlekedést, illetve a kiskertekben használt peszticideket és műtrágyákat jelölték meg. Az ilyen szennyezett talajokon termesztett növények nagymértékű fogyasztása humán-egészségügyi kockázatot is rejthet magában, főként gyermekekre vonatkozóan (Farsang et al., 2009). Hasonló következtetéseket vontunk le korábbi kutatásunkban is a szennyezett talajvízzel történő öntözés humán-egészségügyi kockázataival kapcsolatban (Fejes et al., 2012). Megállapítottuk, hogy Szeged olyan területein, melyeken ásványi anyagokból használják a talajvizet, megnövekedik a humán-egészségügyi kockázat a talajvíz ivóvízként való fogyasztása, valamint az öntözött növények elfogyasztása által.

3. A MINTATERÜLET JELLEMZÉSE

3.1. Földrajzi elhelyezkedés, domborzat, klimatikus viszonyok

Szeged az Alföld dél-keleti részén, a Tisza és a Maros találkozásánál fekszik. Szeged Magyarország harmadik legnépesebb városa, lakosainak száma 161 921 fő (KSH, 2014). A város belső funkcionális tagozódását és fontosabb városrészeit az 5. ábra szemlélteti.



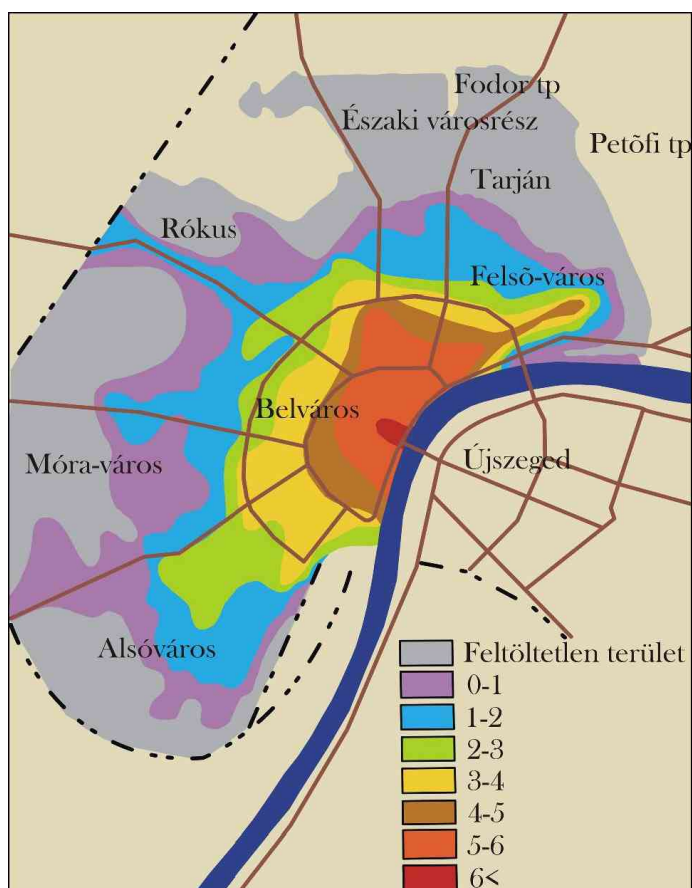
5. ábra. Szeged belső funkcionális tagozódása (Henits, Mucsi, 2014) és városrészei

Szeged az ország legalacsonyabb területén fekszik, átlagos tengerszint feletti magassága 84 mBf., relatív reliefe 0–2 km² közötti (Dövényi, 2010). Éghajlata meleg és száraz, évi középhőmérséklete 10,5 °C, átlagos évi csapadékösszege 489 mm (Országos Meteorológiai Szolgálat, 2014).

3.2. Földtani fejlődés, földtani felépítés

A felszín kialakításában a legnagyobb szerepet a Tisza és a Maros folyórendszere játszotta. A helyenként 3 km vastagságú pliocén rétegeket több száz méter vastagságban pleisztocén- és holocénkori folyóvízi üledék fedi (Dövényi, 2010). A Tisza jobb partján a felső-pleisztocénben képződött lösz dominál, a bal parton pedig holocén képződmények találhatók. A felszíni viszonyokat jelentősen átalakította az 1879-es szegedi nagy árvíz, melyet követően az alacsonyan fekvő területek magasságát jelentős feltöltéssel növelték meg. A feltöltés vastagságának térbeli megoszlását a 6. ábra mutatja be. A feltöltés mértéke a belvárosban akár a 6 m-t is elérheti, és összetételét tekintve igen heterogén, mesterséges anyagból áll (Andó, 1979). A város jelentős részén tehát a felső 0,5–6 m-re vonatkozóan csak ez az Andó (1979) által urbanitnak nevezett feltöltés a jellemző, a többi területen pedig az

infúziós lösz elterjedése a leggyakoribb. A jobb parti oldalt tekintve a 3–4 m-es lösz alatt helyenként vékony homokos iszap, majd 1–3 m vastag agyag és agyagos iszap réteg követi. Alatta a Felsővárosban vékony, az Alsóvárosban akár 4–5 m-re vastagodó iszapos finomhomok következik, majd 2–3 m-es agyag (Miháltz, 1966). A Tisza bal partján a Tisza jelenkori allúviuma alkotja a felszínt, ez 2–3 m-rel mélyebb a jobb part 79 mBf. körüli pleisztocén felszínénél. Ez az allúvium helyenként a jobb partra is kiterjed, főként az Alsóváros, a Belváros és a Felsőváros partszegélyén. A Tisza-völgy allúviumának települése a következő: a pleisztocén üledékek kierodált felszínére alul durvább, felfelé egyre finomodó laza folyóvízi homok, majd iszapos finomhomok, finomhomokos iszap, agyagos iszap, végül réti agyagrétegek települtek, melyeket vékony öntésiszap lepel borít (Miháltz, 1967).



6. ábra. A város feltöltésének vastagsága az 1879. évi árvízét követően (m) (Andó, 1979 nyomán, szerkesztette Puskás, 2008)

3.3. Vízföldtani és vízrajzi jellemzők

A városban található felszíni vizek közül kétség kívül a Tisza van a legnagyobb hatással a térség vízrendszerére, és mivel a folyó két részre osztja a területet, a talajvízrendszert is legalább két csoportba kell sorolni. E két típus között a legfontosabb különbség, hogy a Tisza jobb parti területén a talajvíz általában nyílt tükrű, míg az ellentétes oldalon feszített tükrű. Mindkét talajvíztípust figyelembe véve nem határozható meg egy, az egész területre egységesen összefüggő talajvíztároló réteg (Kaszab, 1987), tehát nem beszélhetünk szorosan összefüggő talajvízrendszerről sem. A talajvízjárás évi menetét tekintve a maximumok időszaka általában április vagy május, míg a minimumok novemberben vagy decemberben mérhetők (Kaszab, 2006). Szegeden a talajvíz szintje mindenütt a löszben, vagy a lösz alatti homokos iszapban van (Miháltz, 1966). A talajvíztükrő mélysége a felszínhez viszonyítva

átlagosan 1–4 m, de a leginkább feltöltött területeken a 6 m-t is elérheti. Az egyes városrészek között jelentős különbségek figyelhetők meg a relatív talajvízszint vonatkozásában, amely a földtani felépítés és a vízzáró rétegek változatosságának köszönhető. A talajvíz szintje a belvárosban átlagosan 3 m, az Alsó- és Felsővárosban 1,5–2,5 m, Móravárosban, Rókuson és a nyugati részeken 1–1,5 m (Kristó, 1983). A Tisza újszegedi partján a talajvízszint mélyebben helyezkedik el a folyó talajvízszintet süllyesztő hatása következtében. Szeged térségében a talajvíz horizontális áramlási sebessége mindössze 10–100 cm/nap (Kristó, 1983). Belvízzel több településrész is veszélyeztetett, többek között az alacsonyan fekvő Alsóváros és Petőfitelep, ahol a talajvíz belvizes években a felszínre kerülhet (Miháltz, 1966). A talajvíz további felfakadása a Duna–Tisza közti Hátság felől Szeged felé történő áramlásával a felszíni 3–5 m-es infúziós löszrétegben lehetséges. A Tisza mentén a mélyterületeket a parttól néhány száz méterig veszélyezteti a magas vízállás. Az altalaj itt uralkodóan homok, amelybe a Tisza vize behatolhat és a felette lévő iszapos rétegek gátló hatása ellenére felfakadhat (Miháltz, 1967).

A talajvíz kémiai jellegét tekintve az anionok szerint hidrogénkarbonátos, a kationok alapján kalciumos-magnéziumos típusú, de a nátriumos típus is megjelenik (Dövényi, 2010). A talajvíz összes oldott sótartalma alapján Szeged és környéke az 1000–5000 mg/l-es kategóriába tartozik (Kuti et al., 2006). A talajvíz kémhatása jellemzően semleges vagy enyhén lúgos (Kristó, 1983).

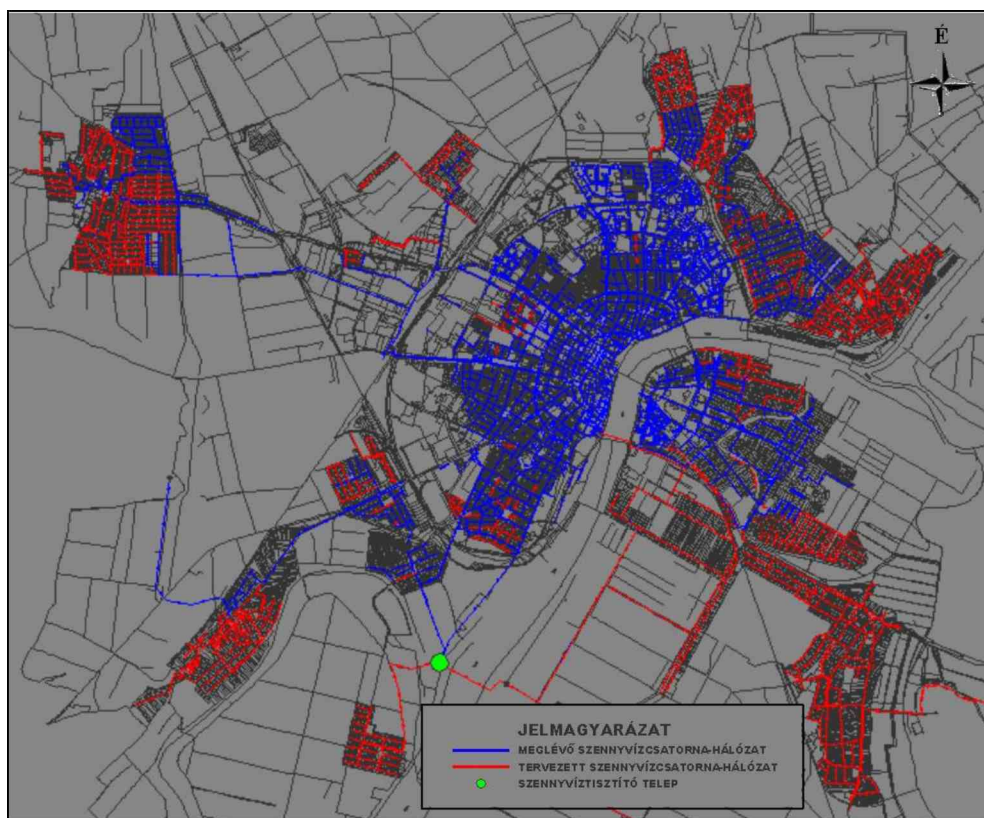
3.4. Talajtani viszonyok

A talajjal kapcsolatban változatos összetétellel találkozunk, ugyanis a nagy árvízvet követő intenzív mesterséges feltöltések és egyéb antropogén tevékenységek (pl. gyakori töltés, keverés, törmelék és háztartási hulladékok mélyedésekben való felhalmozása), valamint a városi funkciók terjeszkedése határozta meg a talaj morfológiáját. Következésképpen eredeti, természetes talajtípus aligha lelhető fel a belvárosban (Puskás, Farsang, 2008). Szeged belvárosára az erősen antropogén Technosol (FAO et al., 2006) talajok jellemzőek, míg az antropogén beavatkozás mértéke és így a talajok technogén jellege – a feltöltésekkel összhangban – a külvárosi területek felé haladva fokozatosan csökken (Puskás, Farsang, 2008). Szeged falusias jellegű részein és a külterületeken igen változatos talajtípusok alakultak ki. A város északkeleti részén szolonyeces réti talajokat, nyugaton nyers öntéstalajokat, az északnyugati területeken típusos és infúziós löszön kialakult mezőségi talajokat találunk, míg a déli részekben a réti talajok, keleten pedig a csernozjom dominál (Korpás, Pálmai, 1955; Puskás, Farsang, 2009).

3.5. Város-specifikus tulajdonságok

A talaj- és talajvízviszonyokat jelentősen befolyásolják az antropogén hatások, különösen városi területeken. Magyarország vertikális mozgásainak vizsgálata alapján a legintenzívebben süllyedő helyek nagyvárosaink területére esnek, melynek egyik oka a lakosság és az ipar növekvő vízigényének kielégítésére történő jelentős felszín alatti vízkivétel (Joó et al., 2000). Szeged esetében a süllyedés mértéke 4,1 mm/év (Joó, 1996). A város nagy részén a már korábban is említett belterületi feltöltések határozzák meg a talajok tulajdonságait, amely anyagának heterogenitása és gyakran ismeretlen összetétele miatt potenciális szennyezőforrást is jelenthet a felszín alatti vizekre nézve. A városi szennyezések legfőbb antropogén forrásai általában az ipari tevékenység és a közlekedés. Mivel Szegeden csak néhány kisebb könnyűipari létesítmény található, a fő szennyezőforrásnak a közlekedés tekinthető (Szolnoki et al., 2013; Szolnoki, 2014). A közlekedésen kívül a város funkcionális tagolódása (5. ábra), területhasználata és beépítettsége is befolyásolja a szennyezések

terjedését, illetve a talajvíz áramlását. A burkolt felületek nagy aránya miatt mérséklődik a csapadékból származó utánpótlódás, ugyanakkor megnő a vízvezetékekből és a csatornákból származó táplálás. Szegeden a hálózati veszteség eléri a 25%-ot (Szegedi Vízmű Zrt., 2013), amely részben a repedésekből adódó elszivárgásból, részben pedig a mosatás vizéből és a vízlopásból származó veszteségekből adódik. Az első csatornák Szegeden még az 1879. évi árvíz előtt építették, melyek egyes szakaszai ma is üzemelnek. A város újjáépítésekor egy egységes csatornarendszer kialakítását tűzték ki célul, mely a talajvíz és az árvíz elleni védelem alapfeltételét képezi. Az azóta is folyamatosan bővülő csatornahálózat 2002-ig 370 km-es hosszúságúra bővült (Ágoston, 2004), 2006-ra pedig a város szinte teljes csatornahálózata kiépült (mintegy 550 km) (7. ábra), így – a lakosságszámra levetítve – közel 100%-os az ellátottság. Jelenleg nincs csatornázás a kiskertes üdülőkből és néhány alacsony lakosságszámú területen (baktói, gyálaréti, marostói kiskertek stb.). A város napi 50 000 m³-t meghaladó szennyvize a 2000-es évekig több helyen gyakorlatilag tisztítatlanul folyt a Tiszába (Rakonczai, 2007), többek között a belvárosban, a gyermekklinika mellett is (és azzal szemben a Tisza túlsó partján). A Szeged Városi Szennyvíztisztító Telep 1998-tól 2006-ig üzemelt, amely mechanikai tisztítást végzett, azonban csak a szennyvíz 30%-át tudta megtisztítani. 2006-ban elkészült a biológiai szennyvíztisztító, amely a város és a környező települések szennyvizeinek tisztítására alkalmas (Takács, 2007). A csapadékvíz elvezetéséről közel 250 km nyílt árok gondoskodik, valamint a csapadék egy része a zárt csatornarendszerben kerül elvezetésre (Ágoston, 2004). A belterületi vízrendezés egyik kiemelt feladata, hogy megakadályozza a káros mértékű talajvízszint emelkedést, tehát egy kritikus, felszínközeli talajvízállás esetén szabályozza azt. Ez a feladat Szeged túlnyomó részén megoldott.



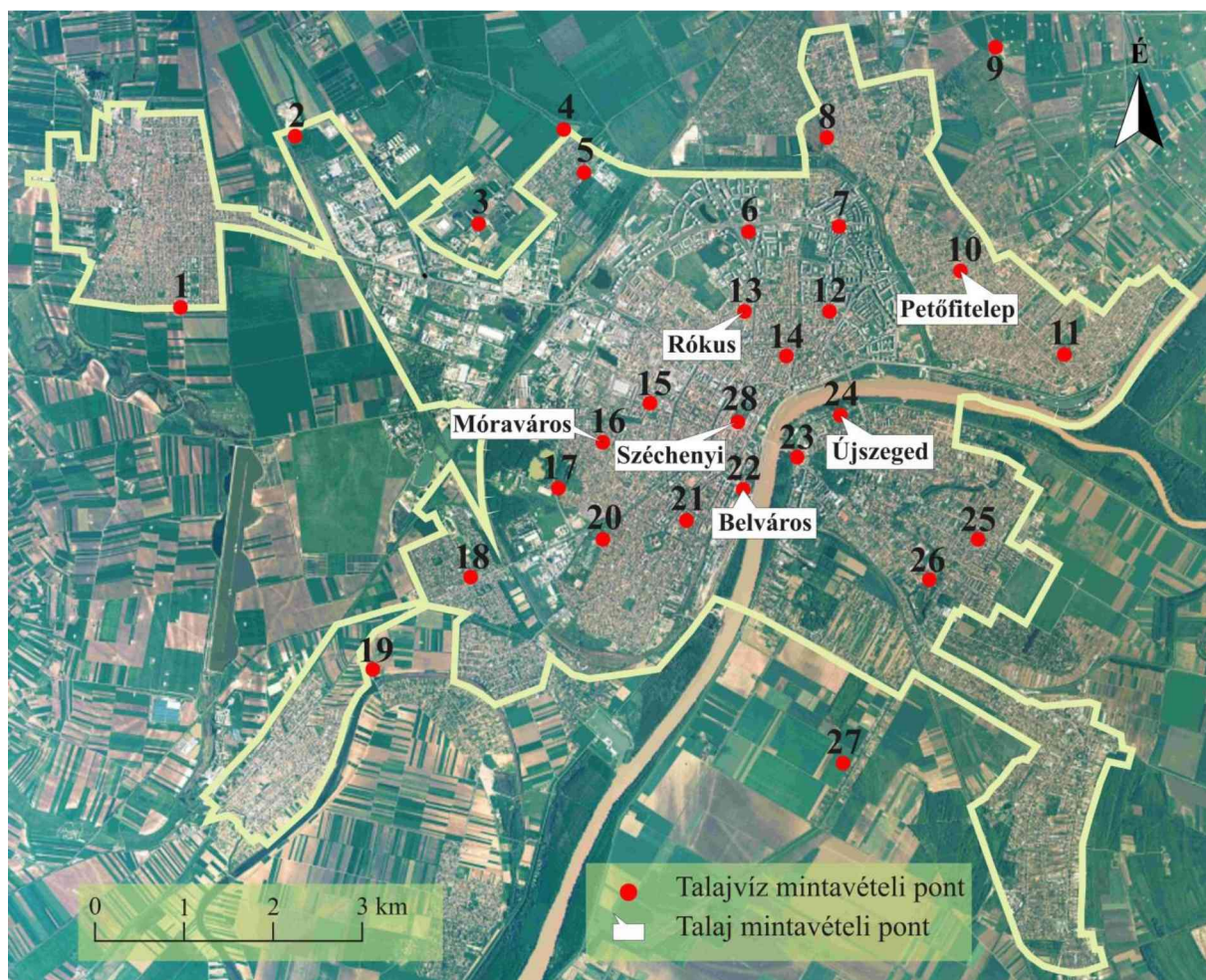
7. ábra. Szeged szennyvízcsatorna-hálózata (Bodor et al., 2007) (a piros és kék vonalak a 2006-ig kiépült csatornákat jelölik)

4. ANYAG ÉS MÓDSZER

4.1. A mintaterület és a mintavételi pontok kiválasztásának szempontjai

Kutatásom mintaterületeként olyan hazai nagyvárost választottam, melyben az urbánus tulajdonságok mellett a falusias jegyek is megtalálhatók. Mivel Szegedhez az 1970-es években öt falvat, illetve községet csatoltak, a város megfelelt a mintaterület felé tett – beépítettségre és lakosságszámra vonatkozó heterogenitási – elvárásoknak. A választásban további fontos tényező volt, hogy Szeged kiterjedt talajvíz-megfigyelő monitoring rendszerrel rendelkezik, mely alapvető feltétele egy ilyen jellegű kutatásnak.

Az 1990-ben még 175 kútból álló talajvíz monitoring-hálózat tagjai közül 2003-ban már száznál is kevesebb kutat lehetett beazonosítani. Szeged MJV Közgyűlése Városüzemeltetési és Környezetvédelmi Bizottsága megbízásából 2003-ban indult újra a monitoring program, melynek keretében 45 kutat jelöltek ki (Kaszab, 2007). Mintavétel és vízminőségi vizsgálatok csak 2003-ban történtek, az ezt követő néhány évben évente egy alkalommal a nyugalmi vízszintek mérése, valamint a monitoring kutak állapotfelmérése történt meg (Kaszab, 2007). A diplomadolgozatomban vizsgált húsz kutat ezek közül választottam ki, melyek számát doktori kutatásomban 28-ra bővítettem (8. ábra).



8. ábra. A talajvíz és a talaj mintavételi pontok elhelyezkedése a mintaterületen

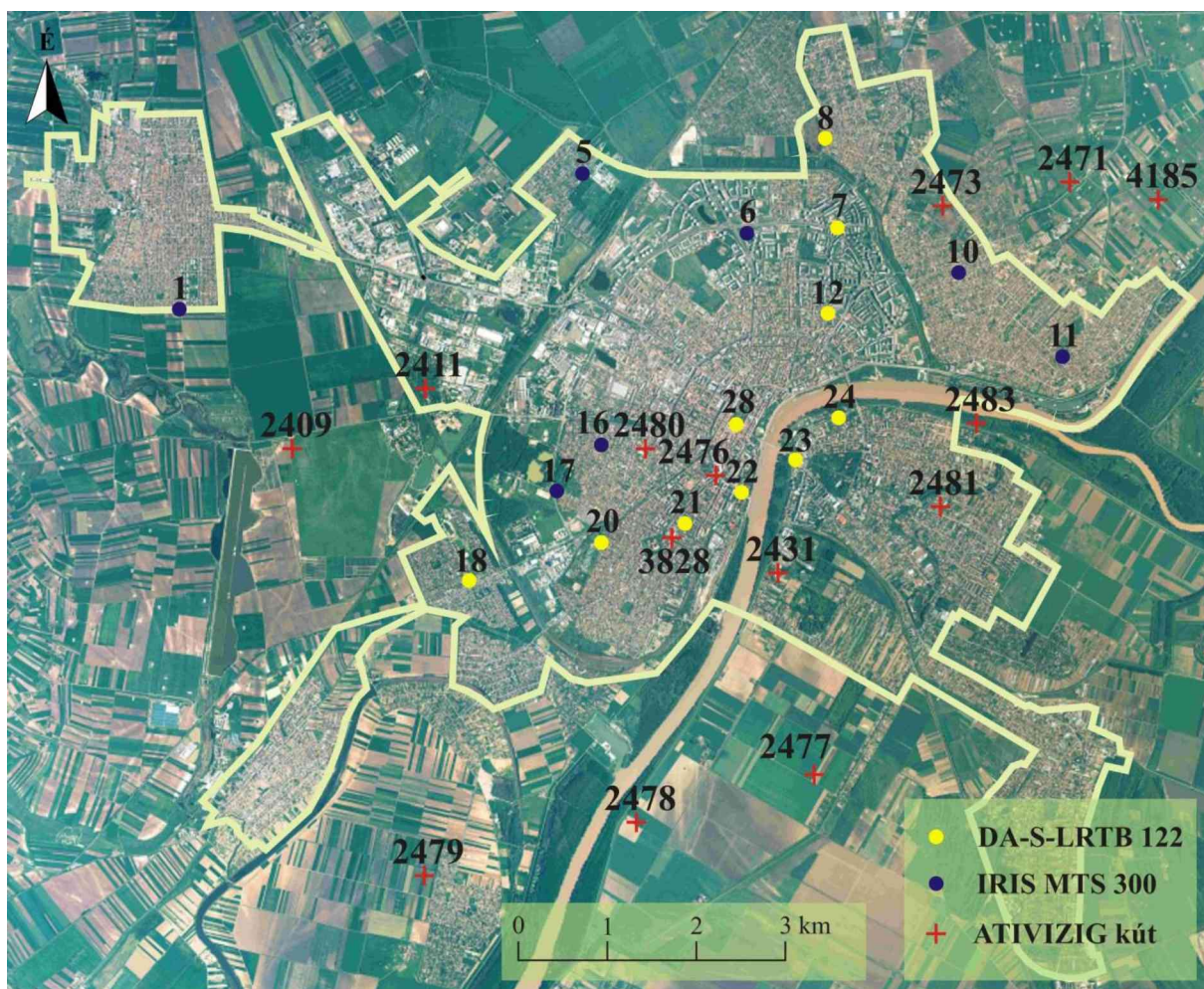
A mintavételi pontok kiválasztásánál fontos szempont volt, hogy a kút mintázásra alkalmas legyen, illetve, hogy a várost teljesen lefedő monitoring-hálózatot kapjak. A talajvíz mennyiségi vizsgálatokhoz 14 db ATIVIZIG törzs talajvízkút vízszint idősorait is

felhasználtam. A talajvíz minőségi és mennyiségi monitoringba bevont kutak alaptulajdonságait az *1. melléklet* összegzi.

A talaj mintavételi pontokat a város különböző funkciójú és beépítettségű területein jelöltem ki, hat talajvízkút (10., 13., 16., 22., 24., 28.) közvetlen környezetében. A talajszelvényeket a mintavétel helyének megfelelő városrész vagy tér alapján neveztem el (BELVÁROS, MÓRAVÁROS, ÚJSZEGED, PETŐFITELEP, SZÉCHENYI és RÓKUS). A mintavételi kutak térbeli elhelyezkedését és a talaj mintavételi pontokat a *8. ábra* mutatja be.

4.2. Mintavétel és helyszíni vizsgálatok

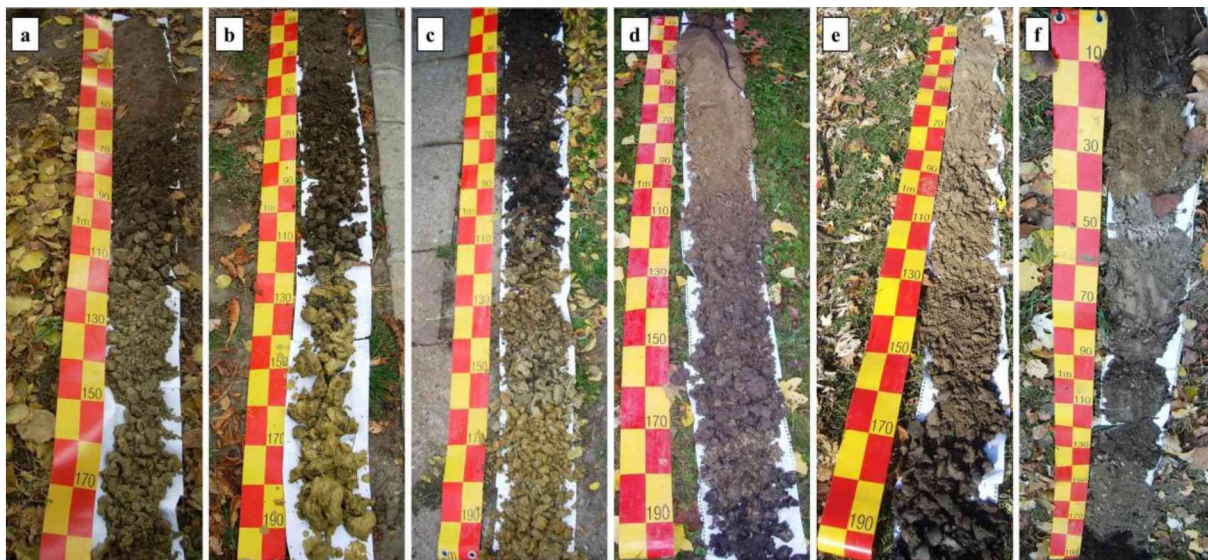
A talajvíz mintavétel 2010 októbertől és 2012 szeptembere között zajlott, az első évben havi, a második évben kéthavi méréskezeléssel. A helyszíni vizsgálatok alkalmával a relatív vízszinteket fény- és hangjelzővel ellátott Hydrotechnik HT Mini 010 típusú vízszintmérővel mértem. A pH és a hőmérséklet meghatározása Radelkis OP-211/2 terepi pH mérővel, a vezetőképesség és a sótartalom mérése Orion 3-Star típusú konduktométerrel történt. A mintavételt megelőzően az MSZ ISO 5667-11:2009 szabványnak megfelelően a kutakban tisztító szivattyúzást alkalmaztam, mely során a kútban lévő víztérfogót háromszorosan szivattyúztam ki. A vízminőségét a frissen utánpótlódó vízből rozsdamentes acél mintavevő edény segítségével műanyag flakonokba gyűjtöttem. A mintákat a laborba szállításig légmentesen lezárt flakonokban, hűtőtáskában tároltam. A talajvíz mintavételek alkalmával helyszíni vizsgálati jegyzőkönyv készült, melyek sablonját a *2. melléklet* mutatja be.



9. ábra. A talajvízszint monitoring kutak elhelyezkedése a mintaterületen

A talajvízszint monitoringba 17 kutat vontam be a 28 mintavételi kút közül, melyekbe 2012 januárjában állandó vízszintmérőket telepítettem. Tíz kútba (a talajvízszint alá) DA-S-LRTB 122 típusú vízszintregiszter került, melyek félórás időközönként rögzítették a talajvíz hőmérsékletét és vízszintjét. A kutatokat úgy választottam ki, hogy a kúthálózatnak a Tiszára egy közel merőleges szegmensét fedjék le. A vizsgált időszak alacsony talajvízállása miatt a 22. kútban a vízszintek csak hét hónapban voltak mérhetőek, ezért a 22. kút adatait nem használtam fel az elemzésekhez. Hét kútba IRIS MTS 300 típusú műszert rögzítettem, melyek rádiófrekvencia segítségével, négy órás időközönként mérték a vízszinteket. A kétféle típusú műszer fényképeit a 3. *melléklet* tartalmazza. A vízszintmérések 2012.01.11.–2013.07.10. között zajlottak. A 17 kút másfél éves idősorait további talajvízszint idősorokkal egészítettem ki, melyeket az Alsó-Tisza vidéki Vízügyi Igazgatóság (ATIVIZIG) bocsátott rendelkezésemre. A 14 ATIVIZIG talajvíz-megfigyelő kút vízállásait három napos időközönként OTT Thalimedes Water Level Sensor-ral és szalagos méréssel regisztrálták. Az idősorok több mint 13 év hosszúságúak, a 2000.01.01. és 2013.07.10. közötti időszakot fedik le. A talajvízszint monitoringba bevont 31 talajvízkút elhelyezkedését a 9. *ábra* mutatja be. A Tisza vízállás idősorait a szegedi vízmércére vonatkozóan az ATIVIZIG biztosította.

A talajmintavételre 2011 novemberében került sor a hat legszennyezettebb talajvízkút környezetében (8. *ábra*). A szelvényekről készített fotókat a 10. *ábra* mutatja be. A mintavétel során Eijkelkamp toldható szárú spirálfejű fúrót és Eijkelkamp bolygatatlan mintavevő fúrót használtam. A fúrás a vonatkozó talajvízszintekig történt, melynek során elkülöníthető rétegenként vettem mintát (összesen 37 db). A mintákat feliratozott, műanyag, zárható zacskókba gyűjtöttem. A bolygatatlan mintavételt 150 cm-es mélységig végeztem el. A mintákat rétegenként vettem, melyeket római számokkal jelöltem (összesen 25 db). A fúrásokat a kutaktól 1–2 m-es távolságban mélyítettem, ahol a diffúzió hatása már nem érvényesül, és ahová az esetleges, kút anyagából származó szennyezések nem juthatnak el. A mintavétel során feljegyeztem a vizuálisan elkülöníthető, feltehetően antropogén eredetű részeket (pl. törmelék, műtermék) és a kiválásokat. A helyszínen sodrási próbával megállapítottam a fizikai féleséget is, melyet a laboratóriumi vizsgálatokkal pontosítottam. A helyszíni talajmintavételi jegyzőkönyvek sablonját a 4. *melléklet* tartalmazza.



10. ábra. A helyszíni talajvizsgálatok során készült fotók a MÓRAVÁROS (a), a RÓKUS (b), a PETŐFITELEP (c), a SZÉCHENYI (d), az ÚJSZEGED (e) és a BELVÁROS (f) szelvényekről

Csapadékminták vételére 2012. május 22-én került sor. A frissen lehulló csapadékból a város öt különböző funkciójú és eltérő felszínborítottsággal rendelkező területén vettem

mintát. A minták Rókus városrészből, Petőfitelepről, Móravárosból, Újszegedről, és a belvárosi Széchenyi térről származnak. A felszínborítottságot tekintve két mintát az aszfalt mélyedéseiben összegyűlekezett csapadékvízből, egyet járda mentén, gyepes területen, egyet vízelvezető árokából, egyet pedig nagy kiterjedésű zöldfelületről gyűjtöttem. A mintákat légmentesen lezárt, műanyag flakonokban szállítottam a laboratóriumba. A csapadékvízre vonatkozó mérésekhez a talajvíznél is használt módszereket és szabványokat használtam fel. A terepi és laboratóriumi mérési módszereket, a műszerek kimutatási határát, valamint az alkalmazott magyar szabványokat a talajvízre és a csapadékvízre vonatkozóan a 7. táblázat, talajra pedig a 8. táblázat tartalmazza.

7. táblázat. Az alkalmazott talajvíz- és csapadékvíz-vizsgálati módszerek és magyar szabványok

Eljárás	Alsó méréshatár	Módszer	Magyar Szabvány
arzén	2,5 µg/l	ICP-OES	MSZ 1484-3:2006
kadmium	1 µg/l	ICP-OES	MSZ 1484-3:2006
kobalt	2 µg/l	ICP-OES	MSZ 1484-3:2006
króm	1 µg/l	ICP-OES	MSZ 1484-3:2006
réz	1 µg/l	ICP-OES	MSZ 1484-3:2006
nikkel	5 µg/l	ICP-OES	MSZ 1484-3:2006
ólom	2 µg/l	ICP-OES	MSZ 1484-3:2006
cink	2 µg/l	ICP-OES	MSZ 1484-3:2006
nitrit-N	50 µg/l	fotometria (FIA)	MSZ EN ISO 13395:1999
nitrit+nitrát-N	100 µg/l	fotometria (FIA)	MSZ EN ISO 13395:1999
ammónium-N	200 µg/l	fotometria (FIA)	MSZ EN ISO 11732:2005
ortofoszfát-P	60 µg/l	fotometria (FIA)	MSZ EN ISO 6878:2004
hőmérséklet		potenciometria	MSZ 448-2:1967 (visszavont)
pH	méréstart.: 2-12	potenciometria	MSZ 1484-22:2009
fajlagos vezetőképesség	10 µS/cm	konduktometria	MSZ EN 27888:1998
mintavétel felszín alatti vízből és talajvízből			MSZ EN ISO 5667-1:2007, MSZ 21470-1:1998

8. táblázat. Az alkalmazott talajvizsgálati módszerek és magyar szabványok

Eljárás	Alsó méréshatár	Módszer	Magyar Szabvány
kadmium	1 mg/kg	AAS-láng (királyvizes)	MSZ 21470-50:2006
kobalt	6,4 mg/kg	AAS-láng (királyvizes)	MSZ 21470-50:2006
króm	13,7 mg/kg	AAS-láng (királyvizes)	MSZ 21470-50:2006
réz	6 mg/kg	AAS-láng (királyvizes)	MSZ 21470-50:2006
nikkel	6,7 mg/kg	AAS-láng (királyvizes)	MSZ 21470-50:2006
ólom	11,7 mg/kg	AAS-láng (királyvizes)	MSZ 21470-50:2006
cink	3,3 mg/kg	AAS-láng (királyvizes)	MSZ 21470-50:2006
Arany-féle kötöttségi szám	25	(K _A) plaszticitás vizsgálat	MSZ-08-0205:1978

Eljárás	Alsó méréshatár	Módszer	Magyar Szabvány
térfogatsúly	0,5 g/cm ³	tömegmérés	MSZ-08-0205:1978
nedvességtartalom	0,2 m/m %	tömegmérés	MSZ-08-0205:1978, MSZ EN 12880:2000
pH	méréstart.: 2-12	potenciometria	MSZ-08-0206-2:1978, MSZ 21470-2:1981
vízben oldható összes só	0,02 m/m %	konduktometria	MSZ-08-0206-2:1978
humusztartalom	0,25 m/m %	spektrometria	MSZ 21470-52:1983
szénsavasmész-tartalom	0,4 m/m %	gázvolumetria	MSZ-08-0206-2:1978
hidraulikus vezetőképesség	2*10 ⁻³ mm/h	állandó és csökkenő víznyomás	MSZ-08-0205:1978
kivonatkészítés királyvízzel		királyvizes feltárás	MSZ EN ISO 5667-1:2007
szemcseméret eloszlás	méréstart.: 0,08-2000µm	lézer diffrakció	-
talajmintavétel			MSZ 21470-1:1998, MSZ-08-0205:1978, MSZ 1398:1998
a talaj egyes kémiai tulajdonságainak vizsgálata			MSZ-08-0206-1:1978
a talajminta előkészítése			MSZ 20135:1999

4.3. Laborvizsgálati módszerek

A mintákat a SZTE Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék akkreditált Talaj- és Vízvizsgáló Laboratóriumában (NAT-1-1437-2013) vizsgáltam be. A talajvízmintákat 0,45 µm pórusátmérőjű membrán filteren szűrtem át, majd salétomsavval tartósítottam. Az ammónium (NH₄⁺), az ortofoszfát (PO₄³⁻), a nitrát (NO₃⁻) és a nitrit (NO₂⁻) koncentrációkat a mintavételtől számított 48 órán belül áramlásos analízises módszerrel (FOSS FIAStar 5000) mértem meg. Mivel a műszer eredetileg ammónium-N, nitrát-N (együttesen mérve a nitrittel), nitrit-N és ortofoszfát-P formában adja meg a koncentrációkat, átszámítottam az értékeket a megfelelő nitrogénformákra és ortofoszfátra. A réz (Cu), a kadmium (Cd), a kobalt (Co), a króm (Cr), a nikkel (Ni), az ólom (Pb), a cink (Zn) és az arzén (As) koncentrációja induktív csatolású optikai emissziós spektrometriával (Perkin Elmer ICP OES Optima 7000 DV) került meghatározásra. A két éves talajvíz monitoring eredményeként összesen mintegy 8000 cellából álló adatbázist kaptam. A csapadékminták fémtartalmának (Cu, Cd, Co, Cr, Pb, Ni, Zn) mérése a talajvízmintákhoz hasonlóan optikai emissziós spektrometriával történt. A mérések háromszoros ismétléssel valósultak meg.

A talajmintákat a laborba szállítást követően Binder ED 115 típusú szárítószekrényben 40 °C-on kiszárítottam. Kiszáradásuk után dörzsmozsárban porítottam, majd 2 mm-es lyukátmérőjű szitán eresztettem át. Az ily módon előkészített minták pH-értékét WTW inoLab pH 720 típusú potenciometriás műszerrel mértem, desztillált vizes szuszpenzióban. Az Arany-féle kötöttségi számot (K_A) fonalpróbával határoztam meg. A szemcseméret eloszlás vizsgálatokhoz lézer diffrakciós módszert alkalmaztam. A mérést a Particle sizer Analysette 22 MicroTec plus típusú, Fritsch gyártmányú műszerrel végeztem el, háromszoros

ismétléssel. A mérések során az ún. Fraunhofer-modellt használtam. A lézer diffrakciós módszerrel meghatározott szemcseméret értékeket a GRADISTAT v8 szoftverrel értékeltem ki, a szemcseméret megoszlást (%) az Atterberg-féle skála alapján adtam meg. A szoftver háromszög diagram alkalmazásával megadja az egyes mintákra jellemző textúra-csoportot. A szervesanyag-tartalmat ($H\%$) kolometriás módszerrel, UNICAM Helios Gamma UV-VIS típusú spektrométerrel mértem meg. A szénsavasmész-tartalom meghatározásához ($CaCO_3\%$) Scheibler-féle kalcimétert használtam, értékét Keveiné és Farsang (2008) képlete alapján számoltam ki. A talajok vízben oldható összes sótartalmát és vezetőképességét Orion 3-Star típusú konduktométerrel mértem meg. A térfogattömeget, az összporozitást és a nedvességtartalmat bolygatatlan mintákból tömegméréses módszer használatával, Stefanovits (1999) munkájában leírt képletek alapján számítottam ki. A higroszkóposági értékeket az Arany-féle kötöttségi szám felhasználásával szintén a Stefanovits (1999) által leírtak alapján adtam meg. A talajok telítettségi vízvezető képességét (K) bolygatatlan mintákból Eijkelkamp permeaméterrel határoztam meg. A jó vagy közepes vízáteresztő képességű talajok esetén az állandó víznyomás módszerét, míg a rossz vízvezető képességűek esetén a csökkenő víznyomás módszerét alkalmaztam. A vízvezető képességet mindkét módszer esetében a Darcy-törvény alapján számítottam ki. A talajminták nehézfém (Cu, Cd, Co, Cr, Pb, Ni, Zn) koncentrációjának meghatározására Perkin Elmer 7000DV atomabszorpciós spektrométert használtam, háromszoros ismétléssel. A mérést megelőzően királyvizes feltárást végeztem Anton Paar Microwave 3000 típusú mikrohullámú feltáróban.

A szorpciós kísérletekhez 20 db, a terepi és labori vizsgálatok eredményei alapján reprezentatívan kiválasztott talajmintát használtam fel. Sztatikus egyensúlyi kísérletek során a talajban lejátszódó nehézfém-adszorpciót vizsgáltam, mely segítségével meghatároztam az adott talajmintára jellemző adszorpciós kapacitást. A modellkísérleteket két nehézfémre, a nikkelle és a rézre végeztem el. A talajminták 12 g-jához (m) 30 cm³ (V) különböző koncentrációjú (C_0) $NiSO_4$ és $CuSO_4$ oldatot adtam, majd Technika Vibromix 403 EVT horizontális körforgó rázógépen 1 órát rázattam. A kezdeti oldatkonzentráció (C_0) a $NiSO_4$ oldat esetén 0,2, 10, 50 és 100 mg/l; a $CuSO_4$ oldat esetén 0,2, 10, 50, 100, 500 és 1000 mg/l volt. A nagyobb oldatkonzentrációk vizsgálata azért volt fontos, mert bár a természetben már nem, de antropogén szennyezés esetén, különösen városokban és ipari területeken előfordulhatnak ilyen koncentrációk. A rázatást követően a szuszpenziókat 24 órát állni hagytam, mely idő alatt a dinamikus egyensúly az adszorbensen és az oldatban lévő hatóanyag koncentráció között beáll (Ertli, 2005; Gaillardon, 1997). A 24 óra elteltével, atomabszorpciós spektrométerrel (Perkin Elmer 7000DV) megmértem az összesen 380 db szuszpenzióban az egyensúlyi oldatkonzentrációkat (C_e). A kísérletek kétszeres ismétléssel valósultak meg, az eredmények 24 °C-ra értendők. A talaj által megkötött fémkoncentrációt (q) az alábbi összefüggéssel számítottam ki (Filep, Füleki, 1999):

$$q = (C_0 - C_e) * V/m, \quad (4.1)$$

ahol q az egyensúlyi adszorbeált fémmennyiség (mg/kg); C_0 a törzsoldat kezdeti koncentrációja (mg/l); C_e az egyensúlyi oldatkonzentráció (mg/l); V/m a hígítási arány (2,5).

Az adszorpciós izotermák felvételéhez az egyensúlyi oldat Ni, illetve Cu koncentrációját (C_e) az egységnyi talajon megkötött Ni, illetve Cu koncentráció (q) függvényében ábrázoltam. Az így kapott adszorpciós görbék pontjaira Langmuir izotermát illesztettem a következő képlet alapján:

$$y = a * x / (1/K_d + x), \quad (4.2)$$

ahol y a felületi koncentráció (mg/kg); a a szilárd fázis telítési felületi koncentrációja (adszorpciós kapacitás) (mg/kg), x az egyensúlyi oldatkonzentráció (mg/l); K_d az adszorpciós egyensúlyi állandó (l/mg).

4.4. Adatfeldolgozás, az eredmények kiértékelésének módszerei

A nyers mérési eredmények feldolgozását és a további elemzésekhez való előkészítését Microsoft Office Excel 2010 programmal végeztem el. A talaj és a talajvíz minősítése a 6/2009. (IV. 14) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet (a felszín alatti víz és a földtani közeg védelméhez szükséges határértékekről) „B” szennyezettségi határértékei alapján történt.

Az eredmények térbeli eloszlását ábrázoló térképeket (koncentrációk, főkomponenssúlyok, diszkriminancia csoportok stb.) ESRI ArcGIS 10 szoftver segítségével szerkesztettem. A Hurst exponensek térbeli megoszlását bemutató térképeket szintén ezzel a programmal készítettem IDW (Inverse Distance Weighting) interpolációt alkalmazva. A különböző szoftverekkel készített ábrákat Corel Draw Graphics Suite X3 segítségével tökéletesítettem.

4.4.1. Statisztika

A statisztikai számításokat IBM SPSS 20.0 szoftverrel végeztem el. A statisztikai analízisek előkészítéseként megtörtént a hiányzó értékek kizárása, valamint a kiugró és extrém értékek szűrése. Sor került a normalitás vizsgálatra (hisztogram, ferdeség/csúcsosság próba, Q-Q diagram), amely számos statisztikai elemzés legalapvetőbb feltétele. A normális eloszlással jellemezhető változókat eredeti formájukban hagytam, míg a nem normális eloszlásúakat transzformáltam. Mivel a változók alapvetően egymódusúak és többségüknél jobbra ferde (pozitív) eloszlás áll fenn, lognormális eloszlással közelíthetők, ezért logaritmus-transzformációt végeztem. A transzformációt követően minden változó normál eloszlásúvá vált.

A változók közötti monoton kapcsolat jellemzésére, illetve erősségének és intenzitásának meghatározására korrelációs számításokat végeztem. Nem-paraméteres, Spearman-féle rangkorrelációt alkalmaztam, amely a kapcsolat szorosságának mérésére a változók rangszámainak különbségeit használja fel.

A komponensek csoportba rendezésére és a geokémiai háttérfolyamatok feltárására főkomponens analízist alkalmaztam, amely a teljes varianciát használja fel az elemzéshez. A főkomponensek elkülönítését megelőzően megtörtént a szükséges feltételek teljesülésének – normalitás és korreláció meglétének – vizsgálata. Mivel a főkomponens analízis érzékeny a változók eloszlására, ezért a transzformált értékeket használtam az elemzéshez. A főkomponensek számának meghatározásához az ún. Kaiser-kritériumot használtam, amellyel csak az 1-nél nagyobb sajátértékkel rendelkező főkomponensek különülnek el. A főkomponenssúly mátrix leegyszerűsítésének céljából varimax rotációt használtam, amely vagy nagyon erősen (pozitívan/negatívan) vagy egyáltalán nem korreláló változó-főkomponens párokat keres (Sajtos, Mitev, 2007).

A mintavételi kutak térbeli elkülönítésére (a geokémiai jellemzők alapján) diszkriminancia analízist alkalmaztam. A diszkriminancia analízist Wilks' lambda módszerrel, a főkomponensek többváltozós terében végeztem el. Kétszoportos diszkriminancia analízist, más néven Fisher-féle lineáris diszkriminancia analízist használtam, melynek részletes menetét Fisher (1936) munkája írja le. A diszkriminancia analízis alkalmas a csoportok lehető legjobb elkülönítésére a mintákat jellemző változók alkalmas lineáris kombinációja által (diszkriminancia függvény), továbbá a diszkriminancia (D) függvény alapján a későbbi minták csoportba tartozásának előrejelzésére. A függvényben lévő diszkriminancia együtthatók alapján megadható az a változó is, mely a leginkább diszkriminálja az elkülönített csoportokat.

A D függvényt a következő képlet írja le:

$$D = x_1PC_1 + x_2PC_2 + \dots + x_nPC_n, \quad (4.3)$$

ahol D a diszkriminancia érték; x a diszkriminancia együttható; PC a független változó (főkomponens).

A talajvíz és a folyó vízjárás hosszú távú emlékezetének vizsgálatához, perzisztens vagy antiperzisztens mivoltának meghatározásához R/S statisztikát alkalmaztam. A hosszú emlékezet vizsgálatára alkalmas módszerek közül az újraskálázott terjedelem (R/S) a legelterjedtebb, amely a legkisebb becslési hibával rendelkező módszerek egyike (Kale, Butar, 2011). Az R/S analízis lehetővé teszi különböző időskálájú adatok összehasonlítását is, ezért minden kút esetében a lehető legnagyobb adatállományt használtam fel (félórás, négyórás és három napos időközű vízszintek). Az R/S analízist Benoit 1.3 fraktálgeometriai szoftverrel végeztem el, mely alkalmas az adatok fraktál tulajdonságainak meghatározására. A program különböző időperiódusokra kiszámolja a kumulált adatok átlag körüli ingadozásainak R terjedelmét, majd ezt az adatok S szórásával elosztva standardizálja, melynek eredményeként megkapjuk a Hurst-exponenst.

Az R/S analízissel történő Hurst exponens becslése a következő három lépésből áll (Kale, Butar 2011):

1. lépés: A kumulatív összeg minden időpontra megadható az N hosszúságú idősorra a következő képlet alapján:

$$\Gamma_{N,k} = \sum_{i=1}^k (F_i - \mu_N), \text{ ahol } 0 < k \leq N, \quad (4.4)$$

ahol F_i = az idősor értéke az i -edik időpontban, μ_N = a teljes adatbázis átlaga, amely megadható az alábbi összefüggéssel:

$$\mu_N = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N F_i \quad (4.5)$$

A Γ R terjedelme megadható a

$$R = \text{Max}(\Gamma_{N,k}) - \text{Min}(\Gamma_{N,k}), \quad (4.6)$$

képlettel, ahol $\text{Max}(\Gamma_{N,k}) = \Gamma_{N,k}$ maximum értéke és $\text{Min}(\Gamma_{N,k}) = \Gamma_{N,k}$ minimum értéke (Peters, 1996).

A teljes adatbázis értékeinek standard szórása megadható az alábbi összefüggéssel:

$$S = \sqrt{\frac{1}{N-1} \sum_{i=1}^N [F_i - \mu_N]^2} \quad (4.7)$$

Az újraskálázott terjedelem (Rescaled Range) = R/S

2. lépés: A következő lépésben vesszük $N=N/2$ -t, tehát két részintervallumra osztjuk az időtengelyt. Ekkor az R/S átlag értékét kiszámoljuk. A teljes folyamatot megismételjük az adatbázis folyamatosan csökkenő intervallumaira és kiszámoljuk az átlag R/S értékeket.

3. lépés: A Hurst exponens meghatározható, ha $\log(R/S)$ -t ábrázoljuk $\log(N)$ függvényében; a rájuk illesztett regressziós egyenes meredeksége adja a Hurst-féle kitevőt (Montanari et al., 1999).

A csapadékmennyiség változása és a talajvízszintek fluktuációja közötti összefüggéseket keresztkorreláció analízis segítségével vizsgáltam. A keresztkorreláció megmutatja, hogy két idősor – jelen esetben a csapadékmennyiség és a talajvízállás – egymáshoz képest mennyi információt termel, a két mutató hatással van-e egymásra. Az analízis eredményeként kapott keresztkorrelációs koefficiensek alapján meghatároztam egy időeltolási napot (hatóidő), mely időpontig a csapadékmennyiség változása előrejelzi a vízállások növekedését vagy csökkenését az egyes kutakban. Hatóidőnek azt a napot jelöltem ki, melynél a keresztkorrelációs együtthatók még meghaladják a vonatkozó konfidencia határt.

4.4.2. Modellelés

A talaj-kolloid-talajvízrendszer szivárgáshidraulikai és transzportfolyamatainak modellezésére WHI UnSat 2.2 programot használtam. Az egyes komponensek telítetlen zónában való migrációjának modellezésével az volt a fő cél, hogy meghatározzam, a csapadékból és a talajból beszivárgó potenciális fémszennyezések veszélyeztetik-e a talajvizet, illetve, hogy a talaj meddig képes pufferelni a szennyezéseket. A modellezéshez számos input adatra volt szükség, melyek túlnyomó részét laboratóriumi vizsgálatokból nyertem (adszorpciós kapacitás, csapadék- és talajminták nehézfém-tartalma, szivárgási tényező, térfogattömeg, összporozitás, nedvességtartalom, pH, humusztartalom, fizikai féleség). Az adszorpciós kapacitás értékeket Microcal Origin 6.0 szoftver felhasználásával, Langmuir izotermák illesztésével, a 4.2 képlet alapján határoztam meg. A modellezésnél feltételeztem, hogy a csapadékvíz nikkelt, illetve réz koncentrációja állandó, és a talajvízben lévő nikkelt és réz mennyisége is változatlan. A vertikális, kétdimenziós modelleket a WHI szoftver VS2DT (Variably-Saturated 2D flow and Solute Transport model) moduljával készítettem el Langmuir adszorpciót alkalmazva, és 1, 5, 10, 50 és 100 évre futtattam le. A program alkalmas a telítetlen zóna vertikális áramlási folyamatainak szimulálására és az adszorpciós tulajdonságok figyelembe vételével a szennyezés-terjedés kétdimenziós modellezésére. A program a telítetlen zónában történő szivárgást a szivárgás alapegyenletből származtatott Richards formula alapján számítja. A modellek segítségével célom volt feltárni, hogy egy adott talajréteg mennyire képes meggátolni a nehézfémek (nikkelt és réz) talajvízbe jutását. A modellek megmutatják, hogy mekkora a talajvizet érő nehézfém-terhelés egy adott időintervallum (ez esetben 100 év) kiválasztott időpontjaiban. Az eredmények elemzésével megállapítható az is, hogy a mintázáshoz képest mennyi idő múlva juthat tényleges (további) szennyezés a talajvízbe adott nikkelt és réz koncentrációjú csapadékvíz, talajoldat és talajvíz esetén. A modellek eredményeinek értékelésével számszerűsíthetők az egyes talajszelvényekben zajló szorpciós folyamatok jellemzői, így a talajoknak a vizsgált fémekkel való telítődésének időpontja is megadható.

5. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

5.1. A talajvíz minőségi állapota, térbeli és időbeli változásai

A városi talajvíz monitoring kutakból származó minták elemzésével a talajvízrendszer kémiai állapotának megismerése, valamint a térbeli és időbeli változások és törvényszerűségek feltárása volt az elsődleges célom. A monitoring során 16 vízminőségi paramétert mértem két éven keresztül (2010 októbere és 2012 szeptembere között), mely eredményeként egy több mint 7000 értéket tartalmazó adatbázis állt rendelkezésemre. A leíró elemzésen túl statisztikai vizsgálatokkal törekedtem a rejtett összefüggéseket feltárni, melyek során különböző módszerek (korreláció-, főkomponens- és diszkriminancia analízis) alkalmazásával a következő kérdésekre kerestem a választ:

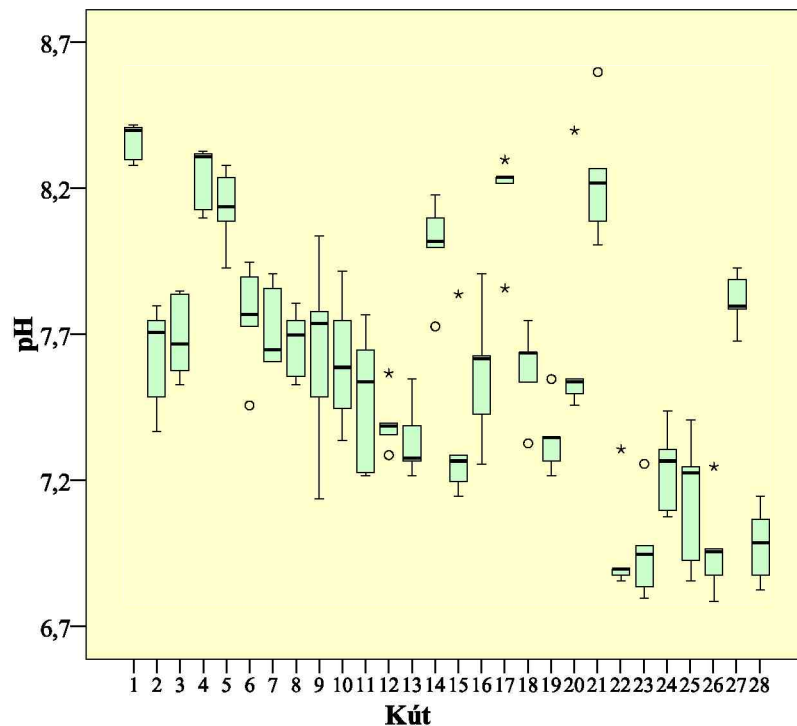
- Van-e összefüggés az egyes komponensek koncentráció-változása között?
- Milyen geokémiai háttérfolyamatok alakítják a vízminőséget a mintaterületen?
- Elkülöníthetők-e egymástól térben a talajvíz kémiai állapota alapján a mintavételi kutak?

5.1.1. A talajvíz kémhatása, hőmérséklete és vezetőképessége

A talajvíz minőségét vizsgáló két éves monitoring mérések során már a mintavételek alkalmával igyekeztem minél többet megtudni a kémiai állapotról, ezért a helyszínen megmértem a pH-t, a hőmérsékletet, az elektromos vezetőképességet és az összes oldott sótartalmat.

A talajvíz kémhatása a vízminőség meghatározásában fontos szerepet játszik, hiszen befolyásolja többek között az oldhatósági viszonyokat, a kőzetek vegyi mállási folyamatait, a sav-bázis reakciókat és a nehézfémek mobilitását. Kristó (1983) szerint a talajvíz kémhatása Szeged alatt jellemzően a semleges vagy az enyhén lúgos kategóriába tartozik, melyet mérési eredményeim is megerősítenek. A két éves monitoring során a talajvíz pH-ja 6,6–8,6 között változott. A pH-értékek minden esetben a 6/2009. együttes rendeletben meghatározott „B” határérték ($\text{pH} < 6,5$ és $\text{pH} > 9,0$) (ez esetben intervallum) keretein belül maradtak. A legalacsonyabb pH-értéket a 28. kútból származó mintában mértem (átlag: 6,9), mely kútnál három mintavételi időpont kivételével mindig 7 alatt maradt a pH-érték. Ezen kívül két kút (22., 23.) esetében volt a talajvíz átlagos pH-értéke 7 alatti. Mindhárom kút a belvárosban helyezkedik el, melyek környezetében még a legrégebbi (helyenként téglafalazatú) szennyvízcsatornák találhatók. Mivel a kommunális szennyvizek kémhatása közel semleges (Simándi, 2011), a talajvíz 7-hez közeli pH-értékei a szennyvíz beszívargásának hatását jelezhetik. A város észak-nyugati részében elhelyezkedő 1. kút talajvize rendelkezik a leglúgosabb kémhatással (átlag: 8,2), melynek pH-ja néhány mintavételi időpontban a 8,4-et is elérte. Ez a kút Kiskundorozsma városrész déli peremén fekszik, ahol szolonyec-szoloncás talaj található (MÉM FTH, 1987). Ez alapján a magas pH-érték feltehetően a vízzeloldható, lúgosan hidrolizáló sók hatásának köszönhető.

Az időbeli változásokat tekintve a maximum pH-értékeket télen mértem, míg a minimumokat tavasszal és nyáron. Az alacsonyabb értékek minden bizonnyal a tavasz-nyári időszakra jellemző, nagyobb mértékű szervesanyag-bomlásnak köszönhetőek, mely során savas kémhatású bomlástermékek keletkeznek. A pH-értékek időben viszonylag kis változatosságot mutatnak (11. ábra), a szórás 0,1 és 0,4 között alakult.



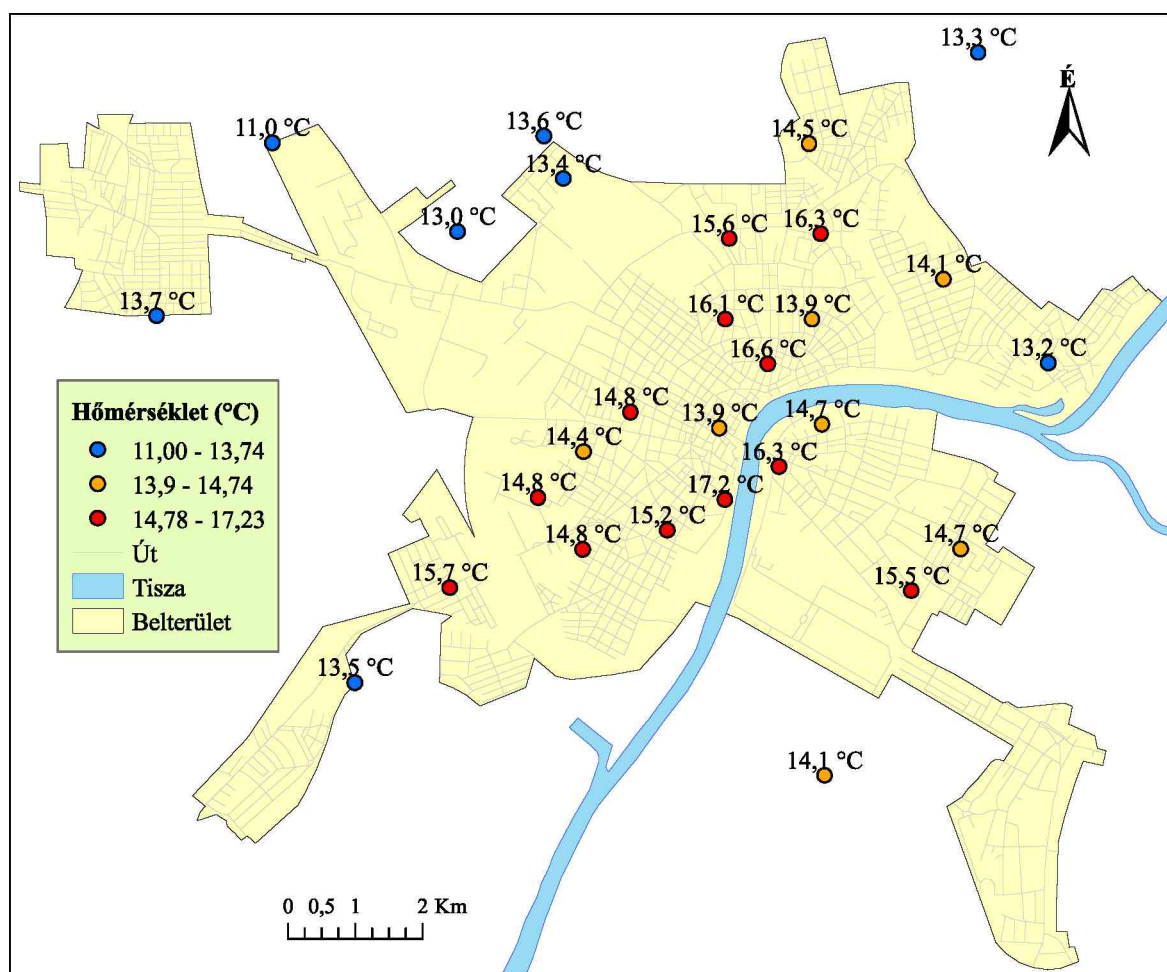
11. ábra. A talajvízminták pH-értéke kutanként (2010 októbere és 2012 szeptembere között)

A talajvíz hőmérséklete – a levegő hőmérsékletéhez hasonlóan – a legalacsonyabb télen és kora tavasszal, míg a legmagasabb nyáron és kora ősszel volt a vizsgált időszakban. A legalacsonyabb talajvíz hőmérsékletek (átlagosan 9,3 °C) 2011 márciusában adódtak, mely a téli alacsony hőfokoknak köszönhető. 2011 szeptemberében mértem a legmagasabb vízhőmérsékleteket (17 °C körül), amely még a nyári hónapok magas léghőmérsékleteinek hatását tükrözi. Ha a mérési időpontokat összehasonlítjuk az egyes kutaknál, nagy változások figyelhetők meg egy-egy mintavételi időpont között is, néhány kút talajvizében 6 °C-os különbség is előfordult. A vízhőmérséklet a két éves monitoring időtartama alatt 4,5 és 20,6 °C között alakult, azonban ezek az értékek feltehetően némileg torzultak, ugyanis a mérések a minta felszínre kerülése után zajlottak, amikor is a mintavevő edényben már módosulhatott a talajvíz hőmérséklete a levegő hőmérsékletének függvényében. 2012 januárjában tíz kútba (9. ábra) DA-S-LRTB 122 típusú vízszintregisztrert telepítettem, melyek közvetlenül a talajvíz hőmérsékletét is mérték. A tíz kút másfél éves (2012.01.11.–2013.07.10.) hőmérséklet idősorait tekintve kisebb a hőmérsékletek szórása, azonban fontos megjegyezni, hogy e tíz kút között nem található a város területén kívül elhelyezkedő kút. A kutakban a talajvíz hőmérséklete 12–19 °C között változott, és a legalacsonyabb értékek (2012-ben és 2013-ban is) márciusban és áprilisban adódtak. A talajvíz hőmérséklete 2012 novemberében volt a legmagasabb, mely valószínűleg a szokásosnál melegebb nyárnak (1900 óta a második legmelegebb nyár volt) és ősznek tulajdonítható. E tíz kút félórás időközű adatai lehetőséget teremtenek a napi hőmérséklet-ingadozási trendek nyomon követésére is. Az adatok alapján egy napon belül csak minimálisan változik Szegeden a talajvíz hőmérséklete, mindössze néhány század °C-kal.

A talajvíz átlagos hőmérsékletének térbeli eloszlását a két éves monitoringra vonatkozóan (2010 októbere és 2012 szeptembere között) a 12. ábra mutatja be. Mivel a talajvízszint monitoring-hálózat nem elég nagy sűrűségű az izovonalak használatához (Menberg et al., 2013), ezért a hőmérséklet átlagértékeit pontszerűen ábrázoltam. A talajvíz hőmérsékletének térbeli változásait tekintve a legmelegebb talajvízű kutak (22., 23., 13., 14. stb.) a belvárosban és a sűrűn beépített lakótelepeken helyezkednek el, míg a legalacsonyabb

hőmérsékletűek (2., 3., 4., 11. stb.) a külterületeken és a külvárosi részeken. Kivételt képez a belvárosi 28. kút, mely szintén az alacsonyabb hőmérsékletű talajvízzel rendelkező kutak közé sorolható. Ez valószínűleg abból adódik, hogy a kút a Széchenyi téri parkban helyezkedik el, melyet folyamatosan öntöznek. Az átlaghőmérsékletek alapján a külterületi és a belvárosi kutak vízhőmérséklete között akár 5–6 °C is lehet, mely egyértelműen igazolja a „felszín alatti hősziget” jelenségét. Több kutatásban (Menberg et al., 2013; Taniguchi et al., 2007; Taylor, Stefan, 2009; Yalcin, Yetemen, 2009; Zhu et al.; 2010) is hasonló hőmérsékleti különbségeket állapítottak meg nagyvárosok (Berlin, Isztambul, Tokió, Szöul, Minneapolis stb.) talajvízére vonatkozóan, mely sorba ilyen módon Szeged is illeszkedik. A léghőmérsékletre vonatkozóan a hősziget intenzitása (a városi és külterületek szabad felszíne felett mért hőmérsékletek különbsége) Szegeden télen a legalacsonyabb, viszont a többi évszakban közel azonos (Unger, 2010). A városi hősziget átlagos intenzitása többnyire 3 °C körül alakul, de bizonyos klimatikus feltételek mellett az 5–6 °C-ot, vagy extrém esetben akár a 10 °C-ot is elérheti (Fejes, 2013). A talajvíz esetében a különböző mérési időpontokban előfordult 10 °C-os különbség is (2011 márciusában) a belvárosi és a külterületi kutak vízhőmérséklete között. Szintén magas volt (7 °C körüli) a „felszín alatti hősziget” intenzitása 2012 márciusában, a legkisebb különbségek (3–4 °C) pedig az október-novemberi időszakokban alakultak ki.

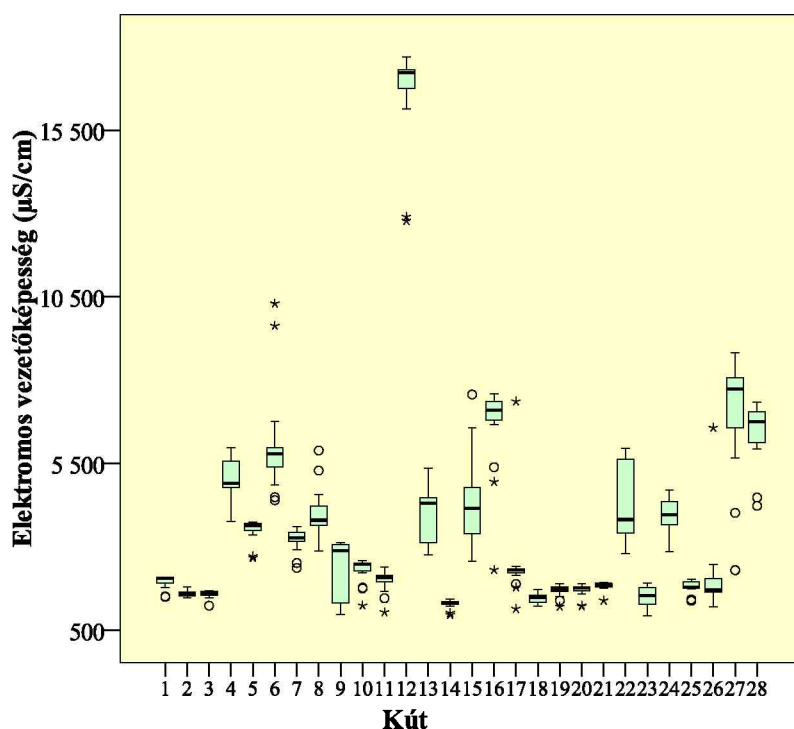
Természetesen a talajvíz hőmérsékletét városokban nemcsak a felszín és a levegő hőmérséklete szabályozza, hanem a felszín alatti létesítmények, a geotermikus fűtéshez kapcsolódó felszín alatti infrastruktúra, a szennyvízcsatorna-rendszer stb. is befolyásolhatja. Ennek megfelelően lokális „forró pontok” alakulhatnak ki, melyek módosíthatják a „felszín alatti hősziget” térbeli tulajdonságait.



12. ábra. A talajvíz átlaghőmérséklete (°C) 2010 októbere és 2012 szeptembere között

Az elektromos vezetőképesség (EC) a vízminőségi vizsgálatoknál általánosan használt paraméter, mellyel a talajvíz összion-tartalmára tudunk következtetni. Mivel a vezetőképesség egyenesen arányos az összes oldott só tartalommal, és méréskor a só tartalmat a vezetőképesség értékéből származtatjuk, ezért a későbbi (pl. statisztikai) vizsgálatokba csak az elektromos vezetőképesség értékeket vontam be.

Az egyes kutak vezetőképesség értékeire vonatkozó box-plot diagramot a 13. ábra mutatja be. A vezetőképesség értékek a két éves monitoring alatt igen változatos képet mutattak, mind időben, mind térben. A minimum EC érték 935 $\mu\text{S}/\text{cm}$, a maximum pedig 17490 $\mu\text{S}/\text{cm}$ volt. A legalacsonyabb EC-vel (átlagosan 1340 $\mu\text{S}/\text{cm}$) rendelkező minták a 14. számú, belvárosban elhelyezkedő kútból származtak, míg a legmagasabb értékeket a 12. kút esetében mértem. A 12. kútnál kiugróan magas, átlagosan 16000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ körül alakult a vezetőképesség, amely már komoly szennyezettségre utal. A többi kút közül a vizsgált időszakban tizenkét kút esetében az átlagos vezetőképesség nem érte el a 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ -t, 2000–4000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ közötti volt hat kútnál, míg 4000–7000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ közötti kilenc kút esetében. Az időbeli változásokat tekintve nem figyelhető meg egy általánosan, minden mintavételi helyre jellemző trend. A kutak jelentős részénél azonban az utolsó három mintavételi időpontban (2012. május, július és szeptember) erős csökkenő tendenciát mutattak az EC értékek, amelyet minden bizonnyal az ebben az időszakban folyamatosan emelkedő vízszintek hígító hatása okozta.



13. ábra. A talajvízminták elektromos vezetőképessége kutanként (2010 októbere és 2012 szeptembere között)

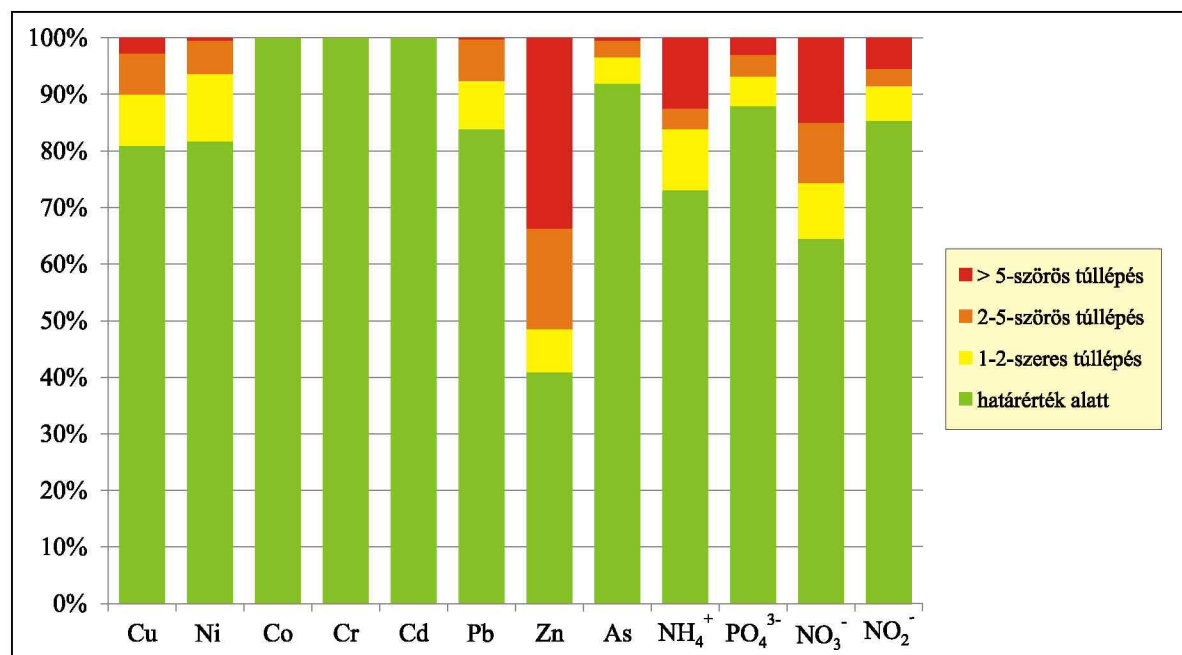
A talajvíz összes oldott só tartalma 458–8668 mg/l között alakult a monitoring időtartama alatt. Kuti et al. (2006) csoportosítása alapján Szeged talajvize az 1000–5000 mg/l-es só tartalmú kategóriába tartozik, melynek nagy vonalakban megfelelnek az eredmények. Filep és Füleky (1999) szerint általában akkor nem következik be a talajokon káros só felhalmozódás, ha az öntözővíz só tartalma nem haladja meg az 500 mg/l értéket. Szeged esetében tehát szinte sehol nem javasolt a talajvíz öntözővízként való felhasználása, mert az negatív hatással lehet a talaj minőségére.

5.1.2. A talajvíz minősége a szervesen szennyezők koncentrációi alapján

A talajvíz minőségének meghatározása általában valamilyen konkrét numerikus értékhez történő viszonyításon alapul, melyre a legelterjedtebb módszer a szennyezettségi határértékrendszer alkalmazása. Kutatásom során a kontamináció szempontjából történő elemzést is ilyen rendszerre alapoztam, melyet hazánkban a 6/2009. (IV. 14) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet tartalmaz. Amennyiben a vízmintában valamely mért komponens koncentrációja meghaladja a vonatkozó „B” szennyezettségi határértéket, már szennyezettnek tekintjük. Mivel az említett rendelet a nitrátra vonatkozóan nem állapít meg határértéket, ezért a 201/2001 (X. 25) Korm. rendeletben megadott ivóvíz minőségi határértéket (500 µg/l) használtam. A talajvízmintákban mért vízminőségi paraméterek (Cu, Co, Cr, Cd, Pb, Ni, Zn, As, NO₃⁻, NO₂⁻, NH₄⁺ és PO₄³⁻) alapstatisztikáját a vizsgált időszakra vonatkozóan az 5. melléklet, a csapadékvíz-mintákban mért fémkoncentrációkat a 6. melléklet tartalmazza.

A mért szervesen komponensek közül a kadmium, a króm és a kobalt koncentrációi a mérési időszakban végig a vonatkozó szennyezettségi határértékek alatt maradtak (14. ábra). A kobalt és a kadmium koncentrációi a minták túlnyomó részében a kimutathatósági határ alatt helyezkedtek el, ezért a további elemzésekbe nem vontam bele e két elemet. Az összes mintát tekintve a legtöbb esetben a cinknél tapasztaltam határérték túllépéseket (279-szer, a minták 59,1%-ában), majd ezt követte a nitrát (168 db / 35,5%), az ammónium (127 db / 26,9%), a réz (90 db / 19,1%) és a nikkel (86 db / 18,2%). Kiemelném, hogy három komponensnél (Zn, NH₄⁺, NO₃⁻) még az átlagos (minden kútra összesített, két éves) koncentrációk is meghaladják a vonatkozó „B” szennyezettségi határértékeket. Kiugróan magas értékek mértem a cink esetében, melynél a határérték akár 50-szeresét is eléri a koncentrációk, az ammóniánál 20-szoros, míg a nitrátnál 10-szeres határérték túllépéseket is találtam.

Egy alkalommal, 2011 júliusában megmértem a vas (Fe) koncentrációját a talajvízmintákban. A 28 mintából mindössze ötben nem érte el a 20 µg/l-es „B” határértéket a vas koncentrációja, tehát a szegedi talajvíz a köznyelvben használt „vasas” jelzővel is illethető (legalábbis erre az időpillanatra vonatkozóan). A vas koncentrációi 10 és 1216 µg/l között alakultak, tehát igen jelentős térbeli különbség fedezhető fel. A legmagasabb értéket a 23. kút esetében mértem, majd ezt követően a 26. (661,2 µg/l) és a 15. kútban (599,1 µg/l).



14. ábra. A komponensekre vonatkozó szennyezettségi határérték átlépések mértéke az összes mintaszám %-os megoszlásában (6/2009. (IV. 14) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet alapján, a nitrát esetében a 201/2001 Korm. rendelet alapján)

A 2008 májusában történt mintavételre vonatkozó talajvíz minőségi eredményeket (Fejes, 2010) (9. táblázat) összevetve a két éves monitoring eredményeivel megállapítható, hogy a cink, az ammónium és az ortofoszfát tekintetében hasonló mértékben volt szennyezett a talajvíz. A réz és a nitrát esetében 2008-ban még nem mértem szennyezést jelző koncentrációkat, míg a kadmium és az ólom vonatkozásában az összes minta meghaladta a határértéket. A két éves eredményekkel összehasonlítva a kadmium és az ólom tekintetében a szennyezettség csökkent a városban. Mivel az ólom az egyik legerősebben kötött fém a talajban (Dragun, 1998) és a kadmium is erősen adszorbeálódik (Dobson 1992), lehetséges, hogy az eltelt években a talajban való megkötődésük miatt csökkent a koncentrációjuk. Az ólom ezen kívül valószínűleg ún. történelmi szennyezés lehet és a ma már nem használt ólmozott üzemanyagokból származhat, ezért is csökkenhetett idővel a szennyezés mértéke. Fontos kiemelni azonban, hogy a mérések a 2008-as időpontban, valamint a két éves monitoring időtartalma alatt nem csak ugyanazokra a kutakra vonatkozóan történtek, tehát ezek az eltérések a térbeli különbségek következtében is létrejöhetnek, valamint a talajvízjárási viszonyok befolyásolhatták a pillanatnyi kémiai állapotot. Ezen kívül 2008-ban a koncentráció-mérések atomabszorpciós spektrométerrel történtek, melynek nagyobb a mérési bizonytalansága vizekre vonatkozóan, mint a két éves monitoring során használt ICP technikának. Az eredmények rávilágítanak arra is, hogy az egy alkalommal történő mintázás nem alkalmas a talajvíz minőségi állapotának feltárására és változásainak nyomon követésére, ezért rendszeres monitoringra van szükség.

9. táblázat. A talajvíz kémiai állapota Szegeden 2008 májusában (Fejes, 2010)

Komponens	Minták száma (db)	Határérték feletti minták aránya (%)	Minimum (µg/l)	Maximum (µg/l)
Cu	20	0	<	170,2
Cd	20	100	6,4	13,6
Pb	20	100	11,7	138,3
Zn	20	70	36,6	2252
NO₃⁻	20	0	<	14989
NH₄⁺	20	30	<	12549
PO₄³⁻	20	5	<	1505

<: kimutatási határ alatt

A komponensek koncentrációinak időbeli változatossága – a két éves monitoringra vonatkozóan – a relatív szórás (a szórás és az átlag hányadosa) értékekkel jól jellemezhető. Mivel a különböző mintavételi helyekhez tartozó koncentrációk jelentősen (akár nagyságrendekkel) eltérnek egymástól, ezért inkább a kutakra egyesével kiszámolt – és így több információt hordozó – relatív szórásokat használtam. Az arzént leszámítva minden komponenshez 50% feletti relatív szórás tartozik, tehát viszonylag nagy időbeli változatosság jellemzi a koncentrációkat. A nitritnél, a nitrátnál és a foszfátnál a legnagyobb az időbeli heterogenitás, ugyanis relatív szórásuk 105% és 109% közötti. Ez is jelzi a folyamatos és sűrű időközű monitoring fontosságát, hiszen az eredmények időben jelentősen változhatnak, és ez fokozottan jellemző a nitrogénformákra. A vizsgált vízminőségi paraméterekre vonatkozó leíró statisztikát a vizsgált időszakra vonatkozóan a 10. táblázat tartalmazza.

10. táblázat. A vizsgált vízminőségi paraméterek leíró statisztikája a vizsgált időszakra (2010. október–2012. szeptember)

Vízminőségi paraméter	N	Minimum	Maximum	Átlag	Szórás	Relatív szórás (%)	Rel. szórás átlaga (%) kutanként
Cu (µg/l)	472	<	2658,00	147,61	295,20	199,99	73,86
Ni (µg/l)	472	<	719,69	15,16	41,52	273,86	84,36
Cr (µg/l)	472	<	18,62	2,32	2,82	121,45	62,57
Pb (µg/l)	472	<	55,10	5,60	7,93	141,58	54,20
Zn (µg/l)	472	2,73	17465,00	1175,08	2001,31	170,31	81,09
As (µg/l)	472	<	52,09	3,11	6,63	213,09	46,83
NH₄⁺ (µg/l)	473	<	13181,14	1231,72	2773,13	225,14	73,61
PO₄³⁻ (µg/l)	473	<	16891,97	373,46	1210,38	324,09	104,54
NO₃⁻ (µg/l)	473	<	1201960,94	98215,10	163013,04	165,98	109,36
NO₂⁻ (µg/l)	473	<	12160,13	480,47	1586,50	330,20	109,46
pH	428	6,50	8,60	7,45	0,42	5,58	3,40
hőmérséklet (°C)	447	4,50	20,60	14,57	3,05	20,90	19,83
EC (µS/cm)	392	372,00	17690,00	3673,60	3158,09	85,97	20,84

<: kimutatási határ alatt

Az egyes komponensek átlagos koncentrációit tekintve a legmagasabb értékek döntően 2010 végén és 2011 elején adódtak, tehát ekkor volt a leginkább szennyezett a talajvíz. Kivétel ez alól a cink, melynek koncentrációi 2012 tavaszán voltak a legmagasabbak, illetve az ammónium, melynél 2011 őszén érték el tetőpontjukat a koncentrációk. Az ortofoszfát esetében erőteljes szennyezést mutatnak az adatok 2011 júniusában, amikor az átlagos koncentráció a többi mintavételi időponthoz képest mintegy négyszeresére emelkedett. A kutakat egyesével vizsgálva azonban kitűnik, hogy csak a Tisza közvetlen közelében lévő kutakból (23., 24., 28.) származó talajvízmintákban történt szignifikáns változás, melyekben az ortofoszfát koncentrációk az előző mintavételi időponthoz képest több mint százszorosukra emelkedtek. Feltételezésem szerint ez egy, a Tiszán levonuló szennyezési hullám hatására fordulhatott elő, melynek levonulását követően a Tiszával kapcsolatban álló talajvízben újra normalizálódott a foszfáttartalom. A komponensek havi átlagértékeit összevetve a nikkal és a króm időbeli változása erős hasonlóságot mutat (7. melléklet), azonos tendenciát követ koncentrációjuk növekedése, illetve csökkenése. Ugyanez a megállapítás igaz a réz és a cink esetében, bár ezeknél már kevésbé erőteljes a hasonlóság. Az ammónium és a nitrit koncentrációk vonaldiagramjait összevetve ellentétes időbeli változás figyelhető meg, mely az ammónium-nitrit átalakulásra utal. Ennek következtében, amikor nő az ammónium koncentrációja, akkor csökken a nitrité, és fordítva. Az általam mért komponensek közötti esetleges további kapcsolatok feltárására statisztikai módszereket alkalmaztam, melyek eredményeit későbbi fejezetekben (5.1.4. és 5.1.5.) mutatom be.

Összességében kijelenthető, hogy Szeged talajvizét nagymértékű kémiai szennyezettségi állapot jellemzi, hiszen a mért tizenkét szervesetlen szennyező közül kilencel folyamatosan szennyezett volt a minták jelentős része a monitoring ideje alatt.

5.1.3. A szennyezések térbeli eloszlása a mintaterületen és a potenciális szennyezőforrások

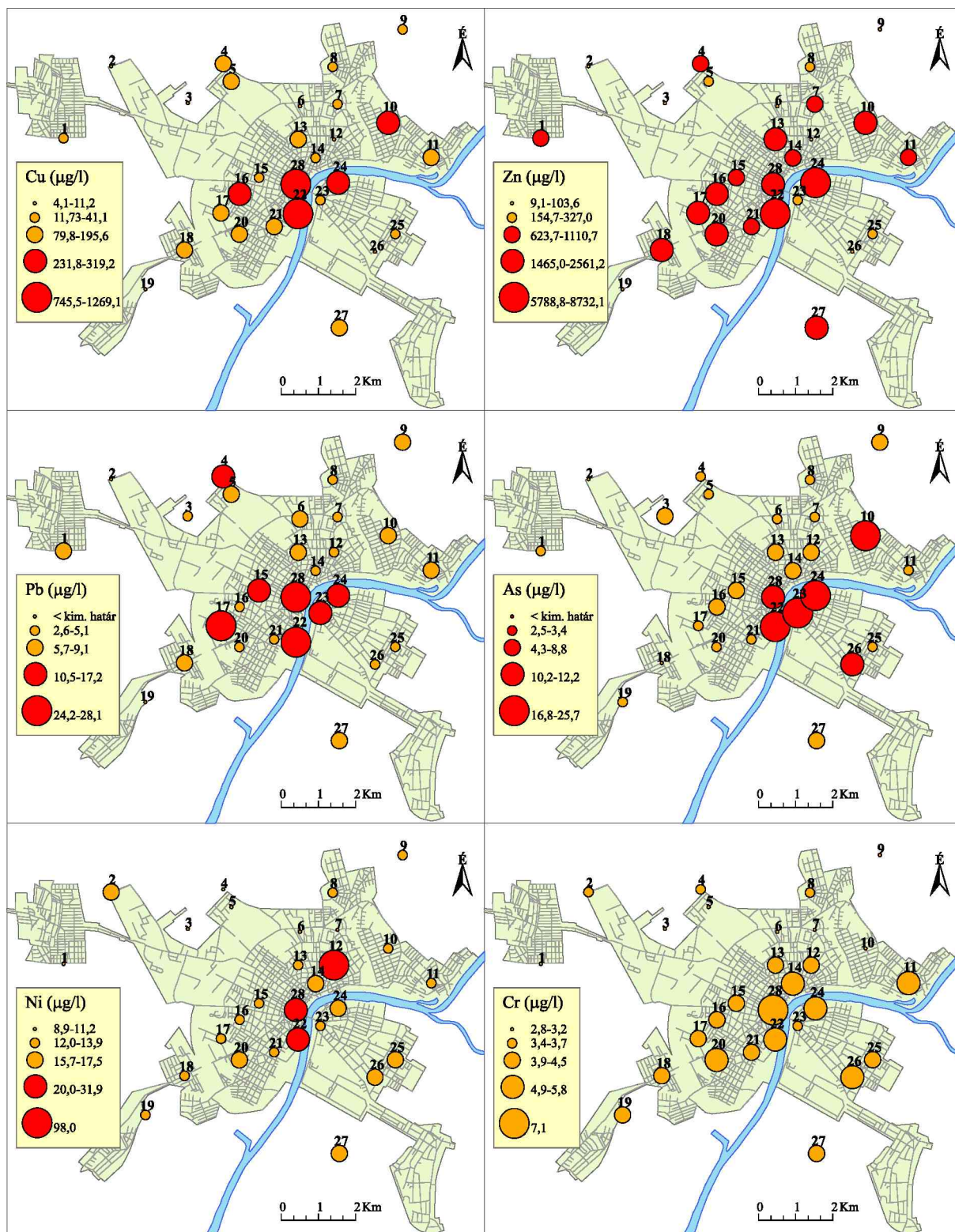
A vizsgált szerves szennyezők koncentrációinak térbeli eloszlásának ábrázolásához az egyes kutakra vonatkozó átlagértékeket használtam fel (kihagyva a kimutatási határ alatti kobaltot és kadmiumot), melyeket bemutató térképeket a 15. ábra és a 16. ábra tartalmaz. A térképeken a kutakhoz tartozó értékeket koncentrációarányos körökkel ábrázoltam, ahol a határérték feletti átlagértékeket piros színnel emeltem ki.

A réz a város talajvizében számos területen nagy mennyiségben van jelen. Öt mintavételi hely talajvize határértéket ($200\text{ }\mu\text{g/l}$) túllépő koncentrációkkal jellemezhető, több mintavételi időpontban a megengedethez képest ötszörös, illetve akár tízszeres rézmennyiséggel (22., 28.). A 22. kútból származó mintákban hét mintavételi időpontban, a 28.-nál pedig öt mintavételi időpontban át $1000\text{ }\mu\text{g/l}$ felett volt a mennyisége. A rézzel leginkább terhelt talajvízű kutak a belvárosban és a sűrűn lakott településrészekben helyezkednek el, azonban található szennyezés a falusias, kertés területeken is. A réz a városban a régi, réztartalmú vízvezetékekből, valamint a réztartalmú ereszcsonnak oldódásából származhat, ezen kívül közlekedési (gumiabroncsok, fékbetétek és a motor mozgó alkatrészeinek kopása) eredetű is lehet a szennyezés. A kertekben és városi parkokban a növényvédőszer alkalmazása is megemelheti a talaj és a talajvíz réz koncentrációját.

A nehézfémek közül leginkább cinkkel terhelt a talajvíz, ugyanis – a 28 mintavételi helyen – 18 helyszín éves átlagértéke a $200\text{ }\mu\text{g/l}$ -es határértéket meghaladó koncentrációkat mutatott, és néhány Tiszához közeli pontban (22., 24.) kiugróan magas értékeket mértem. A 22. kútnál négy mintavételi időpontban a cink koncentrációi a $10\,000\text{ }\mu\text{g/l}$ -t is meghaladták, mely a megengedett mennyiség ötvenszerese. Mivel a cinkszennyezés az egész város területét érinti, ezért minden bizonnyal valamilyen kiterjedt szennyezőforrás áll a háttérben. A cink mennyiségét a város talajvizében a tetőcsatornákon lefolyó csapadék növelheti, és a cinket tartalmazó ereszek oldódásából származhat. Ezen kívül néhány kút (pl. a 22. és a 24.) esetében a folyó-talajvíz interakcióval is számolni kell, hiszen a szennyezés származhat a folyó vizéből, vagy akár a magas cinktartalmú üledékéből (Hum, Matschullat, 2005).

Az ólom esetében szintén kritikus a helyzet, hiszen hat kútnál az ólom-koncentráció éves átlagértéke is átlépte a $10\text{ }\mu\text{g/l}$ -es határt. A Tisza jobb partján található kútnál (22.) ólomból a teljes vizsgált időszakban határérték feletti értékeket mértem, valamint 2011 márciusában kiugróan magas, $55,1\text{ }\mu\text{g/l}$ -es koncentrációt. Ólommal szennyezett talajvízminták nemcsak a belvárosi kutakból (15., 23., 24., 28.), hanem az alacsonyabb beépítettségű, külvárosias jellegű területeken elhelyezkedő kutakból (4., 17.) is származtak. Az ólom közlekedési eredetű fémnek számít, amely legnagyobb mennyiségben az ólmozott üzemanyagok használatával jutott a környezetbe. Ezen kívül az ólom forrása lehet még a régi, ólmozott vízvezetékekből történő kioldódás is. Mivel Szegeden gyakorlatilag nincs ipari tevékenység, mely növelhetné az ólom mennyiségét, emiatt valószínűleg az említett történelmi szennyezésekről lehet szó, mely hosszú idő óta fennáll a talajvízben.

Arzénnel hat kút vize szennyezett az átlagértékek alapján, főként a Tisza közelében elhelyezkedő kutakból származó mintáknál jelentős a határérték-túllépés. A 23. kút esetében a talajvíz arzéntartalma az összes mintavételi időpontban meghaladta a $10\text{ }\mu\text{g/l}$ -es határértéket, és négy mintavételi időpontban a háromszorosát is elérte. Hasonlóan szennyezett a 24. kút vize, mely esetében az arzén-koncentrációk többször érték a $40\text{ }\mu\text{g/l}$ -t is. Az arzén a Dél-Alföldön többnyire természetes eredetű (Csalagovits, 1999; Csanády et al., 1985; Németh et al., 1997; Rowland et al., 2011; Várallyai et al., 2003), azonban magas koncentrációi az emberi tevékenység hatását is tükrözhetik. Jordan et al. (2009) kutatásukban a Szegeden és környékén jellemző magas arzéntartalmat határon átnyúló szennyezésként írják le. Városokban az arzén elsősorban a lakosság által a szennyvízbe juttatott mosószer és tartósítószer, illetve peszticidek közvetítésével kerülhet a felszín alatti vizekbe.



15. ábra. A nehézfémek és az arzén koncentrációinak térbeli eloszlása (a vizsgált időszakra vonatkozó átlagértékek szerint)

A talajvizben az átlagos nikkel-koncentrációk három mintavételi helyen (12., 22., 28.) haladták meg a $20 \mu\text{g/l}$ -es határértéket, a 12. kút esetében ötszörös a határérték túllépés. A 12. kút vizében 2012 márciusától ugrott meg a nikkel-tartalom, két mintavételi időpontban az $500 \mu\text{g/l}$ -t is elérte. A többi szennyezőt tekintve csak a króm esetében volt szignifikáns koncentráció emelkedés e kút talajvizében, tehát nagy valószínűséggel egy új, pontszerű

szennyezőforrás került a területre, melynek feltárásához további vizsgálatok lennének szükségesek. A nikkel egyébként a közlekedés által erősen meghatározott területeken volt magasabb, mely arra utal, hogy a szennyezések közlekedés eredetűek. A magas nikkel-tartalom a város legnagyobb parkjában elhelyezkedő kútnál lehet a városi műtrágyázás eredménye is, továbbá a szennyvíz- és közüzemi csatornák szivárgásából származhat.

A krómot tekintve egyetlen mintában sem érte el a koncentráció az 50 µg/l-es határértéket, sőt, 20 µg/l fölé sem emelkedett. Azonban a nikkelnél említett 12. kút esetében az utolsó mintavételi időpontra jelentősen megnövekedett a krómtartalom, az azt megelőző mintavételhez képest mintegy tízszeresére (18,6 µg/l) nőtt a koncentráció. Ez az együttes emelkedés a két komponensnél arra enged következtetni, hogy mennyiségük hasonló tendenciát követve változik a talajvízben. A króm természetes háttér-koncentrációját (1 µg/l) minden minta átlagos koncentrációja meghaladta. Szennyezésről tehát nem beszélhetünk, azonban nem elhanyagolható a króm mennyisége (1,5–4,5 µg/l) a talajvízben.

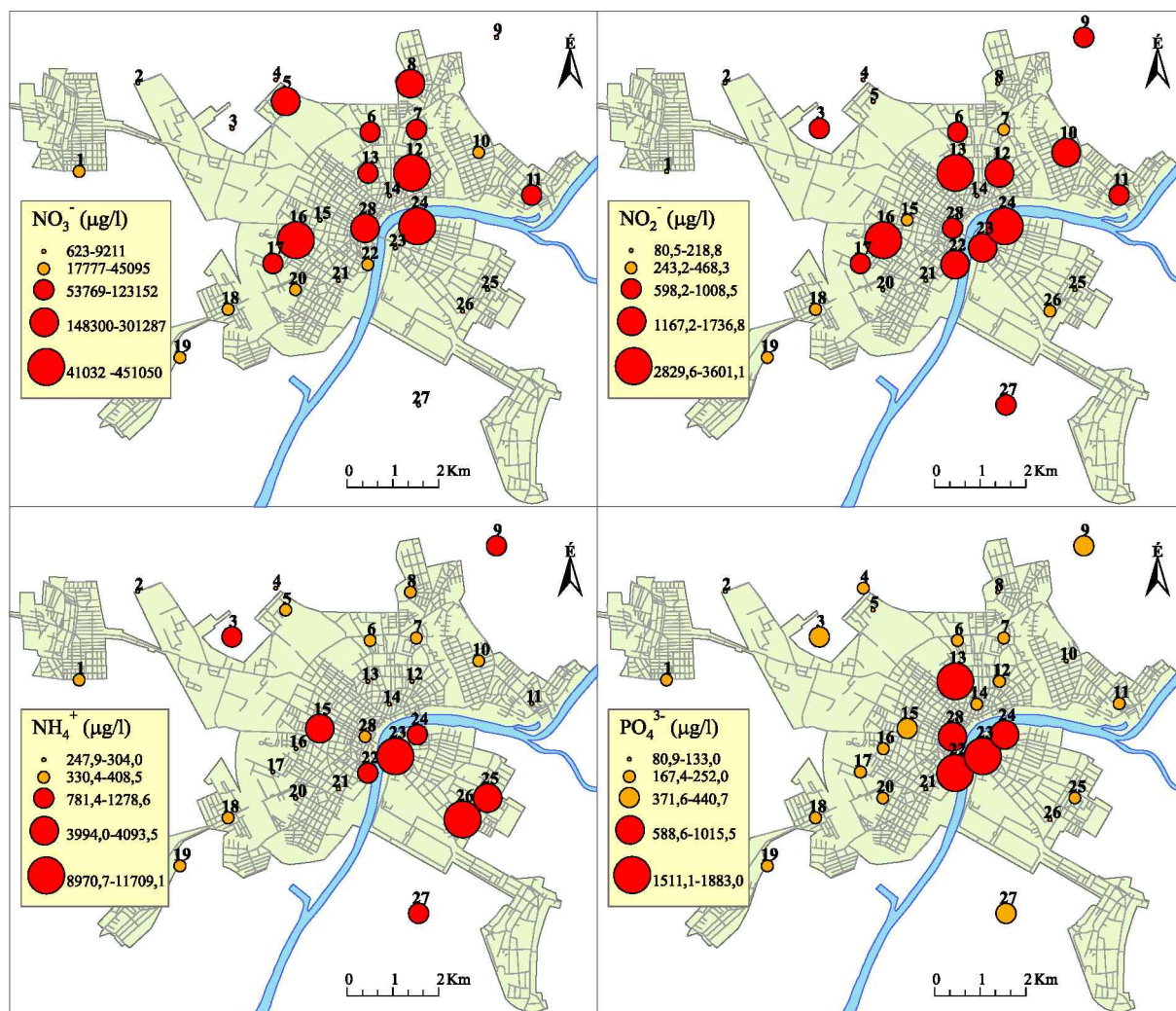
A vizsgált szervesetlen vegyületek közül nitráttal és nitrittel terhelt leginkább a talajvíz (16. ábra). Előbbi esetében 11, utóbbinál 14 kútnál haladták meg az átlagos koncentrációk a vonatkozó határértéket. Meg kell említeni azonban, hogy a nitritre a 6/2009. (IV. 14) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet nem állapított meg talajvízre szennyezettségi határértéket, ezért az ivóvíz-minőségi határértéket (500 µg/l) alkalmaztam (201/2001 (X. 25) Korm. rendelet alapján). A nitrátra vonatkozó 50 mg/l-es határértéket három kút (12., 16., 24.) vize több mint nyolcszorosan meghaladta az átlagértékek szerint, továbbá a mintavételi időpontok több mint felében elérték a határérték tízszeresét is. Nitrát- és nitrit-szennyezés elszórtan a város minden területén található. Nitritnél a legmagasabb értékeket (átlagosan 3000 µg/l felett) a 13. és a 24. kútból származó mintákban mértem, azonban időben igen rapszodikusán ingadozott a koncentráció, mely a többi mintavételi pontnál is jellemző. A N-formák leggyakoribb forrása a szennyvízcsatornák és ivóvízvezetékek szivárgása (pl. a detergenszek közvetítésével), mely magyarázza a városban elszórtan jelenlévő szennyezéseket. A kertek és parkok esetében a N-műtrágyákból is a talajvízbe juthatnak.

Az ammónium (annak ellenére, hogy szervesetlen formában van jelen a talajvízben) a szerves szennyezések egyik legfontosabb mutatója (Barótfi, 2000; Lee et al., 2006), melynek következtében a szerves szennyezésekről is kaphatunk némi információt. Ennek megfelelően az ammónium-szennyezések térbeli megoszlása meglehetősen eltér a többi szervesetlen szennyezőtől. Két belvárosi kút (15. és 22.) és az összes újszegedi kút talajvize szennyezett, az 500 µg/l-es határérték húszszorosát mértem az újszegedi 23. és 26. kútban a vizsgált időszak túlnyomó részében. Mivel az ammónium a szerves nitrogén bomlásából származik, ezért főbb forrásai a N-formákhoz hasonlóak. A város külterületein található, ammóniummal szennyezett talajvízű kutak (3., 9., 27.) környezetében a szennyvízcsatornázás még nem valósult meg (7. ábra), ezért a kezeletlen szennyvíz (emésztőgödörök) okozhatták a magas koncentrációkat.

Ortofoszfáttal kevésbé kontaminálódott a talajvíz, mint a nitrogénformákkal, de átlagos mennyisége öt mintában így is határérték (500 µg/l) feletti. Az ortofoszfáttal leginkább terhelt vizű kút a 13. sorszámú, amelyben rendszeresen 3000 µg/l feletti koncentrációkat kaptam. Az ortofoszfát azáltal kerülhet a talajvízbe, hogy a lakosság a detergenszek és vízlágyítók közvetítésével a szennyvízbe juttatja. A szennyvízcsatornák szivárgása főként a régebbi építésű, téglafalazatú csatornáknál probléma, melyek a belvárosban lelhetők fel, ahol egyben a legnagyobb mértékű az ortofoszfát-szennyezés. A P-műtrágyák szintén növelhetik az ortofoszfát mennyiségét, főként a városi kiskertekben és parkokban (pl. 28. kút).

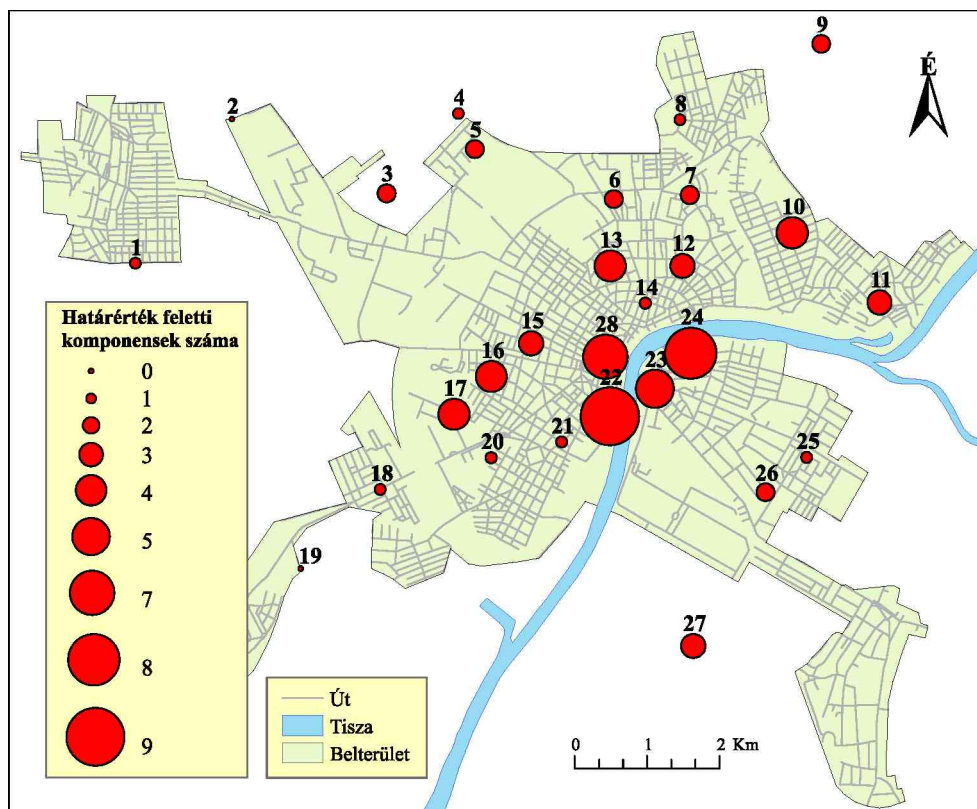
A talajvíz szervesetlen szennyezései részben az illegális hulladéklerakókból is származhatnak, melyekbe évente több mint 50 000 m³ hulladékot raknak le (Szegedi Környezetgazdálkodási Nonprofit Kft., 2014). A megfelelő szigetelés és hulladékkezelés hiánya miatt a kioldódó szennyezőanyagok a talajba és a talajvízbe szivároghatnak. Másik „általános” szennyezőforrás Szegeden a feltöltés anyaga, melyben az építési törmelék és más ismeretlen összetételű anyagok keveredésével gyakorlatilag bármilyen szervesetlen szennyezés a

környezetbe juthat. Ezen kívül a felszínről beszivárgó, szennyezőanyagokkal már eleve terhelt csapadékvíz is növelheti a szennyezést, melyet alátámaszt az is, hogy a 2012 májusában vételezett csapadékvíz-mintákban jelentős fémkoncentrációkat mértem (6. melléklet).



16. ábra. A szervetlen vegyületek koncentrációinak térbeli eloszlása (a vizsgált időszakra vonatkozó átlagértékek szerint)

A különböző komponensek koncentrációinak térbeli megoszlását összegezve megállapítható, hogy a legszennyezettebb talajvízű kutak a belvárosban és a Tisza közvetlen közelében helyezkednek el. Ha a kutak szennyezettségét a határérték feletti komponensek számával jellemezzük (17. ábra), akkor kiderül, hogy a leginkább szennyezett talajvízű kút a 22., melynek talajvíze a mért tizenkét komponens közül kilencel kontaminálódott. Ezt követi nyolc komponenssel a 24. kút, majd héttel a 28. kút. A további sorrend a szennyezettség mértéke alapján a következő: 23. (5 komponens) > 10., 13., 16., 17. (4) > 11., 12., 15., 27. (3) > 3., 5., 6., 7., 9., 26. (2) > 1., 4., 8., 14., 18., 20., 21., 25. (1). Mindössze két kút (2. és 19.) talajvizében nem haladta meg egy komponens koncentrációja sem a vonatkozó határértéket (az átlagértékek alapján). Általánosságban tehát kijelenthető, hogy a legkevesbé szennyezett kutak az alacsony lakosságszámú városrészekben, illetve külterületen helyezkednek el, és a városközpont felé haladva nő a szennyezettség. Ez a megállapítás összecseng a 2008-as mérés eredményeivel is (Fejes, 2010; Fejes et al., 2012), amelyben a legszennyezettebb talajvízű kutak szintén a belvárosiak voltak.



17. ábra. A kutak szennyezettségének mértéke a határérték feletti komponensek száma alapján

5.1.4. A talajvíz-minőségi jellemzők közötti korrelációs kapcsolatok

Korrelációs számításokat használtam a változók közötti monoton kapcsolat jellemzésére, illetve erősségének és intenzitásának meghatározására. Mivel a változók többsége nem normál eloszlású volt, ezért nem-paraméteres, Spearman-féle rangkorrelációt alkalmaztam, mely robusztus adatokra is jól használható és eloszlástól független. A korrelációs vizsgálattal célom volt megállapítani, hogy van-e összefüggés az egyes vízminőségi paraméterek változása között. A korrelációanalízis eredményeként megkaptam, hogy mely változók között található szignifikáns pozitív, illetve negatív korrelációs kapcsolat. A vizsgált szervesetlen szennyezőkre vonatkozó korrelációs koefficienseket a 11. táblázat tartalmazza.

A komponensek közül szignifikáns ($p < 0,01$), erős pozitív korrelációs kapcsolatot találtam a réz és a cink ($r = 0,843$), a réz és az ólom ($r = 0,687$), valamint a nikkel és a króm ($r = 0,806$) között. Az erős korrelációs kapcsolat a réz, a cink és az ólom között geokémiai viselkedésükkel magyarázható, ugyanis mindhárom komponens a kalkofil elemek csoportjába tartozik, melyek gyakran fordulnak elő szulfid fázisokban (Goldschmidt, 1937; Grasselly, 1995). A nikkel és a króm közötti erős kapcsolat szintén a hasonló geokémiai tulajdonságokkal írható le, ugyanis mindkét elem a nagyon kompatibilis, átmeneti (tranzíciós) fémek közé tartozik, melyek egyaránt sziderofil és kalkofil tulajdonságúak (White, 2013). A nikkelt és a krómot Zavarickij geokémiai rendszerében szintén egy csoportba, a titán-vas-csoportba sorolja (Grasselly, 1995). Az erős korrelációs koefficiensek alapján a mintaterület talajvizében a fent felsorolt nehézfémek hasonló vízkémiai tulajdonságokkal jellemezhetők, időben együtt változik a mennyiségük.

Közepes pozitív korrelációs kapcsolatot tártam fel az ortofoszfát és az arzén között ($r = 0,316$), valamint negatívát a nitrát és az ammónium között ($r = -0,368$). Ez utóbbi két elem a nitrogénformák közé tartozik, és a negatív kapcsolat az ammónium-nitrit-nitrát

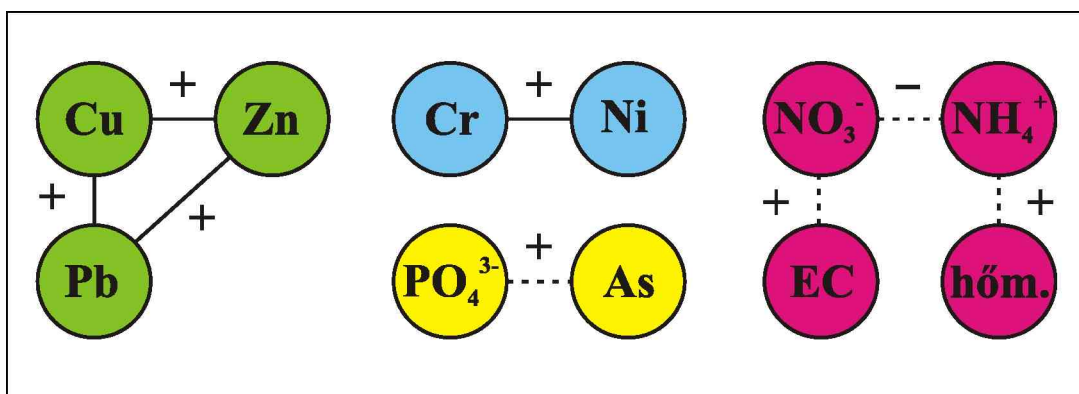
átalakulást tükrözi. A komponensek és egyéb vízkémiai paraméterek (hőmérséklet, pH, elektromos vezetőképesség) között a nitrát és a vezetőképesség esetében van pozitív, közepesen erős korrelációs kapcsolat ($r = 0,450$). Ez a kapcsolat logikus, hiszen a vezetőképességet az oldatban jelenlévő összes ion határozza meg, és a mért ionok közül a nitrát fordul elő legnagyobb mennyiségben a talajvízben. Ezt a tényt bizonyítja az is, hogy a legmagasabb (átlagosan több mint 450 mg/l) nitrát-koncentrációval jellemezhető 12. kútnál a vezetőképesség is kiugróan magas (átlagosan 15,5 mS/cm). A pH nem korrelál erősen egyetlen komponenssel sem, a hőmérséklet pedig csak az ammóniummal mutat közepes pozitív korrelációs kapcsolatot ($r = 0,320$), amely nem meglepő, hiszen az ammónium átalakulás hőmérsékletfüggő folyamat. Azokat a változókat, melyek között közepes ($r = 0,3-0,5$ vagy $r = -0,3-0,5$) vagy erős ($r > 0,5$ vagy $r < -0,5$) korrelációs kapcsolat fedezhető fel, korrelációs profilon ábrázoltam (18. ábra). A profilon az egymással összefüggő paramétereket összeköttem (erős korreláció esetén folyamatos, közepes korrelációnál szaggatott vonallal) és a kapcsolat irányának megfelelően pozitív vagy negatív előjellel láttam el.

11. táblázat. Spearman-féle korrelációs együtthatók a talajvízben vizsgált szervesetlen szennyezők között ($N = 507$) (a 0,5 feletti korrelációs együtthatók félkövér betűtípussal kiemelve)

	Cu	Ni	Cr	Pb	Zn	As	NH₄⁺	PO₄³⁻	NO₃⁻	NO₂⁻
Cu	1,000									
Ni	0,116*	1,000								
Cr	-0,048	0,806**	1,000							
Pb	0,687**	0,149**	0,001	1,000						
Zn	0,843**	0,167**	-0,026	0,623**	1,000					
As	0,049	-0,108*	-0,086	0,110*	-0,021	1,000				
NH₄⁺	-0,223**	-0,068	0,025	-0,171**	-0,203**	0,181**	1,000			
PO₄³⁻	0,150**	-0,048	-0,010	0,117*	0,102*	0,316**	0,114*	1,000		
NO₃⁻	0,211**	0,078	-0,018	0,120*	0,194**	-0,165**	-0,368**	-0,224**	1,000	
NO₂⁻	0,158**	0,065	0,037	0,154**	0,183**	-0,213**	-0,016	-0,030	0,225**	1,000

** szignifikáns a 0,01 szignifikancia szinten

* szignifikáns a 0,05 szignifikancia szinten



18. ábra. A közepes vagy erős korrelációs kapcsolattal jellemezhető változók korrelációs profilja (EC: elektromos vezetőképesség, hőm.: hőmérséklet)

5.1.5. A vízminőséget meghatározó geokémiai háttérfolyamatok

A háttérben zajló geokémiai folyamatok feltárásához főkomponens analízist használtam. A talajvíz vízminőségi jellemzőinek eloszlását és változásait általában több, komplex háttérfolyamat alakítja ki. A főkomponensek tagjainak geokémiai és egyéb tulajdonságai alapján következtethetünk ezekre a háttérfolyamatokra.

A főkomponensek (PC-k) elkülönítését megelőzően megvizsgáltam, hogy az analízishez szükséges feltételek – normalitás és korreláció megléte – teljesülnek-e. Mivel a főkomponens analízis érzékeny a változók eloszlására, ezért a transzformált (lognormál) értékeket használtam. A korreláció megléte az előző korrelációs számítások (a korrelációs együtthatók 60%-ánál van szignifikáns kapcsolat) alapján teljesül. Ennek bizonyítására lefuttattam az ún. KMO és Bartlett-tesztet. A Bartlett-teszt alapján megfelelő a szignifikancia szint ($p < 0,05$), valamint a KMO érték ($KMO > 0,5$) alapján a változók alkalmasnak bizonyultak a főkomponens elemzésre (Sajtos, Mitev, 2007). A főkomponensek számát a Kaiser-kritérium, vagyis az ún. sajátérték (egy faktor által az összes változó varianciájából magyarázott variancia) alapján határoztam meg, és a mátrix leegyszerűsítése céljából varimax rotációt alkalmaztam. Lépésenkénti elem-hozzáadással végül 13 változót vontam be az elemzésbe, amelyből csak a kimutatási határ alatti koncentrációkkal jellemezhető elemeket (kobalt és kadmium) hagytam ki. A főkomponens analízis eredményeként öt stabil, független főkomponens jött létre (sajátérték > 1). A főkomponensek a teljes variancia 72,4%-át magyarázzák, tehát az információk jelentős részét megtartják. Minden főkomponens megfeleltethető egy, a talajvíz minőségét alakító geokémiai folyamatnak, mely az adott paraméterekben megjelenő változást hozza létre. Az öt főkomponens (PC1–PC5) rotált főkomponens-mátrixát a 12. táblázat tartalmazza.

12. táblázat. A vizsgált vízminőségi jellemzők rotált főkomponens-mátrixa főkomponens-súlyokban (a 0,5 feletti főkomponens-súlyok félkövér betűtípussal kiemelve)

Jellemző	PC 1	PC 2	PC 3	PC 4	PC 5
Cu	0,92	0,00	0,09	-0,03	0,09
Zn	0,90	0,01	0,08	0,05	-0,03
Pb	0,83	0,02	0,05	-0,01	0,10
Cr	-0,09	0,92	-0,07	-0,09	0,06
Ni	0,15	0,89	0,11	0,03	-0,09
EC	-0,01	0,09	0,83	0,09	0,15
NO₃⁻	0,17	-0,08	0,78	-0,13	-0,30
pH	0,01	-0,05	-0,14	-0,81	-0,15
NH₄⁺	-0,27	-0,02	-0,42	0,61	0,31
hőmérséklet	0,10	-0,39	-0,11	0,58	-0,17
NO₂⁻	0,34	0,14	0,42	0,45	-0,14
As	-0,04	0,01	-0,08	0,19	0,82
PO₄³⁻	0,20	0,01	-0,02	-0,08	0,76
<i>sajátérték</i>	2,95	2,06	1,82	1,50	1,08
<i>magyarázott variancia (%)</i>	22,72	15,82	14,02	11,52	8,27
<i>kumulatív magyarázott variancia (%)</i>	22,72	38,54	52,55	64,08	72,35

PC: főkomponens

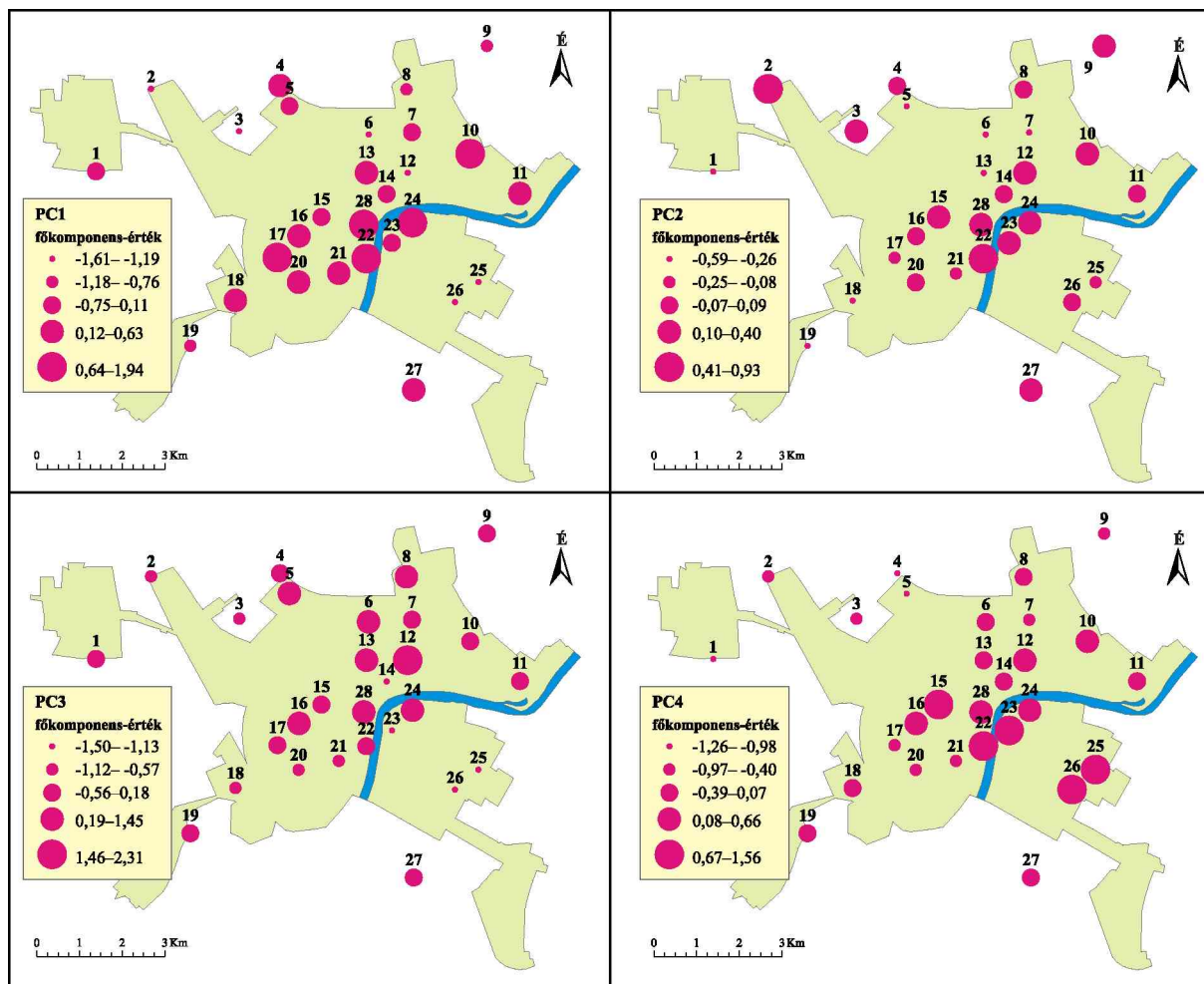
A főkomponens analízis eredményei alátámasztják a korreláció analízis eredményeit, ugyanis a hasonló geokémiai viselkedésű elemek egy csoportba kerültek. Az 1. főkomponens (PC1) a teljes variancia 22,7%-át magyarázza és erős pozitív korrelációt mutat (főkomponens súly $> 0,75$) a rézzel, a cinkkel és az ólommal. A PC1-be tehát a kalkofil elemek tartoznak, mely főkomponens ez alapján a kalkofil elemek feldúsulását – mint geokémiai háttérfolyamatot – jelzi. A folyamat kialakításában legdominánsabban részt vevő elem a réz. A főkomponensek által képviselt geokémiai folyamatok térbeli tulajdonságait az egyes kutakhoz tartozó főkomponens-értékek térképi ábrázolásával szemléltetem (19. ábra). A PC1-hez tartozó főkomponens-értékek térbeli eloszlása alapján a kalkofil elemek feldúsulása a belvárosban és a leginkább beépített területeken dominál.

A 2. főkomponens (PC2) a teljes variancia 15,8%-át magyarázza, és az átmeneti fémeket, a nikkelt és a krómot foglalja magában. Az átmeneti fémek feldúsulását a nikkelt határozza meg erősebben 0,92-es főkomponens-súlyával, azonban a króm is közel ilyen meghatározó (PC-súly 0,89). A főkomponens-értékek térbeli megoszlása alapján az átmeneti fémek feldúsulása a belvárosban és a város északi részén uralkodó.

A PC3 a teljes variancia 14%-át magyarázza, és erős pozitív korrelációt mutat a vezetőképességgel és a nitráttal. A főkomponens kialakításában a vezetőképesség szerepe a domináns (PC-súly 0,83), tehát a geokémiai háttérfolyamat az öszion-tartalom változásáról ad információt. A PC-értékek alapján területileg a folyamat igen heterogén, nem határozható meg egyértelmű központok.

A 4. főkomponensbe (PC4) a pH, az ammónium és a hőmérséklet tartozik, mely PC a teljes variancia 11,5%-át magyarázza. Ha a víz pH-ja semleges vagy savas, akkor a legtöbb nitrogén ammóniumként (NH_4^+) van jelen, és amennyiben 8,0 fölé emelkedik, növekszik az ammónia (NH_3) aránya (Appelo, Postma, 1999). Tehát a pH-nál a negatív PC-súly azt mutatja, hogy a pH-érték növekedése az ammónium-tartalom csökkenését okozza a talajvízben. A minták pH-ja 6,8 és 8,6 között változott, és a hőmérséklet 4,5–20,6 °C közötti volt, mely alapján az ammónium aránya 90% feletti (Barótfi, 2000) a mintaterület talajvizében. Az előzőek alapján a geokémiai folyamat itt vagy az ammonifikáció, mely során a szerves nitrogén ammóniummá transzformálódik, vagy a nitrifikáció, amikor az ammónium nitráttá, majd nitráttá oxidálódik. Ezek alapján a PC4 a talajvízben történő nitrogén körforgást képviseli. A folyamat a PC-értékek szerint a belvárosban és Újszegeden dominál. A vizsgált komponensek közül egyedül a nitrit nem tartozik stabilan egyik főkomponenshez sem, azonban a legmagasabb főkomponens-súly (0,45) a PC4-hez tartozik, tehát logikusan a nitrit is elsősorban a nitrogén körforgáshoz kapcsolódik. A nem egyértelmű főkomponensbe tartozás oka lehet, hogy a nitrit vizes rendszerben szinte azonnal nitráttá oxidálódik, nem halmozódik fel, ezért csak átmenetileg mutatható ki a mennyisége (Barótfi, 2000).

Az utolsó főkomponens (PC5) a teljes variancia 8,3%-át képviseli, és erős pozitív korrelációt mutat az arzén és az ortofoszfát között. Az arzenát-ion (AsO_4^{3-}) és az ortofoszfát (PO_4^{3-}) hasonló tetraédres szerkezettel rendelkezik, mely a kapcsolatot egyrészt magyarázhatja (Dzombak, Morel, 1990). További kapcsolatot jelent, hogy az ortofoszfát megváltoztatja az arzén mobilitását az adszorpciós helyek nagy részének elfoglalásával (Campos, 2002), mely tény ismeretében újabb kísérletekben az ortofoszfátot arzénmentesítésre próbálják felhasználni (Laky, Licskó, 2009). Közös jellemzőjük még a potenciális forrásuk lehet, ugyanis mindkét komponens gyakran geológiai eredetű, azonban magas koncentrációjuk általában szennyezést jelez, mely az arzéntartalmú foszfátércsek közvetítésével a foszfát mosószerekből és műtrágyákból származhat (Hetényi, 1999; Tremearne, Jacob, 1941; Welch et al., 2000). A PC5 által képviselt geokémiai folyamat térbeli eloszlása igen változatos a mintaterületen, nem jelölhetők ki egyértelműen központok.



19. ábra. A főkomponens-értékek térbeli eloszlása az 1. (PC1), a 2. (PC2), a 3. (PC3) és a 4. (PC4) főkomponens esetében

5.1.6. A kutak térbeli csoportosítása a talajvíz kémiai alapján

A talajvíz kémiai tulajdonságait alapul véve a mintavételi kutak csoportba rendezéséhez diszkriminancia analízist (DA) alkalmaztam. Az analízis segítségével a következő kérdésekre kerestem a választ:

- Elkülöníthetőek-e térben egymástól vízkémiajuk alapján a mintavételi kutak?
- Miben különböznek a csoportok (vagyis melyek azok a főkomponensek, melyek megkülönböztetik a csoportokat)?
- A csoportokba való tartozás előre jelezhető-e a jövőbeli mintákra vonatkozóan?

A kérdések megválaszolására Fisher-féle (kétszoportos) lineáris diszkriminancia analízist alkalmaztam, melyet a főkomponensek többváltozós terében végeztem el. Az előzetes, vízminőségre irányuló vizsgálataim alapján a priori feltételezésem szerint a kutak vízkémiajuk alapján két csoportba, a külvárosban és a belvárosban elhelyezkedő kutak csoportjára osztható. A kétváltozós diszkriminancia elemzés előkészítéséhez egyenként kódokkal láttam el a kutakat és így a hozzájuk tartozó paramétereket (főkomponens-értékek). 1-es kódot kapott a belvárosi, 2-est a külvárosi csoport, és a nem eldönthető csoportú kutak az ismeretlen kategóriába kerültek (20. a ábra). Ezt követően lépésenként lefuttattam az analízist, míg meg nem kaptam azt a függvényt, mellyel a minták 100%-a helyesen

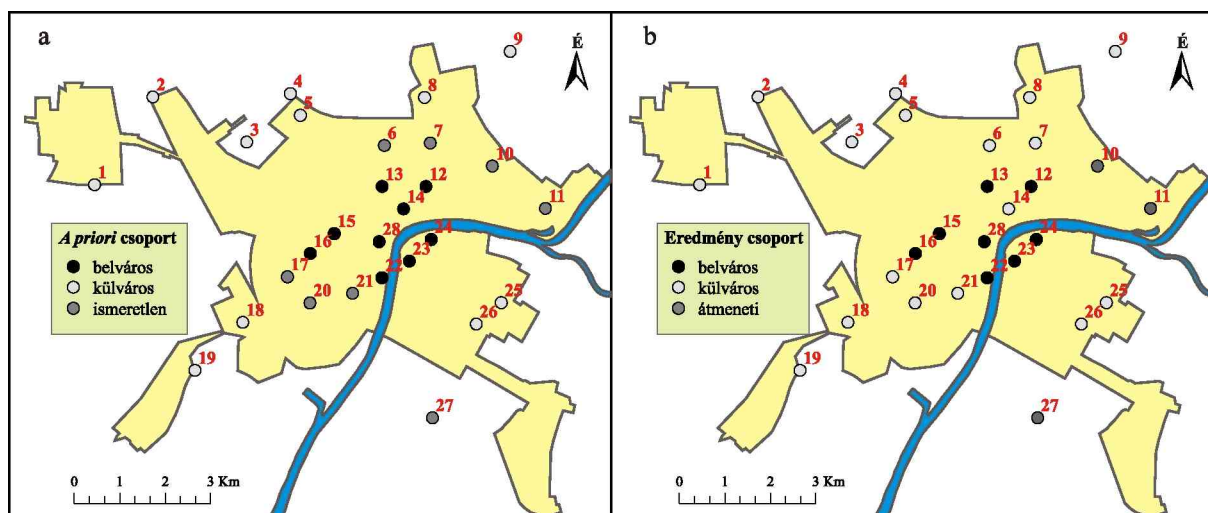
besorolható a két csoport valamelyikébe. Az első lépésben a minták 90,8%-át sikerült helyesen osztályozni, a 100%-os megfelelést a harmadik iteráció után értem el. A végeredményként létrejött diszkriminancia (D) függvény alapján az eredetileg ismeretlen besorolású kutak a megfelelő csoportba lettek besorolva. A kapott kanonikus korrelációs koefficiens alapján a D függvény a teljes variancia 81,9%-át magyarázza.

Az eredményül kapott D függvény (a 4.3 képlet alapján) a következő:

$$D = 0,48 \cdot PC1 + 0,25 \cdot PC2 + 0,98 \cdot PC3 + 0,96 \cdot PC4 + 1,02 \cdot PC5.$$

A D függvény megmutatja a főkomponensek által képviselt folyamatok szerepét a csoportok elkülönítésében. A PC5 által képviselt folyamat (az arzén és az ortofoszfát feldúsulása) a leginkább meghatározó diszkrimináló folyamat a diszkriminancia együtthatók alapján, melyet sorrendben a PC3 (összion-tartalom változása), a PC4 (nitrogén ciklus), a PC1 (a kalkofil elemek feldúsulása) és a PC2 (átmeneti fémek feldúsulása) követ. Tehát elsősorban a szervesanyagok változása különíti el a két diszkriminancia csoportot, és a legkevesbé meghatározó a kisebb változékonysággal jellemezhető nehézfémek (Ni-Cr, Cu-Zn-Pb) feldúsulása. A kapott D függvény alkalmas a mintaterületről származó jövőbeli talajvízminták csoportjának előrejelzésére is, ugyanis segítségével egyértelműen megadható, hogy a minta geokémiai tulajdonságai alapján mely térségi csoportba tartozik.

A diszkriminancia analízist az összes mintavételi időpontra lefuttattam és az eredményeket minden egyes kútra összegeztem (504 megfigyelés). A 18 mintavételi időpontra vonatkozó eredmények alapján néhány kút csoportba sorolása nem volt teljesen egyértelmű, ugyanis a mintavételi időpontok nagyjából felében a belvárosi, másik felében a külvárosi csoporthoz kerültek. Az ilyen kutak számára létrehoztam egy 3. csoportot, az ún. átmeneti kutak csoportját. A D függvény alapján történő besorolás eredményeként kapott kútcsoportok térségi eloszlását, azaz a „végeredmény térképét” a 20. b ábra mutatja be. A 18 időpontra vonatkozó eredmények alapján 8 kút tartozik a belváros kategóriába, 17 kút a külvárosi, míg 3 kút az átmeneti kategóriába esik. A végeredmény térkép egy stabil belvárosi magot mutat, melyből csak a 14. kút különül el. Ez a kút a külvárosi kutak csoportjába tartozik, mely valószínűleg annak köszönhető, hogy talajvizében kisebb mértékű a szennyezettség a környező területekhez képest. A külvárosi és az átmeneti csoportba tartozó kutak az alacsonyabb beépítettségű városrészekben és a külterületeken helyezkednek el.



20. ábra. A mintavételi kutak térségi eloszlása vízkémiaiuk szerint az a priori csoportba tartozás (a) és a diszkriminancia függvény (b) alapján

A különböző csoportok kútjaira jellemző vízminőségi paramétereket vizsgálva (13. táblázat) jól látszik, hogy a pH-t kivéve minden minőségi jellemző esetében a legmagasabb

átlagértékek a belváros csoporthoz tartoznak, tehát ezek a leginkább szennyezettek. A legalacsonyabb értékek többnyire a külvárosi csoport vízminőségi paramétereinél fordulnak elő, míg az átmeneti esetében a belvárosi és a külvárosi csoportra jellemző értékek között helyezkednek el. Ezek az eredmények is jól mutatják az a priori feltételezés – és így a csoportosítás – helyességét, hiszen kémiai tulajdonságaikban egyértelműen eltérnek egymástól a csoportok. Ezen kívül kijelenthető, hogy a legnagyobb mértékű szennyezés a belvárosi csoportra jellemző, míg a legkisebb a külvárosira. Az eredmények az erős antropogén tevékenység hatását jelzik, ugyanis a leginkább szennyezett belváros zóna lefedi a város legnagyobb beépítettségű területét, ahol a leginkább sűrű és legnagyobb kihasználtsággal jellemezhető közlekedési hálózat is található. A végeredmény térképet a mintaterület földtani felépítését ábrázoló térképpel összehasonlítva semmilyen térbeli összefüggést nem fedezhető fel, mely szintén az antropogén hatásra utal.

13. táblázat. A diszkriminancia függvény alapján szétválasztott csoportok vízminőségi jellemzőire vonatkozó alapstatisztika

Vízminőségi jellemző	Belváros		Külváros		Átmeneti	
	Átlag	Szórás	Átlag	Szórás	Átlag	Szórás
Cu (µg/l)	352,15	441,69	55,90	64,37	208,16	40,67
Ni (µg/l)	24,70	24,01	11,12	2,52	13,43	2,69
Cr (µg/l)	2,83	0,77	2,18	0,43	2,19	0,32
Pb (µg/l)	10,38	10,44	3,54	4,05	5,94	1,05
Zn (µg/l)	2560,68	3066,19	484,32	558,79	1861,65	904,64
As (µg/l)	6,82	7,07	1,42	1,74	3,89	4,80
NH₄⁺ (µg/l)	1801,44	2947,96	1124,22	2668,80	457,63	456,93
PO₄³⁻ (µg/l)	933,53	720,85	162,88	105,88	188,92	173,28
NO₃⁻ (µg/l)	221063,91	207857,69	56513,30	87036,18	48556,84	53331,80
NO₂⁻ (µg/l)	1137,37	971,08	236,91	536,80	615,31	343,34
pH (-)	7,11	0,17	7,60	0,30	7,38	0,09
hőmérséklet (°C)	15,17	1,22	14,42	1,41	13,81	0,57
EC (µS/cm)	6207,85	4724,22	2650,45	1432,51	3829,15	2809,87

5.1.7. *Részösszegzés*

A két éves vízminőségi monitoring eredményeinek feldolgozásával és statisztikai vizsgálatával a következő megállapításokat tettem:

- A mintaterületen a talajvíz kémhatása a semleges vagy az enyhén lúgos kategóriába tartozik, és kismértékű a pH-értékek időbeli változása.
- A talajvíz hőmérsékletének változását tekintve a város központja felé haladva a kutakban a talajvíz hőmérséklete egyre magasabb a külterületen lévőkhöz képest, tehát igazolható (a városi hősziget analógiáján) a „felszín alatti hősziget” jelensége.
- A talajvíz erőteljesen szennyezett, ugyanis a minták jelentős részében a mért tizenkét komponens közül kilencnél határérték feletti koncentrációk adódtak (folyamatosan a vizsgált időszak alatt), gyakran extrém magas értékekkel.

- A szennyezőanyag-koncentrációk térbeli megoszlását tekintve a legnagyobb szennyezési gócpontok a belvárosban találhatók, míg a legkevésbé a külterületen elhelyezkedő kutak kontaminálódtak. A szennyezettségi sorrend elején a 22. kút áll, melynek talajvizében kilenc komponens átlagos koncentrációja lépte túl a vonatkozó határértékeket. Az átlagos koncentrációk alapján mindössze a 2. és a 19. kút vize nem szennyezett.
- A szennyezések térbeli megoszlása arra enged következtetni, hogy a magas koncentráció értékek elsősorban az antropogén tevékenység hatásának tulajdoníthatók. A szennyezések többsége a közlekedéssel kapcsolatos tevékenységekhez köthető, főként a nehézfémek esetében, mivel a leginkább szennyezett területek a főbb közlekedési útvonalak közelében találhatók. A szennyvízcsatornák és ivóvízvezetékek szivárgásából szintén jelentős szennyezés származhat, kiemelten az előregedett szennyvízcsatornák esetében. A városi kiskertekben és parkokban a műtrágyahasználat és a növényvédőszer alkalmazása emelheti meg a talajvízben a szennyezőanyagok mennyiségét. A Tiszához közel eső kutaknál a talajvíz szennyezettsége részben a Tisza vizéből és üledékéből származhat. A heterogén, mesterséges anyagokat is tartalmazó feltöltésből pedig szinte bármilyen szennyező komponens mobilizálódhat.
- A Spearman-féle korrelációs vizsgálat alapján erős korrelációs kapcsolat van a kalkofil elemek (Cu, Zn, Pb) és az átmeneti fémek (Ni, Cr) között, míg közepes korreláció az arzén és az ortofoszfát, a nitrát és az ammónium, valamint a nitrát és az elektromos vezetőképesség között.
- A főkomponens analízis eredményei megerősítik a korreláció analízisben tett megállapításokat, mely során öt főkomponenst (PC) különítettem el. A főkomponensek egy-egy geokémiai háttérfolyamatot képviselnek, melyek meghatározzák a mintaterületen a talajvíz minőségét. Ezek a folyamatok a kalkofil elemek (PC1) és az átmeneti fémek feldúsulása (PC2), az össziontartalom változása (PC3), a nitrogén körforgás (PC4), valamint az arzén és az ortofoszfát feldúsulása.
- A kutak vízkémiájuk alapján való elkülönítésére Fisher-féle diszkriminancia analízist alkalmaztam, melynek eredményeként szétválaszthatóvá vált a belvárosi és a külvárosi kutak csoportja, valamint egy átmeneti csoportot is elkülönítettem. A kapott diszkriminancia függvény alapján a csoportok diszkriminálásában leginkább a szerves vegyületek változása a meghatározó, míg a legkevésbé az átmeneti fémek feldúsulása játszik szerepet. A függvény segítségével a mintavételi kutakból a jövőben vételezendő minták is biztonsággal besorolhatóak a csoportok valamelyikébe. Az egyes csoportokhoz tartozó vízminőségi paraméterek tulajdonságai alapján a belvárosi csoport esetében a legerőteljesebb a szennyezés, mely potenciálisan antropogén hatást jelez.

A talajvíz minőségét természetesen számos tényező befolyásolja, többek között a talajvíz hidrodinamikája, a talaj minőségi állapota és a telítetlen zóna szivárgáshidraulikai és szorpciós tulajdonságai. Ennek tudatában a további vizsgálatokkal ezen szférák tulajdonságait, és a talajvíz minőségére tett hatásait kívántam feltárni.

5.2. A talajvíz mennyiségi állapota, térbeli és időbeli változásai

A talajvíz egy komplex, dinamikus rendszer, melynek járását számos input (csapadékból történő beszivárgás, folyókból történő áramlás stb.) és output (párolgás, folyókba történő áramlás stb.) paraméter jellemzi. A talajvízszint sosem állandó, időben és térben is folyamatosan változik, ezért a talajvíz viszonyok reális megítélése csakis hosszú időtartamú monitoring eredményeinek értékelésével lehetséges. Talajvíz minőségi vizsgálataim során a két éves monitoring mintavételeikor a vízszinteket is megmértem, azonban ezek a havonta vagy kéthavonta történő észlelések nem alkalmasak a vízjárási trendek és hidrodinamikai jellemzők megismerésére. Az állandó vízszintregiszterek alkalmazásával létrehoztam egy másfél éves vízszint idősort, melynek adatai félórás, illetve négyórás gyakoriságúak. Ezeken kívül az ATIVIZIG-től kapott adatokkal tovább bővült az adatbázis a több mint 13 év hosszúságú, és három napos mérési intervallumú vízszint idősorokkal. Így az összesen 30 talajvízkútra vonatkozó adatsorok már sokkal inkább alkalmasak a vízjárási és hidrodinamikai trendek feltárására, mely célok elérésére az egyszerűbb összehasonlító vizsgálatokon kívül statisztikai módszereket és más, a városi talajvízrendszer vizsgálatokban innovatívnak számító technikát (R/S analízis) is alkalmaztam.

5.2.1. A talajvíz járása és a vízjárást befolyásoló mesterséges hatások

A vízjárási trendek feltérképezéséhez a leghosszabb, 13,5 éves (2000.01.01. és 2013.07.10. közötti) vízszint idősorokat használtam fel. A 14 db ATIVIZIG kút (9. ábra) vízszint idősoraira vonatkozó leíró statisztikát a 14. táblázat, a kutak talajvízjárását ábrázoló diagramokat pedig a 8. melléklet tartalmazza.

14. táblázat. A 2000.01.01. és 2013.07.10. közötti vízszint idősorok leíró statisztikája a vonatkozó 3 napi adatok felhasználásával

Kút	Átlag (mBf.)	Szórás (m)	Minimum (mBf.)	Maximum (mBf.)	Adatszám
2409	78,37	0,65	77,16	80,54	1419
2411	78,35	0,89	76,63	80,31	1634
2431	76,69	1,03	75,02	79,75	1289
2471	75,33	0,66	74,26	77,12	1634
2473	77,40	0,65	75,75	78,63	1634
2476	78,65	0,29	78,00	79,42	1583
2477	75,77	0,85	74,12	77,81	1388
2478	75,33	0,98	73,89	78,32	1624
2479	82,63	0,90	80,82	85,36	1394
2480	77,53	0,43	75,86	78,66	1624
2481	76,21	0,55	75,06	77,42	1622
2483	76,28	0,70	75,33	77,66	1596
3828	77,10	0,83	75,52	80,96	1602
4185	77,05	1,10	74,55	79,32	1276

A talajvíz görbéket összehasonlítva a kutak vízállásai hasonló trendeket mutatnak a vizsgált 13,5 éves időszakban, miszerint a talajvízszintek maximumai 2005-ben és 2006-ban adódtak, míg a minimumok a 2011 tele és 2013 tavasza közötti időszakra tehetők. A 14 kút idősorait Spearman-féle korreláció analízisnek is alávettem, mely során a 2477. kút kivételével minden kút vízszint idősora között szignifikáns ($p < 0,01$), 0,5 feletti korrelációs együtthatót kaptam. Ez szintén alátámasztja, hogy a talajvízjárás az egész területen hasonló

tendenciát követ. A 2477. kút esetében kapott alacsonyabb korrelációs koefficiensek ($r = 0,194-0,575$) háttérben álló okok feltárásához további vizsgálatok szükségesek. A talajvízgörbék évi menetét tekintve a vizsgált időszak alatt a talajvíz maximuma áprilisra és májusra, esetenként júniusra esett, míg a vízszintek minimuma – néhány kivételtől eltekintve – októberben és novemberben volt mérhető. Ez egybecseng Kaszab (1987, 2006) megfigyeléseivel is, miszerint a maximumok időszaka Szegeden általában április vagy május, a minimumok pedig novemberben vagy decemberben jellemzőek.

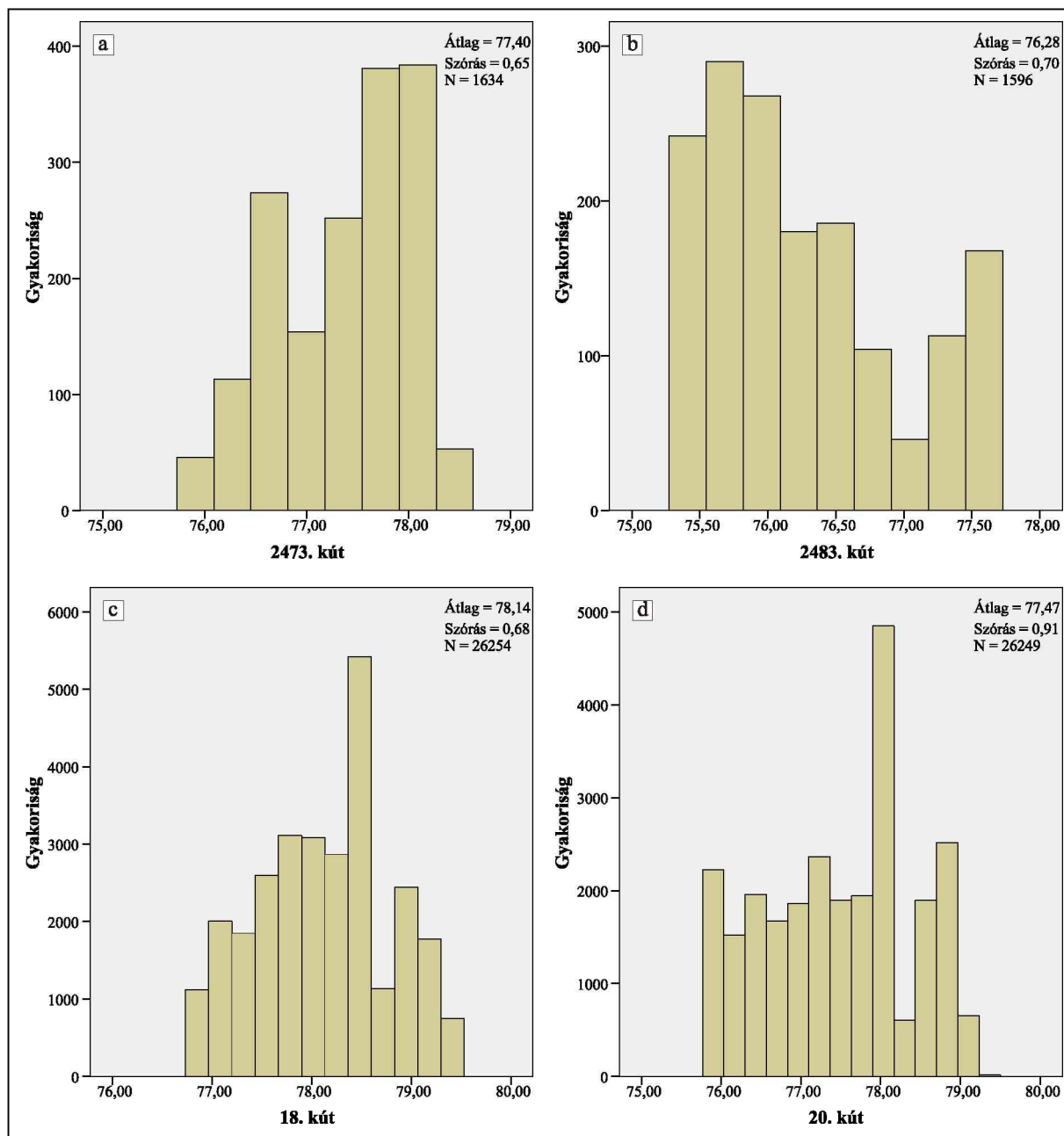
Az átlagos éves ingadozásokat elemezve nagy különbségek figyelhetők meg mind időben, mind térben. Az időbeli eltéréseket tekintve a legnagyobb éves ingadozás 2000-ben figyelhető meg, a legkiegyenlítettebb vízjárás pedig a 2001. és a 2008. évhez köthető. A több mint 13 éves idősort tekintve az átlagos évi ingás 0,56 m és 2,84 m között alakult, a legkisebb ingással a belváros közepén található 2476. kút, míg a legnagyobb a külterületen lévő 4185. és 2478. kút jellemezhető. Mindhárom kútban közös, hogy a Tisza közelében helyezkednek el. Kaszab (1987) 1980 és 1984 közötti vizsgálataiban az ingás szintén a belterületeken volt a legkisebb mértékű (kivéve a Tisza partvonalánál), és a beépítetlen városkörnyéki részekben a legnagyobb.

15. táblázat. A 2012.01.11.–2013.07.10. közötti vízszint idősorok leíró statisztikája a vonatkozó fél- és négyórás adatok felhasználásával

Kút	Átlag (mBf.)	Szórás (m)	Minimum (mBf.)	Maximum (mBf.)	Adatszám
1	78,73	0,74	77,77	80,24	3147
5	77,76	0,76	76,57	79,22	3147
6	75,21	0,49	74,58	76,11	3150
7	75,17	0,39	74,45	75,99	26259
8	77,21	0,83	75,80	78,82	26250
10	75,82	0,58	74,87	76,79	3147
11	77,50	0,29	76,82	77,96	2820
12	76,85	0,77	75,39	78,33	26245
16	77,18	0,43	76,16	77,74	3148
17	77,65	0,62	76,55	79,04	3150
18	78,14	0,68	76,87	79,49	26254
20	77,47	0,91	75,92	79,22	26249
21	78,47	0,58	77,50	79,68	26258
23	77,02	0,61	76,43	78,63	26246
24	76,48	0,66	75,69	77,96	26246
28	76,96	0,19	76,65	77,63	26252

A 13,5 éves idősorok utolsó 1,5 évét a saját 1,5 éves méréseimmel összevetve igen hasonló trendeket és statisztikai kapcsolatokat (korrelációs együtthatók jelentős része 0,5 feletti) fedeztem fel, melyek alapján kijelenthető, hogy a különböző mérési technikával regisztrált vízszintek idősorai hasonlóan változnak. Tehát nemcsak a 13,5 éves, hanem a rövidebb idősorok is alkalmasak a szegedi talajvíz hidrodinamikájának vizsgálatára, valamint a rövidebb távú trendek feltárására. A másfél éves vízszint idősorokra vonatkozó leíró statisztikát a 15. táblázat tartalmazza. Az időbeli változásokat tekintve minden kút vízszintje hasonló trendeket követett a másfél éves periódusban (2012.01.11.–2013.07.10.). A talajvízszintek maximumát 2013. március vége és a 2013. május eleje között mértem. A minimumok 2012 szeptemberében és októberében adódtak, tehát a hosszabb idősorokhoz hasonlóan alakult a vízjárás. Másfél éves idősorokról nem vonható le általános következtetés

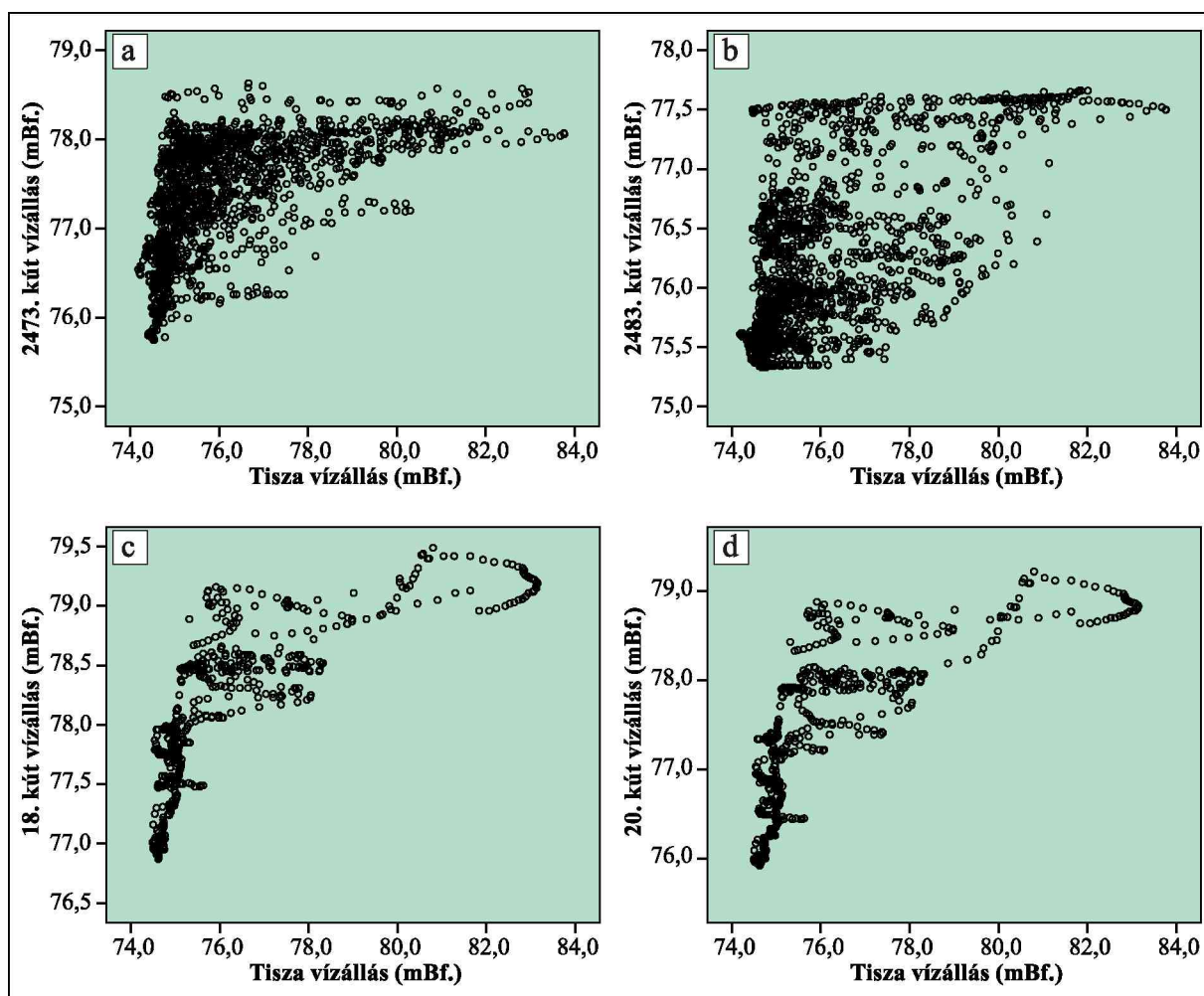
a vízjárásra vonatkozóan, azonban az egyes kutak vízszint ingadozásai alapján a legnagyobb változékonyság a 20. kút jellemezte, a leginkább kiegyenlített pedig a 28. kút vízjárása volt a vizsgált időszakban. Előbbi kút a sűrűn beépített területek peremén helyezkedik el, míg utóbbi az öntözött Széchenyi téren.



21. ábra. A 2473. kút (a), a 2483. kút (b), a 18. kút (c) és a 20. kút (d) talajvízszint idősoraira vonatkozó gyakorisági hisztogramok

Az egyes kutakhoz tartozó idősorok eloszlását hisztogramok segítségével vizsgáltam, melyeknél az osztályközök számát az ún. „hüvelykujj szabály” (az osztályköz 2 olyan hatványa, amely már nagyobb, mint a minta száma) segítségével határoztam meg (Geiger, 2007). A vizsgálattal kiderült, hogy az adatok nem normál eloszlásúak, az esetek túlnyomó részénél két- vagy többmódusú hisztogramokat kaptam (21. ábra), kivéve a külterületi 2471. kút és az alacsony beépítettségű területen található 2431. kút esetében. Ez azzal magyarázható, hogy a városi vízrendezések (csatornázás, átemelések, kitermelés stb.) hatása miatt a talajvíz szintje nem emelkedik egy bizonyos (felszínhez közeli) szint fölé, tehát például a csapadékmennyiség növekedése vagy a Tisza áradása ellenére változatlan marad a

talajvízállás ezen maximális pont elérését követően. A nagyvárosokban ez általános jelenség, hiszen a vízrendezések egyik fő célja, hogy elkerüljék a talajvízszint felszínre kerülését, illetve megakadályozzák a felszín alatti létesítmények, alagutak, temetők stb. vizesedését vagy elöntését. Szegeden, a vizsgált időszakban – néhány külterületen elhelyezkedő kút kivételével (2477., 2478., 4185.) – még a legcsapadékosabb években sem emelkedett 0,5 méternél közelebb a felszínhez a talajvíz szintje. A mesterséges hatások szemléltetéséhez a kutak talajvízállását a Tisza vízállásának függvényében ábrázoltam, melyekből négy példát a 22. ábra mutat be. A Tisza vízállásait a talajvízállásokkal összevetve is jól elkülöníthető az a szint (minden kútnál más és más), mely felett már a mesterséges hatások dominálnak, ugyanis a Tisza legmagasabb vízállásainál a talajvíz teljesen független a folyó vízszintingadozásaitól. Mivel kutatásom során a természetes hatások feltárása volt a cél, a kutak vízszint idősorairól leválasztottam a mesterséges hatásokat jelző adatokat (a két normál eloszlású idősor kivételével), és az így megmaradt – már normál eloszlású – adathalmazt használtam fel a további vizsgálatokhoz. A mesterséges hatásokat jelző adatok leválogatását az idősorok gyakorisági hisztogramjainak segítségével végeztem el, a „mellék-”módusz(ok) „fő-” módusztól való leválasztásával. A pontosabb leválasztáshoz már nem a „hüvelykujj szabály” alapján meghatározott számú osztályközzel dolgoztam, hanem részletesebb, több osztályközt tartalmazó hisztogramokkal.

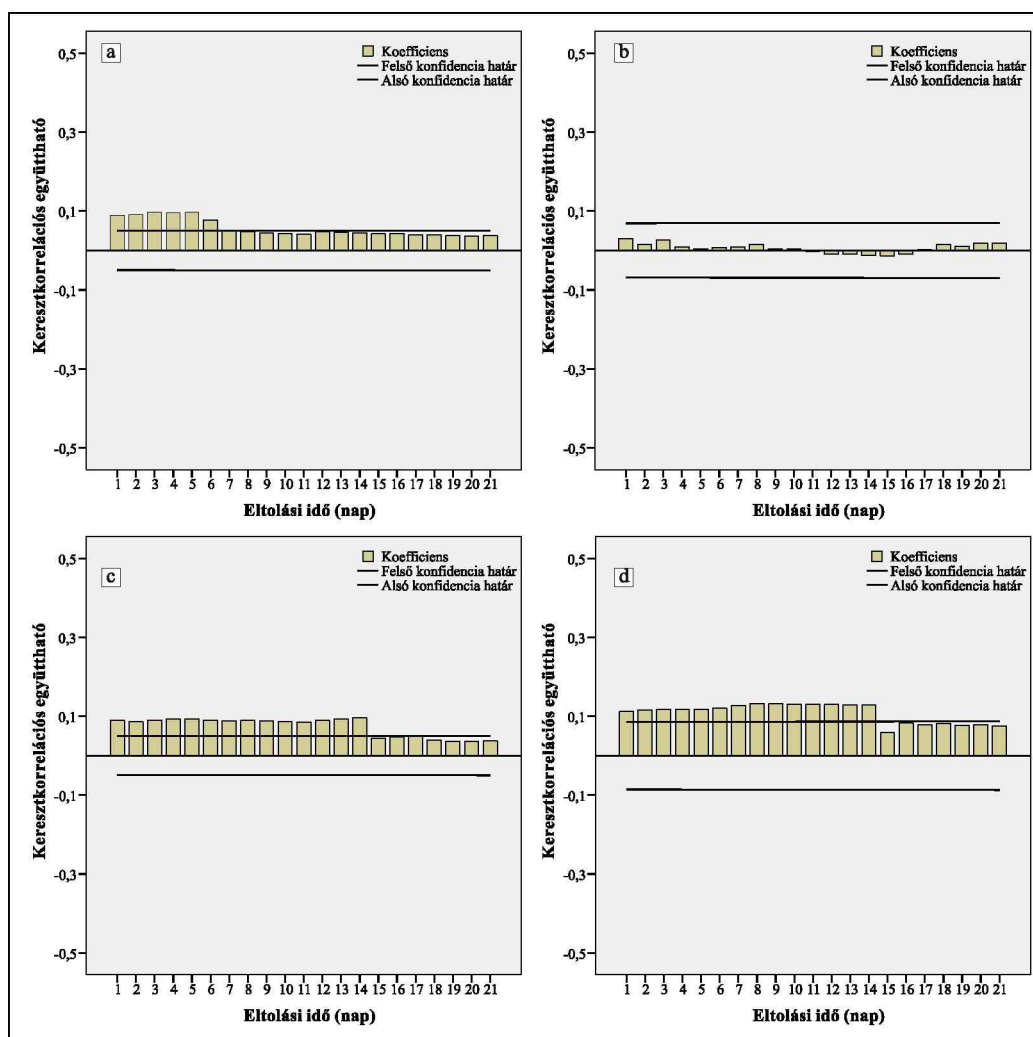


22. ábra. A 2473. kút (a), a 2483. kút (b), a 18. kút (c) és a 20. kút (d) talajvízállása a Tisza vízállásának függvényében (a vonatkozó 3 napi és napi adatok felhasználásával)

5.2.2. A talajvízjárás összefüggése a csapadékmennyiség változásával

A talajvíz járását leginkább meghatározó meteorológiai tényező a csapadék, melynek talajvízre gyakorolt hatása a városokban a heterogén területhasználat, beépítettség és más antropogén ráhatások következtében erőteljesen módosulhat (lásd 5.2.1. fejezet). A csapadéknak a szennyezések szempontjából is fontos szerepe van, hiszen a szennyezések elsősorban a beszivárgó csapadékvízzel mozognak a talajban.

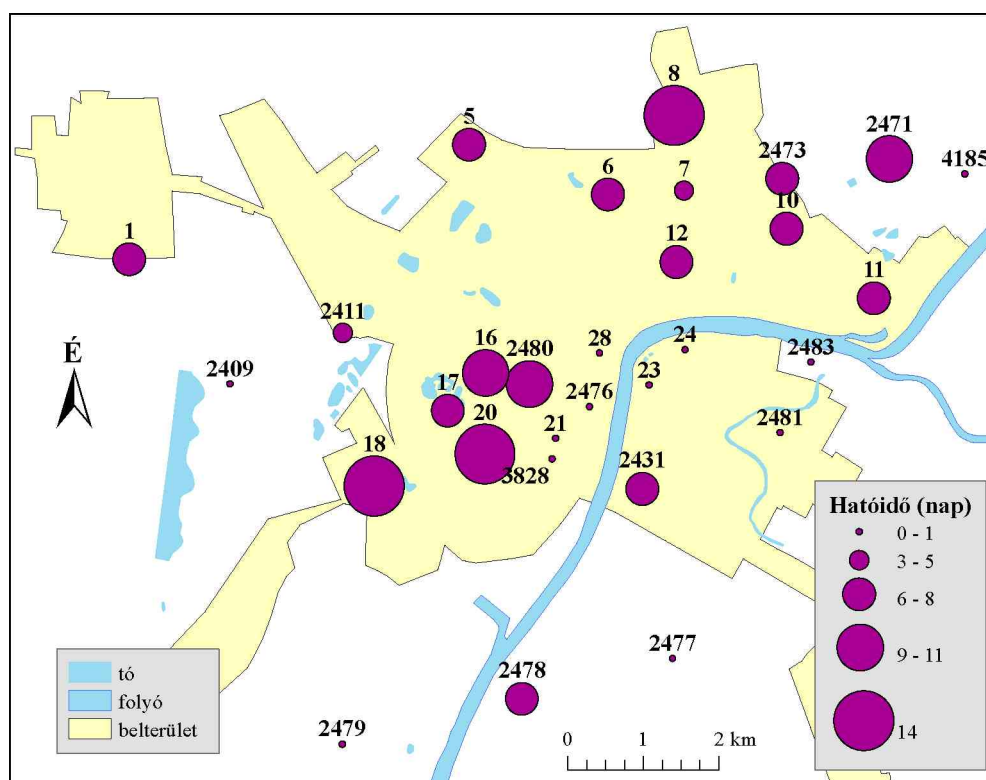
A csapadékmennyiség és a talajvízszintek változása közötti összefüggéseket keresztkorreláció analízissel vizsgáltam, a csapadék időbeli hatásának (hatóidő) meghatározása céljából. A keresztkorrelációs vizsgálatokat a mesterséges hatásokat jelző adatok leválogatását követően végeztem el. Az eredményként kapott keresztkorrelációs együtthatók a következőképpen értelmezhetők (Sajtos, Mitev, 2007): amennyiben magas a keresztkorrelációs együttható (konfidencia határ feletti) pozitív irányban, akkor X változó (csapadékmennyiség) előrejelzi Y-t (kút vízállása), ha negatív irányban, akkor Y előrejelzi X-et. Mivel a kutakban a vízállás nem jelezheti előre a csapadékmennyiséget, ezért a korrelogramokat csak pozitív irányban ábrázoltam. Hatóidőnek azt az időeltolási egységet (nap) jelöltem ki, melynél a keresztkorrelációs együttható még meghaladja a vonatkozó konfidencia határt. Az előzetes feltételezéseim alapján három hétnél hosszabb ideig nem hat a csapadékmennyiség a talajvízszintekre, ezért a korrelációanalízist 21 napra végeztem el. A kapott korrelogramok közül négy példát a 23. ábra mutatja be.



23. ábra. A csapadékmennyiség és a 2473. kút (a), a 2483. kút (b), a 18. kút (c) és a 20. kút (d) korrelogramja

A keresztkorrelációs együtthatók alapján a kutak többségénél a talajvíz járására hatással van néhány napig a csapadékmennyiség, változása előrejelzi a talajvízszintek változását. Az egyes kutakhoz tartozó hatóidőket térképen ábrázolva (24. ábra) térben jól elkülöníthetők azok a területek, melyek talajvízszintjeit elsősorban nem a csapadék határozza meg. Ezek a kutak (2409., 2476., 2479., 2481., 2483., 4185., 3828., 21., 23., 24., 28.) többnyire a Tisza közelében, vagy valamely holtág mellett helyezkednek el, melyeknél a csapadékmennyiség változása közvetlenül nem jelzi előre a vízszintek változását. A talajvízjárást ezeken a területeken más hatások, nagy valószínűséggel a felszíni vizek fluktuációja határozza meg. Kivételt képez a 2477. kút, mely a felszíni vizektől relatíve távol helyezkedik el, és melynek talajvízállására szintén nem hat a csapadék. A többi kút talajvízszintjeire vonatkozóan változatos hatóidőket eredményeztek a keresztkorrelációs számítások, miszerint a csapadékmennyiség változásának késleltetett hatása 1–14 nap a talajvízszintekre vonatkozóan. A leghosszabb hatóidővel a 8., a 18. és a 20. kút rendelkezik, melyeknél a csapadékmennyiség változása a talajvízszintekre két hét múlva érezteti hatását. Tremblay et al. (2011) Kanada három különböző régiójában elhelyezkedő talajvízkút vízjárását elemezték a csapadék függvényében keresztkorreláció analízis segítségével. Vizsgálatukban a legmagasabb keresztkorrelációs koeficiensek az egyes kutak esetében 0,11 és 0,21 közöttiek voltak, a csapadék késleltető hatását (hatóidő) pedig – a szegedi eredményekhez hasonlóan – 1 és 10 nap között állapították meg.

A keresztkorreláció segítségével megadott hatóidők alapján általános térbeli megállapításokat nem lehet tenni, ugyanis a várakkal ellentétben nem csak a külterületen elhelyezkedő kutaknál alakult magasan a hatóidő, hanem gyakran a magas beépítettségű városrészekben is. Megfelelő következtetéseket csak a lefolyási és beszivárgási viszonyok kisléptékű elemzésével lehetne levonni, azonban az ilyen részletes vizsgálatok túlmutatnak a doktori disszertáció célkitűzésein.



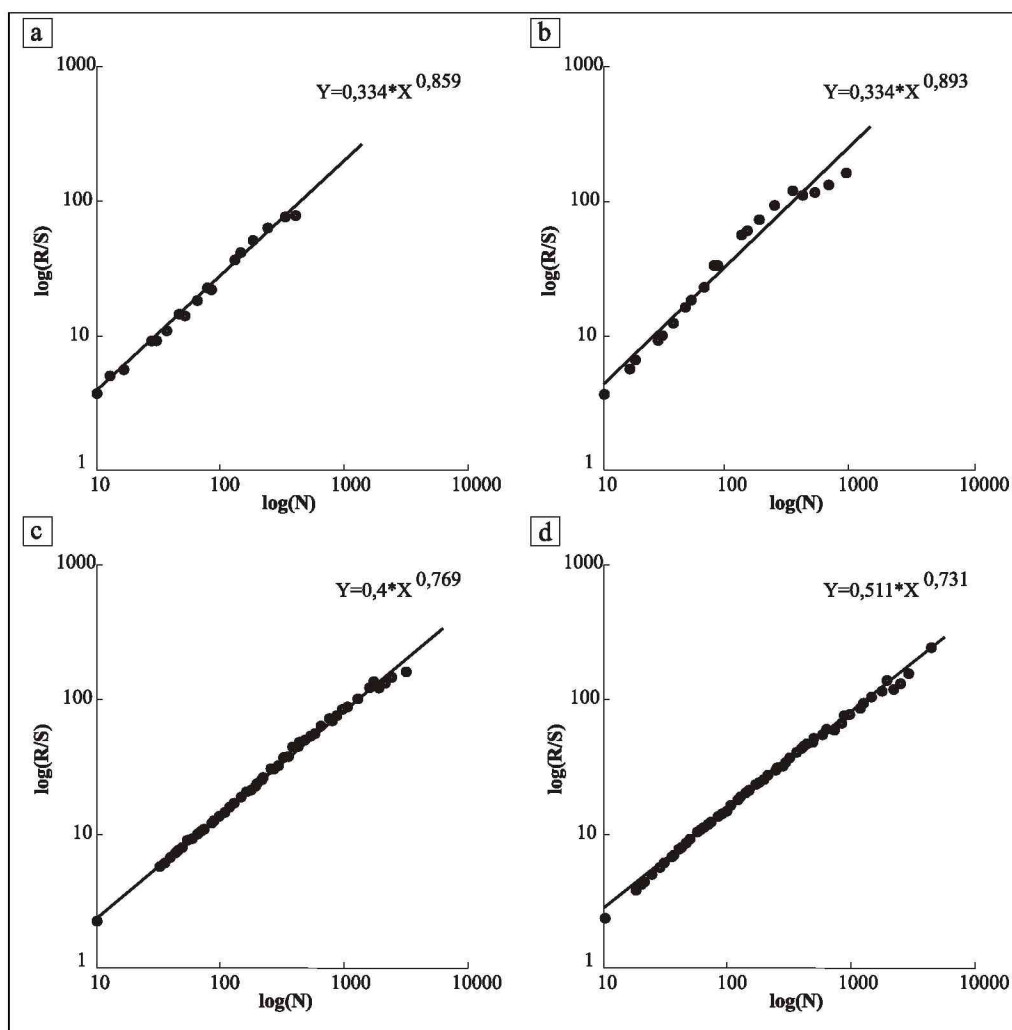
24. ábra. A keresztkorreláció analízis alapján meghatározott hatóidők (csapadékmennyiség változásának késleltetett hatása a talajvízszintekre napokban) térbeli eloszlása

5.2.3. A talajvízjárás fraktál tulajdonságai, összefüggések a Tisza vízjárásával és a földtani felépítéssel

A talajvíz hidrodinamikájának megismerése városi területen rendkívül összetett és gyakran reménytelennek tűnő feladat az egymástól független talajvíztestek, a felszín alatti létesítmények, az ivóvíz- és szennyvízcsatorna hálózatok stb. módosító hatásának következtében. A talajvíz áramlását Szegeden is számos természetes és antropogén faktor befolyásolja, mint például a nagy vastagságú feltöltés, a heterogén felszínborítás és beépítettség, az emberi tevékenység, a Tisza fluktuációja és vízkémiaja, a paleomedrek, valamint a változatos földtani és talajtani felépítés. A hidrodinamikai modellek alkalmazása városi környezetben nem feltétlenül célra vezető, főként, ha csak kis sűrűségű vízszint monitoring-hálózat áll rendelkezésünkre. A hidrológiai adatsorok vizsgálatának a modellezésen kívül számos alternatív módja ismert, melyek közül több figyelembe veszi, hogy az idősorok gyakran önhasznók, és fraktál viselkedést mutatnak. A talajvízszint idősorok fraktál tulajdonságainak vizsgálata viszonylag új keletű, hiszen csak alig több mint egy évtizede indultak az első ilyen elemzések (lásd a 2.1.1. fejezetben). A városi talajvízszint idősorok hosszú távú emlékeztéről és fraktál viselkedéséről szinte semmilyen információnk nincs, ugyanis a városi vizsgálatokba még nem illesztették be ezeket a metódusokat.

Az előzőek tükrében a talajvízjárás fraktál viselkedésének tanulmányozásával egyik célom volt a Hurst (1951) által megalapozott módszer városi környezetbe való integrálása, alkalmazhatóságának tesztelése. A fraktál dimenzió meghatározására szolgáló R/S analízis segítségével azt vizsgáltam, hogy a szegedi talajvízrendszer vízjárása rendelkezik-e hosszú távú emlékezettel, és jellemzi-e a frakcionális Brown-típusú mozgás. A másfel, illetve a 13,5 éves idősorok elemzésével arra kerestem a választ, hogy milyen erős hatást gyakorol a Tisza a kutak talajvízjárására, illetve mennyire hasonlít a különböző kutakhoz tartozó talajvíz idősorok viselkedése a folyóéhoz. Továbbá összefüggéseket kerestem a kapott eredmények és a földtani felépítés, valamint a város-specifikus tulajdonságok között. Az eredmények segíthetik az igen összetett városi talajvízrendszer hidrodinamikájának és transzportfolyamatainak megértését, és – további vizsgálatokkal – lehetővé tehetik a rendelkezésre álló vízszintadatokból a jövőbeli vízállások, áradások előrejelzését.

Az R/S analízishez a rendelkezésre álló három napos (ATIVIZIG kutak esetén), félórás (DA-S-LRTB 122 típusú regiszterrel ellátott kutaknál) és négyórás (IRIS MTS 300 típusú szenzorral ellátott kutaknál) talajvízszint idősorokat használtam fel. Az analízis lehetővé teszi különböző időskálájú adatok összehasonlítását, ezért is esett erre a módszerre a választás. A mesterséges hatásokat jelző adatok leválogatását követően az eredeti adatok 42–100%-a maradt meg (a két normál eloszlású idősorral rendelkező 2431. és 2471. kút esetében felhasználtam az összes adatot), így 659–20947 közötti adatszámmal dolgozhattam. A szakirodalom alapján az R/S analízis relatíve rövid idősoroknál is megbízható eredményt ad, Delignieres et al. (2006) szerint 250 feletti adatszám esetén, Chamoli et al. (2007) vizsgálatai alapján már 150 adat felett nagy pontossággal alkalmazható. Az idősor hosszúságára vonatkozó kritériumoknak tehát minden kút idősora megfelelt. Az R/S analízis eredményeként kapott Hurst exponensek (H) arról adnak tájékoztatást, hogy a vízállás változása perzisztens ($H > 0,5$), antiperzisztens ($H < 0,5$) vagy random ($H = 0,5$) viselkedést mutat-e. Az analízis során a Hurst exponens meghatározására a $\log(R/S)$ -t a $\log(N)$ függvényében ábrázoltam, melyekből négy jellemző példát a 25. ábra mutat be. Ha a log-log skálán az R/S statisztikával kiszámolt értékekre egyenest illesztünk, a meredekségéből megbecsülhető a Hurst-együttható (a módszer részletesen a 4.4.1. fejezetben).



25. ábra. A $\log(R/S)$ a $\log(N)$ függvényében a 2473. kút (a), a 2483. kút (b), a 18. kút (c) és a 20. kút (d) példáján a vonatkozó három napos és félórás adatok felhasználásával

Az R/S statisztika a Tiszára 0,65 H értéket eredményezett, melyhez hasonló exponenst ($H = 0,7$) számított korábban Elek és Márkus (2005) – szintén ezzel a módszerrel – a folyó szegedi vízmércéhez tartozó idősorára vonatkozóan. A Hurst együttható alapján tehát a Tisza fluktuációja perzisztens jellegű. A perzisztencia a vízszintek esetén azt jelenti, hogy amennyiben a vízszint emelkedik (vagy csökken) egy periódusban, akkor várhatóan az emelkedés (vagy csökkenés) folytatódni fog a következő periódusban is, mely valamilyen szintű hosszú távú memóriára utal.

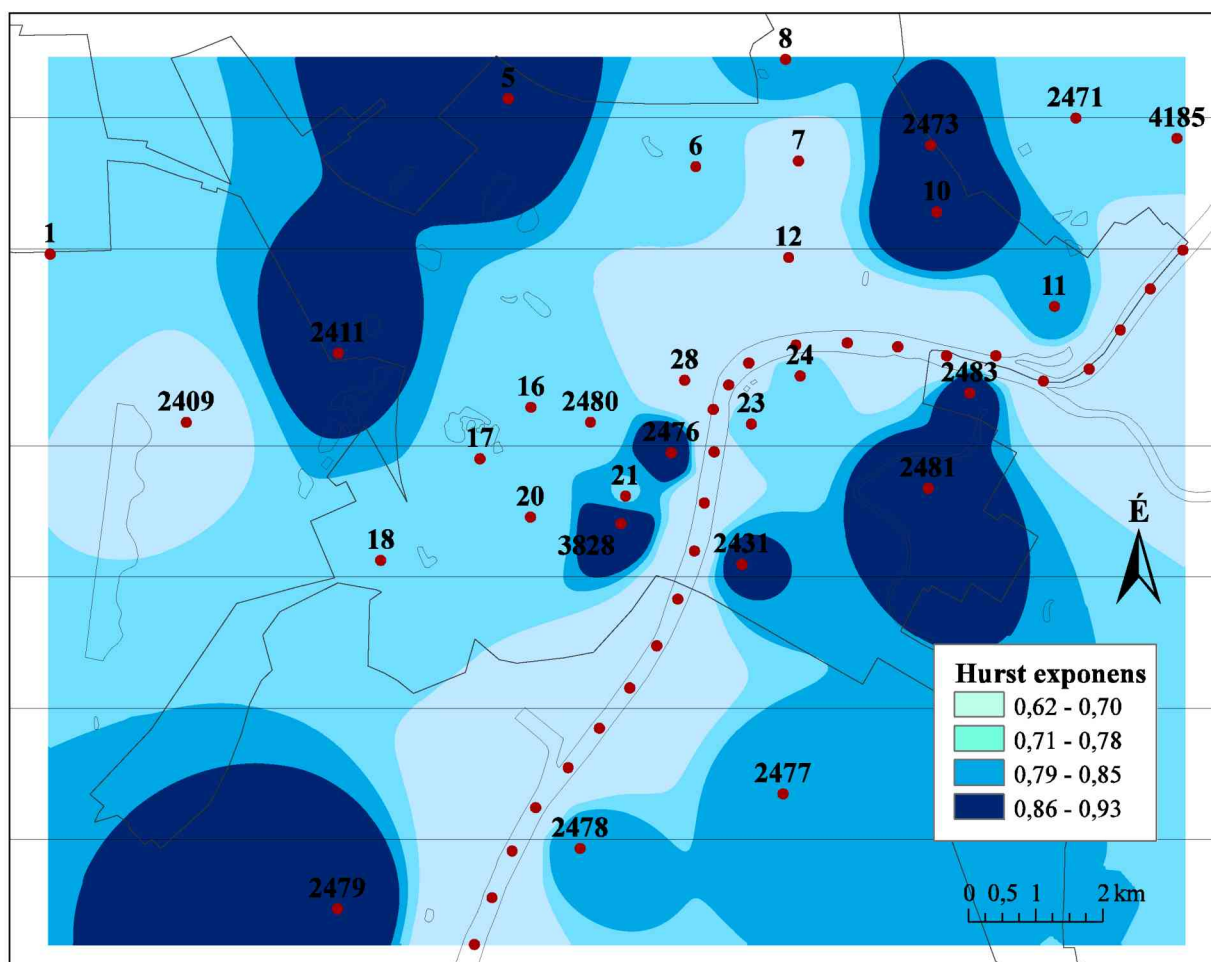
Számos kutatásban bizonyították már talajvízszint idősorokra vonatkozóan a perzisztencia meglétét (Li, Zhang, 2007; Little, Bloomfield, 2010; Rakhshandehroo, Amiri, 2012; Zhang, Li, 2005, 2006; Zhang, Schilling, 2004), azonban kérdéses, hogy a heterogén városi környezetben is igazolható-e a perzisztens jelleg. Az R/S analízis eredményei alapján az egyes szegedi talajvíz idősorok – a Tisza vízszint idősorához hasonlóan – bizonyíthatóan perzisztens jellegűek, ugyanis a kapott H értékek 0,62 és 0,93 között szóródnak (16. táblázat). Az eredmények arra is reflektálnak, hogy a különböző hosszúsággal, mérési intervallummal és adatszámokkal rendelkező idősorok a skálainvariáns jellegnek megfelelően jól összevethetők ezzel a módszerrel, ugyanis az egyes kutaknál hasonló Hurst-féle kitevőket kaptam. A legalacsonyabb H érték ($H = 0,62$) a 28. számú kútnál adódott, míg a legmagasabb ($H = 0,91-0,93$) értékek a 2479., a 2481., a 10. és a 3828. kutakat jellemzik.

A kapott Hurst exponensek alapján vitathatatlan, hogy a szegedi talajvízrendszer vízszíntingadozásait frakcionális Brown-típusú mozgás jellemzi, ám azok eltérő fokú perzisztenciával írhatók le. Az eredmények térbeli összehasonlításához az egyes kutakra és a Tiszára vonatkozó Hurst-féle kitevőket térképen ábrázoltam (26. ábra). Kiemelném, hogy az interpolációt (IDW) kizárólag a jó vizuális megjelenítés érdekében használtam, hiszen a szomszédos kutak között nem feltétlenül beszélhetünk hidrodinamikai kapcsolatról. A Tisza és az egyes kutak Hurst-féle kitevőjét összehasonlítva lehetővé válik a kutak elkülönítése hosszú távú viselkedésük alapján, illetve, hogy milyen mértékben hasonlít fluktuációjuk a Tiszáéra. Az ábrán a legvilágosabb szín reprezentálja a Tiszához tartozó $H = 0,65$ értéket, illetve az ettől az értéktől kismértékben eltérő exponenseket (0,62–0,69). Tehát minél világosabb egy terület, ott annál inkább hasonlít a talajvízszintek viselkedése a Tisza vízszíntváltozásaihoz. Az eredmények alapján ebbe a kategóriába a 7., a 12., a 28. és a 2409. kút tartozik, melyek közül a 28. számú belvárosi kút talajvízjárása jellemezhető a legalacsonyabb perzisztenciával ($H = 0,62$). A Tisza fluktuációjával való hasonlóság a 28. és a 12. kút esetében egyértelmű, hiszen előbbi mindössze 350 m-re fekszik a folyótól, míg utóbbi a Tisza egykori holtágának területén található. A 2409. kút bár igen távol helyezkedik el a Tiszától, a hasonló érték a Maty-ér közelségével magyarázható, ugyanis az ér jelenleg is hidrológiai kapcsolatban van a folyóval, vízutánpótlását közvetlenül a Tiszából kapja. A 7. kút Hurst exponense ($H = 0,68$) szintén hasonló a Tiszáéhoz, ám ez nem feltétlenül jelenti a folyóval való kapcsolatot. A kút több mint 1,5 km-re helyezkedik el a Tiszától, ezért valószínűsíthetően a folyó fluktuációja itt már nem befolyásolja a talajvízállást, azonban a hasonló exponensű 12. kúttal lényegében azonos földtani felépítés jellemzi. A Tiszától néhány 100 m-re található 23., 24., 2476. és 2483. kutak esetében a folyóra jellemző $H = 0,65$ értéknél jóval magasabb Hurst exponenseket kaptam, tehát viselkedésük kevésbé hasonlít a folyóéra, melynek oka lehet, hogy e kutak közvetlen környezetében döntően rossz vízvezető képességű agyag található. Három kút (2479., 2481. és 2483.) esetében a Tiszáétól nagyban eltérő H érték a vízrajzi helyzetükkel hozható összefüggésbe, ugyanis a 2479. kút a Gyálai Holt-Tisza, míg a 2481. és a 2483. kút a Holt-Maros partján található, melyek vízszíntingadozásai befolyásolhatják inkább a talajvízjárást ezeken a területeken.

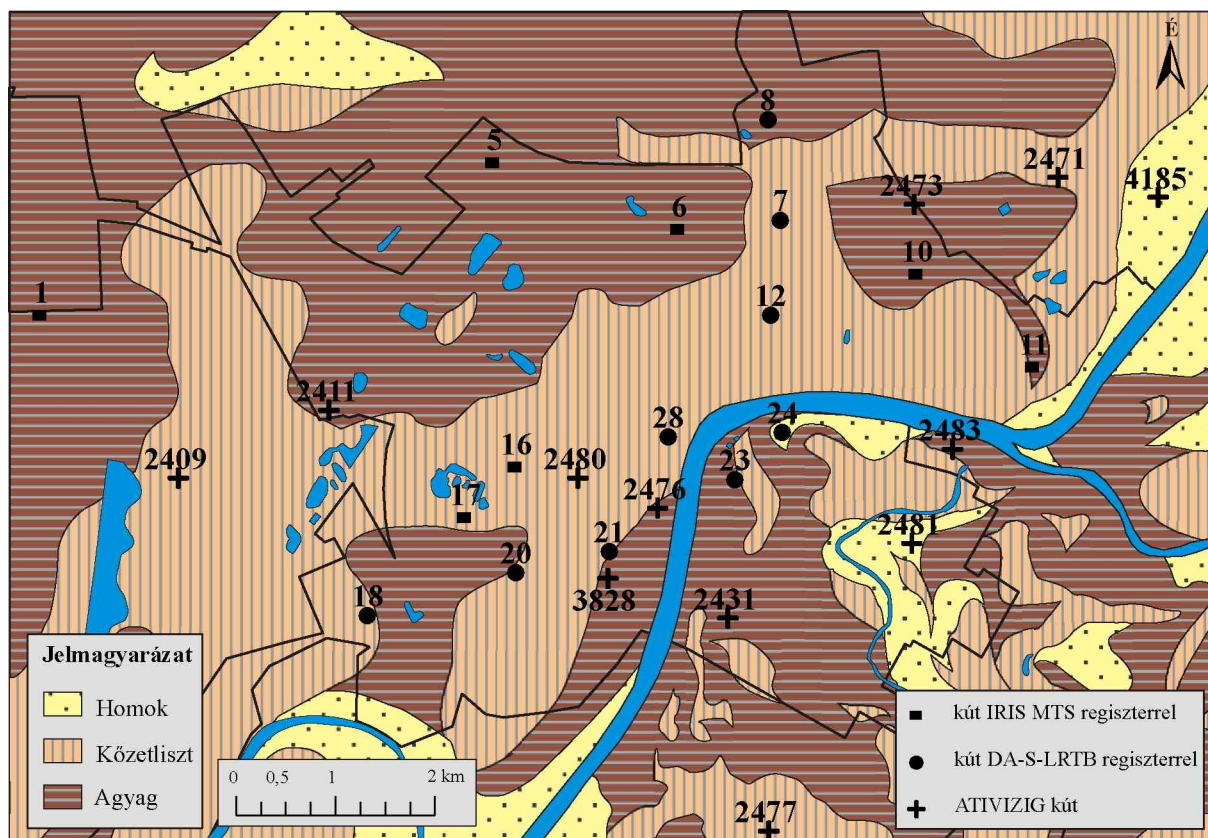
16. táblázat. Az R/S statisztika eredményei

Kút	Hurst exponens	Fraktál dimenzió	Szórás	Adat-szám	Kút	Hurst exponens	Fraktál dimenzió	Szórás	Adat-szám
1	0,73	1,27	0,033	1552	2409	0,69	1,31	0,065	1031
5	0,88	1,12	0,012	1699	2411	0,87	1,13	0,204	755
6	0,72	1,28	0,028	1559	2431	0,86	1,14	0,264	1289
7	0,68	1,32	0,520	12503	2471	0,73	1,27	0,081	1634
8	0,79	1,21	0,129	19865	2473	0,86	1,14	0,127	859
10	0,92	1,08	0,112	2436	2476	0,90	1,10	0,176	922
11	0,84	1,16	0,011	1568	2477	0,81	1,19	0,114	808
12	0,68	1,32	0,169	15812	2478	0,83	1,17	0,335	1485
16	0,73	1,27	0,042	1306	2479	0,91	1,09	0,198	888
17	0,80	1,20	0,091	1575	2480	0,75	1,25	0,143	1603
18	0,77	1,23	0,196	20158	2481	0,91	1,19	0,249	724
20	0,73	1,27	0,124	17935	2483	0,89	1,11	0,156	844
21	0,81	1,19	0,055	13655	3828	0,93	1,07	0,262	1339
23	0,75	1,25	0,419	17388	4185	0,75	1,25	0,088	659
24	0,75	1,25	0,045	20947	Tisza	0,65	1,35	0,323	4939
28	0,62	1,38	0,410	18949					

A legmagasabb H értékekkel ($H > 0,85$) leírható, és így a legnagyobb fokú perzisztenciával jellemezhető idősorokhoz tartozó kutak (5., 2411., 2473., 10., 2476., 3828., 2479., 2431., 2481. és 2483.) elhelyezkedése látszólag véletlenszerű, azonban földtani felépítésüket vizsgálva igencsak hasonlóak. A kutak környezetének rétegsorát a telepítésükkor készített fúrási jegyzőkönyvekből 10 m mélységig (a telepítéskori talpmélységig) ismerjük, azonban a talajvízjárás szempontjából a 3,5–5,5 m közötti mélység a legérdekesebb, ahol döntően a nyugalmi vízszintek állnak. A Hurst exponenseket leginkább ennek a mélységnek a földtani felépítéséhez érdemes hasonlítani, melyet vázlatosan a 27. ábra mutat be. A fent felsorolt tíz kút közül ($H > 0,85$) a Tisza jobb partján elhelyezkedő hét kút esetében a teljes szelvény agyag felépítésű, míg a három bal parti kútnál a felső néhány méterben az iszap és az agyag dominál. Ezek alapján kijelenthető, hogy a leginkább agyagos területeken erős perzisztencia jellemzi a talajvíz viselkedését. Azon kutak talajvízjárása, melyek környezetében – főként a felszín közelében – számottevő, legalább 1 m vastagságú homok a jellemző (1., 6., 12., 18., 20., 21., 28.), alacsonyabb perzisztenciával írhatók le ($H < 0,78$). Ez azzal magyarázható, hogy a homok jobb vízvezető képessége révén a beszivárgó vizet gyorsan áttereszt, kevésbé képes hosszú időn keresztül a talajvízszintek növekvő vagy csökkenő tendenciáját biztosítani, így viselkedése jobban közelít a véletlenszerű mozgáshoz (fraktális Gauss-féle zaj).



26. ábra. A Hurst exponensek térbeli megoszlása a Tisza és a talajvíz vonatkozásában (a Tisza H értékei 25 ponton megadva)



27. ábra. A mintaterület vázlatos földtani térképe 3,5-5,5 m mélységben (Kaszab, 1987 után módosítva) a monitoring kutak feltüntetésével

A kutakban mért átlagos relatív talajvízszinteket a Hurst-féle kitevőkkel összevetve nem találtam szignifikáns kapcsolatot, tehát a talajvízjárás hosszú távú emlékezetét a talajvízszintek felszíntől való mélysége nem befolyásolja számottevően. A H értékek térbeli eloszlását vizsgálva látható, hogy a magas és alacsony exponenseket jelző anomáliák elhelyezkedése igen változatos, találunk nagy perzisztenciával jellemezhető részeket a feltöltött belvárosban és a külterületeken egyaránt. Ezek alapján a beépítettségtől és az egyéb városi jellegből adódó antropogén hatásokról függetlenül a Hurst-féle kitevők térbeli eloszlása, tehát az adatok leválogatása helyesen történt, melyekkel így valóban csak a természetes folyamatokat vizsgáltam. A fentiek tükrében kijelenthető, hogy a talajvíz fraktál viselkedését elsősorban a földtani viszonyok (és a vízvezető képesség), illetve néhány területen a Tisza fluktuációja határozza meg.

5.2.4. Részösszegzés

A vizsgált 30 talajvízkútra vonatkozó talajvízszint idősorok felhasználásával célként tűztem ki a vízjárási és hidrodinamikai trendek, valamint a csapadékmennyiség és a Tisza vízszint változásainak talajvízszintekre gyakorolt hatásának feltárását. A célok eléréséhez a talajvízszint idősorok összehasonlítását, keresztkorrelációs vizsgálatokat és R/S analízist alkalmaztam. Az eredmények alapján a következő főbb megállapításokat tettem:

- A 13,5 éves (2000.01.01. és 2013.07.10. közötti) talajvízszint idősorok alapján a talajvízszintek maximumai áprilisban és májusban voltak mérhetőek, míg a minimumok az október–november időszakra tehetőek, mely a Szegeden átlagosnak tekinthető talajvízjárásnak felel meg. A talajvízjárást tekintve az átlagos éves ingás a kutakban 0,56–2,84 m között alakult.

- A talajvízszint idősorok normalitás vizsgálata és a vízszinteknek a Tisza vízállásaival való összehasonlítása során kimutattam, hogy mesterséges hatások (pl. városi vízrendezések) miatt a talajvízjárás erőteljesen módosult a kutak többségénél. Ezek alapján a talajvíz szintje nem emelkedik egy bizonyos (felszínhez közeli) maximum fölé, függetlenül a folyó vízállása vagy a csapadékmennyiség változásától. A városi környezetben tehát a (természetes) talajvízjárás vizsgálatához nélkülözhetetlen a mesterséges hatásokat jelző adatok leválogatása, mely az idősorok gyakorisági hisztogramjainak elemzésével, a „mellék-”módusz(ok) „fő”-módusztól való elválasztásával érhető el a legjobban.
- A csapadékmennyiség változása és a talajvízszintek fluktuációja közötti összefüggéseket keresztkorreláció analízissel elemeztem. A keresztkorrelációs együtthatók alapján a csapadék a Tiszához és a holtágakhoz közel fekvő kutak esetén nem jelzi előre a talajvízállás változásait. A többi kút esetében 1–14 napos hatóidőt tártam fel, vagyis a csapadékmennyiség változása eddig az eltolási napig fejt ki késleltetett hatását a talajvízjárásra.
- A Tisza 13,5 éves vízállás idősorára az R/S analízis során $H = 0,65$ eredményt kaptam, mely alapján a folyó perzisztens jellegű. Igaz tehát a folyó fluktuációjára, hogy magas vízállásokat nagyobb valószínűséggel követnek magas vízállások és kisebbeket pedig nagyobb valószínűséggel kisebbek.
- Bizonyítottam a hosszú távú memória meglétét és a perzisztens jelleget a szegedi talajvízjárásra vonatkozóan is, hiszen az egyes kutakhoz tartozó Hurst-exponensek minden esetben 0,5 felett alakultak; 0,62 és 0,93 közötti értékekkel.
- A kapott H értékek rávilágítanak arra, hogy az R/S analízis skálainvariáns jellege miatt alkalmas az eltérő hosszúságú (13,5 éves és 1,5 éves) és mérési intervallumú (három napos, fél-, illetve négyórás) idősorok összevetésére, ugyanis a vizsgált területen a különböző kutakhoz tartozó idősoroknál igen hasonló értékeket eredményezett. Az eredmények alapján az R/S analízis kiválóan adaptálható a heterogén városi környezetben, és jól alkalmazható a városi talajvízrendszerek fraktál viselkedésének vizsgálatára.
- Az egyes talajvízkutakhoz tartozó Hurst-féle kitevők alapján néhány kút esetében hasonló viselkedést mutat a talajvíz járása, mint a Tiszáé. Ezeknél a kutaknál – egy kivételével – bizonyítható a Tiszával való hidrológiai kapcsolat. A Hurst exponens tehát jól alkalmazható a felszíni vízfolyások környezetében lévő kutak közül azok leválogatására, melyek talajvíze a folyóval hidrológiai kapcsolatban áll.
- A Hurst exponensek térbeli eloszlását ábrázoló térképet az egyes kutak környezetének földtani viszonyaival összevetve számos összefüggést fedezhetők fel. Általánosságban elmondható, hogy a több méteres agyagszinttel jellemezhető területeken a talajvízjárás perzisztenciája jóval nagyobb fokú, mint a relative vastag, homokréteggel rendelkezők esetén. A fentiek alapján tehát a földtani felépítés, illetve a képződmények vízvezető képessége erősen befolyásolja a talajvízjárás hosszú távú memóriáját.

5.3. A talaj minőségi állapota és szorpciós tulajdonságai, transzportfolyamatok a telítetlen zónában

Városokban a talajok funkciói megváltoznak, a talajképző tényezőket erőteljes antropogén hatás éri, melynek következtében mind a fizikai tulajdonságaik, mind a minőségük leromolhat. A megváltozott talajparaméterek az egyes szennyezőanyagokat jellemző adszorpciós-deszorpciós viszonyokat is megváltoztathatják, amelynek fontos szerepe van a talajvíz-szennyezések szempontjából. A talaj és a talajvíz elszennyeződését azonban nem a regionális sajátosságok, hanem sokkal inkább a helyi, város-specifikus adottságok (pl. pontszerű szennyezőforrások, műtermékek a talajban) befolyásolják (Nagy, 2008; Vintse, 2014).

A talajszelvények fúrása és a talajminták vétele – a 2011 novemberéig tartó talajvízminta-vizsgálatok alapján – a hat legszennyezettebb talajvízkút (10., 13., 16., 22., 24., 28.) közvetlen környezetében történt. A szelvényeket a városban való elhelyezkedésük alapján, az adott városrészről vagy közterületről neveztem el. Mind a hat szelvény a város belterületén található, melyek közül kettő a Tisza jobb (BELVÁROS) és bal partján (ÚJSZEGED), egy pedig a Széchenyi téren (SZÉCHENYI) helyezkedik el. Ezek közül a BELVÁROS és a SZÉCHENYI szelvény található a legsűrűbben beépített és a közlekedéssel leginkább érintett területeken. A további szelvények (ÚJSZEGED, RÓKUS, PETŐFITELEP, MÓRAVÁROS) környezetére a családi házas, illetve a társasházakkal való beépítettség a jellemző, melyek a főbb közlekedés útvonalakkal nem érintettek. A mintavételek időpontjában a talajvíz szintje a Szegeden megszokotthoz képest – a hosszú száraz időszak következtében – mélyen állt a felszínhez viszonyítva. Mivel a szelvények fúrása kb. a talajvízszintig történt (kivéve a BELVÁROS szelvényt), ezért a relatíve hosszú fúrt szelvényekből összesen 37 db mintát vettem. A szelvények egyikében sem voltak egyértelműen elkülöníthetőek genetikai talajszintek, ezért rétegekként definiáltam az lehatárolható részeket. A megütött talajvízszintek (rel. m) mintavételi helyszínenként a következők voltak: BELVÁROS: 5,5 m; ÚJSZEGED: 4,1 m; SZÉCHENYI: 3,3 m; RÓKUS: 2,0 m; MÓRAVÁROS: 3,6 m; PETŐFITELEP: 2,5 m. A mintavétel során a szelvényekről feljegyzett főbb talajtulajdonságokat a 9. melléklet tartalmazza.

5.3.1. A talajok fizikai és kémiai tulajdonságai

A talajtani alaptulajdonságok laborvizsgálatát az összes talajmintára elvégeztem, melynek eredményeit a 17. táblázat tartalmazza. A kapott eredmények kiértékelését Stefanovits (1999), valamint Keveiné és Farsang (2008) munkájában meghatározott képletek és kategóriák alapján végeztem el.

17. táblázat. Talajtani alaptulajdonságok laborvizsgálati eredményei

Minta azonosító*	Mintavétel mélysége (cm)	pH (-)	Szervesanyag-tartalom (%)	Arany-féle kötöttségi szám (-)	Összes oldható sótartalom (%)	CaCO ₃ tartalom (%)
MV/01	20-40	7,72	3,52	47	0,03	10,32
MV/02	80-100	7,97	2,61	45	0,09	13,63
MV/03	120-140	8,35	1,21	36	0,14	25,60
MV/04	170-190	8,51	0,55	36	0,09	28,49
MV/05	240-260	8,43	0,56	34	0,05	18,17
MV/06	340-360	8,45	0,42	44	0,05	19,41
MV/07	400-420	8,41	0,54	62	0,08	18,58

Minta azonosító*	Mintavétel mélysége (cm)	pH (-)	Szervesanyag- tartalom (%)	Arany-féle kötöttségi szám (-)	Összes oldható sótartalom (%)	CaCO ₃ tartalom (%)
RK/01	20-40	7,7	2,15	37	0,08	16,10
RK/02	50-70	7,95	1,97	37	0,08	10,32
RK/03	70-90	8,14	1,26	42	0,05	8,67
RK/04	100-120	8,18	2,53	43	0,05	16,93
RK/05	140-160	8,4	0,44	39	0,04	19,41
PT/01	20-40	7,46	3,04	44	0,04	5,37
PT/02	50-70	7,69	2,4	42	0,04	5,37
PT/03	80-100	7,63	2,22	54	0,04	2,06
PT/04	110-130	8,1	0,66	46	0,03	10,74
PT/05	145-160	8,22	0,35	45	0,03	17,34
PT/06	180-200	8,32	0,38	40	0,03	16,93
PT/07	230-250	8,22	0,39	65	0,03	7,85
SZ/01	10-20	7,23	2,49	48	0,02	3,30
SZ/02	40-60	7,93	1,33	41	0,02	3,72
SZ/03	100-120	7,94	1,13	29	0,08	7,85
SZ/04	140-160	8,04	1,96	41	0,11	12,80
SZ/05	170-190	8,16	3,67	36	0,1	16,10
SZ/06	220-240	8,18	1,47	48	0,09	12,80
SZ/07	340-360	8,31	0,49	28	0,08	16,93
ÚS/01	40-60	8,14	1,49	46	0,03	0,41
ÚS/02	90-110	7,97	1,39	52	0,03	2,89
ÚS/03	130-150	7,97	1,51	58	0,04	1,65
ÚS/04	170-190	7,43	1,95	66	0,06	1,24
ÚS/05	330-350	7,89	0,64	41	0,04	2,06
ÚS/06	400-420	8,01	1,99	44	0,05	3,30
BV/01	0-20	7,47	5,14	42	0,04	5,78
BV/02	20-40	7,74	2	29	0,02	4,54
BV/03	50-70	7,93	3,92	28	0,01	7,85
BV/04	90-110	7,19	3,94	48	0,1	10,32
BV/05	160-180	7,62	2,85	37	0,09	12,39

*MV: MÓRAVÁROS; RK: RÓKUS; PT: PETŐFITELEP; SZ: SZÉCHENYI; ÚS: ÚJSZEGED; BV: BELVÁROS

5.3.1.1. Fizikai féleség

A fizikai féleséget a lézer diffrakciós módszerrel megállapított szemcseméret eloszlás alapján, háromszögdiagram segítségével határoztam meg, melynek eredményeit a 18. táblázat mutatja be. A szemcseméret eloszlásokat a 10. melléklet tartalmazza. A szakirodalom szerint (Beuselinck et al., 1998; Kun et al., 2013) az alkalmazott lézer diffrakciós módszer adja az egyik legmegbízhatóbb eredményt a szemcseméret eloszlására, ugyanis a vizsgálat során 108 szemcseméret-tartományban történik a mérés (szemben pl. a pipettás módszer hat tartományával).

A háromszögdiagram segítségével meghatározott textúra-csoportok alapján minden minta a vályog, a homokos vályog és az agyagos vályog textúra-csoportba tartozik. Heterogén

fizikai féleség jellemző a MÓRAVÁROS szelvényre (a mélységgel haladva homokos vályog, vályog, homokos vályog, vályog és agyagos vályog rétegek váltakoznak), azonban a szelvények többségénél csak egy vagy két textúra-csoport különíthető el. A RÓKUS szelvényben minden réteg vályog, hasonlóan a PETŐFITELEP szelvényben is, azonban itt a legalsó réteg agyagos vályog. A SZÉCHENYI és ÚJSZEGED szelvényekben szintén csak egy-egy réteg tér el a vályog textúra-csoporttól. Az eredmények nagyobb összefüggő homokos (vályog) réteget a BELVÁROS és a MÓRAVÁROS szelvényben mutatnak. A legmagasabb homoktartalom (50% körüli) a BELVÁROS szelvény 2. és 3. rétegében (20–70 cm) van, míg a legmagasabb agyagtartalommal (28–30%) a MÓRAVÁROS szelvény 2., 3. és 7. rétege jellemezhető. Ezek az értékek az Arany-féle kötöttségi szám (K_A) eredményeket (17. táblázat) is alátámasztják, mivel a K_A elsősorban a talaj agyagtartalmával van összefüggésben. Ennek megfelelően a legalacsonyabb K_A értékeket a leginkább homokos rétegeknél (pl. BV/02, BV/03) kaptam, míg a nagy agyagtartalmúaknál (pl. a MÓRAVÁROS szelvény említett rétegeiben) jóval magasabbakat. Mind a K_A értékek, mind a szemcseeloszlások azt mutatják, hogy a talajok módosultak az antropogén hatások (bolygatás, feltöltés, csonkolás stb.) következtében, hiszen ezek az értékek rapszodikusán változnak vertikálisan a szelvényekben, gyakran éles váltással a szomszédos rétegek között.

18. táblázat. A talajminták textúra-csoportjai a szemcseösszetétel alapján

Minta azonosító *	Textúra-csoport	Minta azonosító *	Textúra-csoport
MV/01	homokos vályog	SZ/01	homokos vályog
MV/02	vályog	SZ/02	vályog
MV/03	vályog	SZ/03	vályog
MV/04	homokos vályog	SZ/04	vályog
MV/05	homokos vályog	SZ/05	vályog
MV/06	vályog	SZ/06	vályog
MV/07	agyagos vályog	SZ/07	vályog
RK/01	vályog	ÚS/01	vályog
RK/02	vályog	ÚS/02	vályog
RK/03	vályog	ÚS/03	vályog
RK/04	vályog	ÚS/04	agyagos vályog
RK/05	vályog	ÚS/05	vályog
PT/01	vályog	ÚS/06	vályog
PT/02	vályog	BV/01	homokos vályog
PT/03	vályog	BV/02	homokos vályog
PT/04	vályog	BV/03	homokos vályog
PT/05	vályog	BV/04	vályog
PT/06	vályog	BV/05	vályog
PT/07	agyagos vályog		

* MV: MÓRAVÁROS; RK: RÓKUS; PT: PETŐFITELEP; SZ: SZÉCHENYI; ÚS: ÚJSZEGED; BV: BELVÁROS

5.3.1.2. Karbonáttartalom

A szénsavas mésztartalom fontos mutatója a talajnak, mely mennyisége jelentősen befolyásolja a talaj pufferképességét (Keveiné, Farsang, 2008). A vizsgált talajminták tartalmazznak szénsavas meszet, a karbonáttartalom átlagosan 10,7%. Szelvényenként a karbonáttartalom szórása változatos, 1,1 és 6,3% közötti. A vertikális megoszlást tekintve a

városközpontban található SZÉCHENYI és BELVÁROS szelvényekben a mélységgel növekszik a karbonáttartalom, a többi szelvényben a vertikális megoszlás rapszodikus. A karbonáttartalom alapján a minták a gyengén meszes ($\text{CaCO}_3\% = 0\text{--}5\%$), a közepesen meszes ($\text{CaCO}_3\% = 5\text{--}20\%$) és az erősen meszes ($\text{CaCO}_3\% > 20\%$) kategóriába tartoznak. Az ÚJSZEGED szelvény karbonát-tartalmában némileg eltér a többi szelvénytől, ugyanis az összes réteg a gyengén meszes kategóriába tartozik. 20% feletti karbonáttartalom a MÓRAVÁROS szelvényben fordul elő, ám ott sem a felső, hanem a mélyebb rétegekben.

A városi talajok általában sok meszet tartalmaznak, mely az antropogén tevékenységre (meszes építési törmelékek, feltöltés) vezethető vissza. Ezen kívül a talaj bolygatása, átkeverése következtében a magas karbonát-tartalmú alapkőzetből (pl. a Szegedre jellemző löszös alapkőzetből), illetve a kerti talajok esetében a meszezésből is származhat.

5.3.1.3. Kémhatás

A talajminták desztillált vizes szuszpenzióban mért pH-értékei 7,19 és 8,51 között változtak, tehát a talajok kémhatásukat tekintve minden esetben a gyengén lúgos ($\text{pH} = 7,1\text{--}8,0$), illetve a lúgos ($\text{pH} = 8,1\text{--}9,0$) kategóriába estek. Az eredmények megfelelnek a városi talajokra jellemző értékeknek, bár Billwitz és Breuste (1980) szerint a városi talajoknak elsősorban a fedőrétegére jellemző a lúgosság, a mintáim esetében azonban a szelvények többségénél a mélység növekedésével nő a pH-érték is. Egyedül az ÚJSZEGED szelvényre igaz, hogy a legmagasabb pH-érték a legfelső réteget jellemzi, azonban ebben a szelvényben a pH-érték vertikális változása rapszodikus. Mivel ez a szelvény a Tisza körtöltése mellől származik, feltehetően a töltés anyagának feltalajba kerülése miatt magasabb itt a pH-érték. A szelvényeken belül a pH-érték szórása relatíve kicsi (0,25–0,35), tehát meglehetősen homogén a vertikális megoszlása.

Városi talajok esetén a lúgosabb kémhatást (a természetes talajokhoz képest) a talajba kerülő építési törmelékek, korom, cement és beton pH-értéket növelő hatása okozza (Lehmann, Stahr, 2007). Ezzel némileg ellent mond az a tény, hogy a legalacsonyabb pH-értékek a BELVÁROS szelvényhez tartoznak, melyben minden réteg műtermékkel és törmelékkel kevert. Ugyanakkor ez egybeesik a talajvíz vizsgálatok eredményeivel, hiszen a szelvény melletti 22. kút esetében mértem a legalacsonyabb pH-értékeket is a talajvízben.

Egyértelmű a kapcsolat a talaj karbonáttartalma és a pH között, mely azzal magyarázható, hogy a magas karbonáttartalom bázikus kémhatást idéz elő. Ennek megfelelően – a heterogén ÚJSZEGED szelvény kivételével – a pH a mélységgel a karbonát-tartalomhoz hasonlóan változott. A leginkább meszes MÓRAVÁROS szelvényhez tartoznak egyben a legmagasabb pH-értékek is.

5.3.1.4. Szervesanyag-tartalom

A talajban az adszorpciós tulajdonságokat jelentősen befolyásolja a humusz mennyisége, ezért meghatározása igen fontos a szennyezőanyag-megkötő képesség feltárása szempontjából. A talajok szervesanyag-tartalmának vizsgálati eredményeként változatos humusz% ($\text{H}\%$) értékeket kaptam. A mintákban a $\text{H}\%$ 0,35% és 5,14% között változott, a szórás a szelvényeken belül is relatíve nagy, többségüknél eléri az 1%-ot. Előfordul kis humusztartalmú ($\text{H}\% < 2\%$), közepes humusztartalmú ($\text{H}\% = 2\text{--}4\%$) és humuszban gazdag ($\text{H}\% > 4\%$) talajréteg is. 4% feletti humusztartalommal csak a BELVÁROS szelvény feltalaja ($\text{H}\% = 5,14\%$) jellemezhető, melynek mintavételi helye egy közintézmény (klinika) udvarában található. Itt folyamatosan vastag avartakaró borítja a felszínt, melynek bomlásából származhat a szervesanyag-többlet. A legmagasabb átlagos humusztartalom (3,57%) szintén ezt a szelvényt jellemzi, azonban a $\text{H}\%$ mélységi megoszlása itt is igen változatos.

A humusztartalom vertikális megoszlását tekintve heterogén az összes szelvény, ellentétben a természetes talajokkal, melyeknél a genetikai típusnak megfelelően általában szabályosan, a mélységgel csökken a humusztartalom. Az antropogén bolygatást jelzi, hogy alacsony humusztartalmú rétegek közé egy-egy magasabb H%-kal jellemezhető réteg ékelődik be. Ez az antropogén hatás adódhat a talaj átkeveréséből, a felszíni lefedésből, vagy a magas szervesanyag-tartalmú talajjavítók és trágyák talajra juttatásából. További ok lehet, hogy a folyamatos antropogén tevékenység csak „fiatal” talajok kialakulását tette lehetővé, ezért nem volt elég idő a megfelelő humuszképződéshez. A feltöltött területeken az alacsony H%-ot okozhatja az is, hogy például humuszban szegény homokkal történt a feltöltés.

5.3.1.5. *Összes oldott sótartalom*

A talajminták összes oldott sótartalma (só%) 0,01–0,14% közötti, tehát egységesen alacsony összes oldott sótartalom jellemzi a szelvényeket. A sótartalom szerinti csoportosítás alapján összesen négy minta tartozik a gyengés sós (só% = 0,1–0,25%) kategóriába, míg a többi a nem sós (só% < 0,1 %) kategóriába esik. A szelvények sótartalma között egyértelmű különbség nem tárható fel, hiszen minden szelvény hasonló só%-kal jellemezhető, melyek közül néhányánál a középső rétegekben enyhén növekedett a sótartalom. A minták környezetében tehát nem jellemző az antropogén hatásra megnövekedett sótartalom, még a közlekedési útvonalak közelében sem, ahol az utak sózásából származhatna némi sótöbblet. Ez az eredmény egybecseng Puskás (2008) eredményeivel, miszerint a szegedi városi talajok gyengén sósak, vagy sómentesek, és az antropogén tevékenység hatása a sótartalomban nem mutatkozik meg.

5.3.1.6. *Szivárgási tényező*

A talajok szivárgási tényezőjének ismerete elengedhetetlen a vertikális szennyezőanyag-terjedés vizsgálatához, hiszen jelentősen befolyásolja a talajban zajló adszorpciós-deszorpciós folyamatokat. A bolygatatlan talajmintákból (összesen 25 db, római számokkal jelölve) permeaméterrel, állandó és csökkenő víznyomás módszerével becsültem meg a szivárgási tényező (K) értékeket, melynek eredményeit a 19. táblázat tartalmazza. A szivárgási tényezők igen változatosak, értékük 0,04 és 99,92 cm/nap között változik. A homokos vályog textúrájú talajminták jellemezhetők a legnagyobb vezetőképességgel, az 1 cm/nap alatti szivárgási tényezők pedig szinte kivétel nélkül a magas agyagtartalommal (agyag% > 20%) rendelkező rétegekhez tartoznak.

Minden szelvény esetében hasonló a K-tényezők vertikális változása, miszerint a felső réteg(ek) jóval magasabb értékekkel jellemezhetők az alsó rétegekhez képest, és az egyes rétegek között nagyságrendi különbségek is előfordulnak. A szennyezések vertikális terjedését tekintve pozitív, hogy a talajvíz szintjéhez közelebbi rétegek általában rosszabb vízvezető képességgel rendelkeznek, ugyanis így a felszínről származó toxikus anyagok nehezebben juthatnak be a talajvízbe.

Városi területen a szivárgási tényezőt a magas műtermék- és törmeléktartalom befolyásolhatja, mely a felszín közeli rétegek K-tényezőjének emelkedését okozhatja. Ezért fordulhat elő például a MÓRAVÁROS szelvény esetében, hogy a szivárgási tényező a felső, műtermékben gazdag rétegben mintegy 100 cm/nap, jóllehet a homokos vályog textúrájú talajok tipikus K-tényezője mindössze 30 cm/nap (Bouwer, 2002). Ezzel szemben az alacsony értékek a városi talajoknál gyakori tömörödést is tükrözhetik, melyek többnyire nem a felszíni, hanem a mélyebb rétegeket jellemzik. Ez az emberi tevékenység módosító hatására, például a talajok bolygatására vagy átkeverése utal.

19. táblázat. A bolygatatlan talajminták szivárgási tényezői

Minta azonosító *	Minta mélysége (cm)	Szivárgási tényező (cm/nap)	Minta azonosító *	Minta mélysége (cm)	Szivárgási tényező (cm/nap)
MV/I	20-25	99,92	PT/V	145-150	0,35
MV/II	55-60	11,82	SZ/I	20-25	39,15
MV/III	95-100	0,04	SZ/II	55-60	6,60
MV/IV	145-150	0,27	SZ/III	95-100	7,80
RK/I	20-25	2,72	SZ/IV	145-150	1,56
RK/II	45-50	7,83	ÚS/I	20-25	23,40
RK/III	80-85	0,36	ÚS/II	45-50	1,94
RK/IV	95-100	0,18	ÚS/III	145-150	0,96
RK/V	145-150	0,13	BV/I	20-25	51,31
PT/I	20-25	5,23	BV/II	45-50	12,24
PT/II	45-50	0,17	BV/III	110-115	2,42
PT/III	75-80	0,18	BV/IV	145-150	4,99
PT/IV	100-105	0,04			

* MV: MÓRAVÁROS; RK: RÓKUS; PT: PETŐFITELEP; SZ: SZÉCHENYI; ÚS: ÚJSZEGED; BV: BELVÁROS

5.3.2. A talajok nehézfém tartalma

A talajok nehézfém tartalmának tanulmányozásával egyik célom volt megvizsgálni, hogy a leginkább szennyezett talajvízű kutak környezetében szennyezett-e a talaj is. A talajmintákban hét olyan nehézfém (Cu, Cd, Co, Cr, Pb, Ni, Zn) koncentrációját határoztam meg, melyeket a talajvízben is mértem. Az eredményeket a 11. melléklet tartalmazza. A talajminták minősítését a 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendeletben meghatározott, földtani közegre vonatkozó „B” szennyezettségi határértékek segítségével végeztem el.

A nehézfémek közül – a talajvízhez hasonlóan – a kadmium koncentrációi minden esetben a kimutatási határ alatt voltak, ezért a további vizsgálatokból ezt az elemet kihagytam. Annak ellenére, hogy a kobalt koncentrációja egy talajvízmintában sem érte el a kimutatási határt, a talajban jelentékeny a kobalt mennyisége. A vonatkozó „B” szennyezettségi határértéket (30 mg/kg) egy mintában sem haladta meg a kobalt koncentrációja, viszont néhány esetben – a PETŐFITELEP és az ÚJSZEGED szelvény mintáiban – a természetes háttér-koncentrációt (15 mg/kg) elérte. A legtöbb kobalt az ÚJSZEGED szelvényben fordul elő, ahol az átlagkoncentráció 13,5 mg/kg. A kobalt szelvényeken belüli változását tekintve többnyire a felső rétegekben akkumulálódik a leginkább, azonban a MÓRAVÁROS és a PETŐFITELEP szelvényeknél a legmélyebb rétegekben a legmagasabb a kobalt koncentráció. A kobalt mélységgel történő változása minden szelvényben rapszodikus, nem követ egyikben sem szabályos, a mélységgel csökkenő vagy növekvő tendenciát. A kobalt és a többi nehézfém koncentrációinak szelvényeken belüli vertikális megoszlását a 28. ábra mutatja be.

A króm koncentrációk minden mintában határérték (75 mg/kg) alatt maradtak, azonban a minták többségében (73%) mennyisége meghaladta a természetes háttér-koncentrációt (30 mg/kg). A króm koncentrációi 13,8 és 66,3 mg/kg között alakultak, a legmagasabb átlagos koncentráció (51,9 mg/kg) – a kobalthoz hasonlóan – az ÚJSZEGED szelvényt jellemzi. A

króm mélységgel történő változása szabálytalan, a rétegek között nagy – akár 30 mg/kg-os – koncentráció-különbségek is előfordulnak.

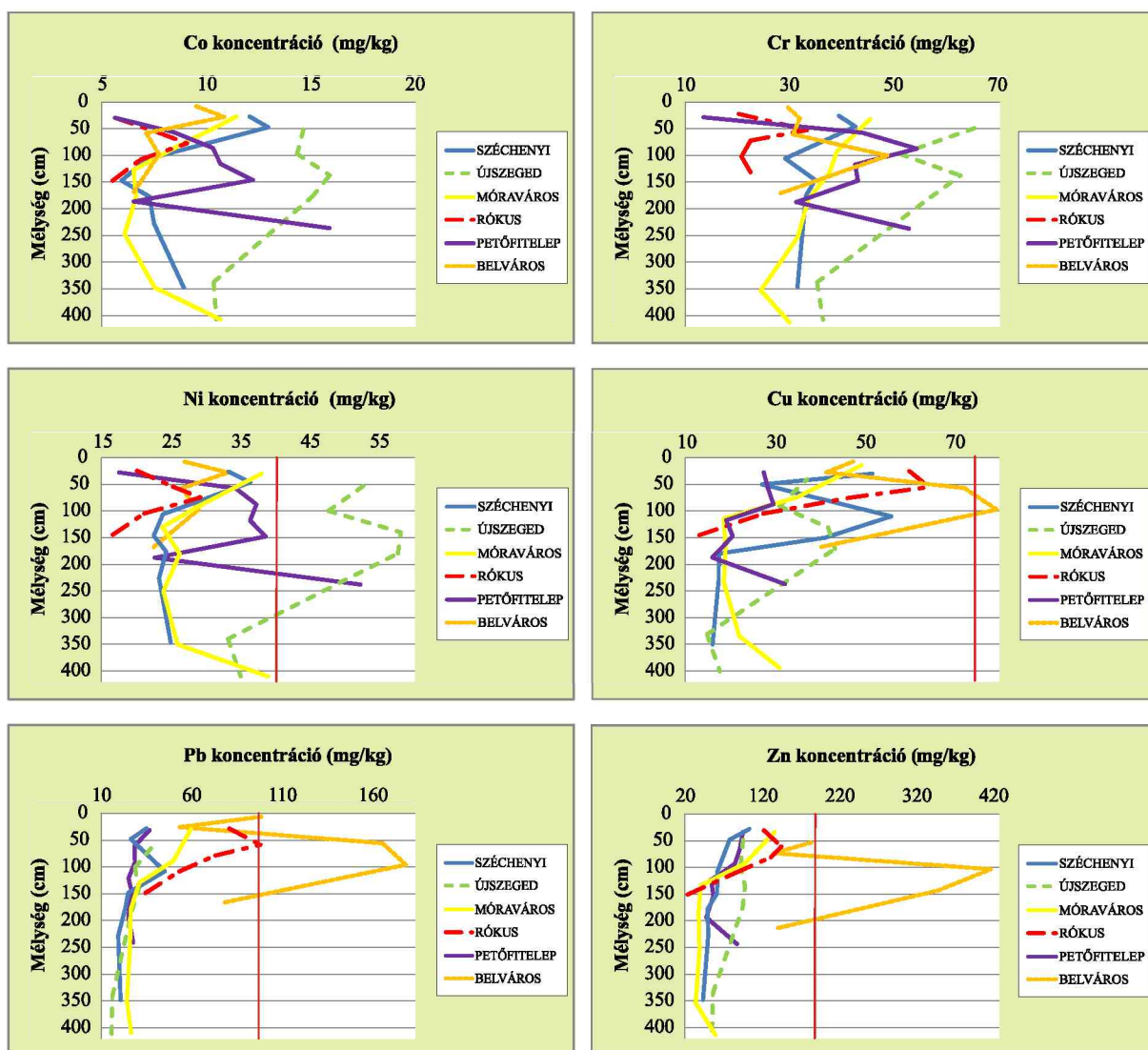
A mért komponensek közül nikkellel szennyezett leginkább a talaj, összesen hat mintában lépte át a nikkel mennyisége a 40 mg/kg-os határértéket. Farsang és Puskás (2007) Szeged városi talajainak nehézfém tartalmát összehasonlította négy magyarországi nagyvárossal, melynek eredményeként kiderült, hogy a szegedi talajokban messze a legmagasabb az átlagos nikkel koncentráció (30,2 mg/kg). A mintáimban a nikkel koncentrációk 17,4 és 58,1 mg/kg között változtak, tehát jelentős mértékű az adatok között a szórás. Nikkellel szintén az ÚJSZEGED szelvény a leginkább terhelt (átlag koncentráció 47,2 mg/kg), azonban a PETŐFITELEP szelvényben is található két szennyezett réteg. A nikkel 25 mg/kg-os háttér-koncentrációját a minták több mint fele meghaladta. A nikkel koncentrációk a mélységgel rapszodikusan változnak, és a többi fémrel összehasonlítva a görbék lefutása leginkább a krómhoz hasonlít.

A réz mennyisége egy, a BELVÁROS szelvényből származó mintában haladta meg a 75 mg/kg-os határértéket, azonban a minták felében a réz koncentráció a 30 mg/kg-os háttér-koncentráció feletti. A legmagasabb értékeket a BELVÁROS szelvényen kívül a SZÉCHENYI és a RÓKUS szelvényekben mértem. Egy 1999-es mérésorozat alapján Szeged zöldterületeinek talaja leginkább rézzel szennyezett, az átlagos réz koncentráció rendkívül magas, mintegy 270 mg/kg (Farsang, Puskás, 2007). Szolnoki (2014) Szeged városi kerti talajaira vonatkozó vizsgálataiban megállapította, hogy a kiskertekben a talajok erősen terheltek rézzel, sőt, a legtöbb határérték átlépés a rézre vonatkozóan fordult elő. Ez alapján nemcsak a sűrűn lakott területek talajainál jelent problémát a magas réztartalom, hanem a város egész területére jellemző. A réz koncentrációk vertikális megoszlása változatos, viszont az eddig tárgyalt kobalt, króm és nikkel görbéinek lefutásától jelentősen eltér.

Az ólom koncentrációk két mintában (a BELVÁROS szelvényben) lépték át a 100 mg/kg-os szennyezettségi határértéket, a háttér-koncentrációt (25 mg/kg) pedig 26 mintában haladta meg. Az értékek között meglehetősen nagy a szórás, a minimum koncentráció 17,2 mg/kg, míg a maximum 174 mg/kg. A koncentrációk a mélységgel csökkennek, az ólom legnagyobb része a felszín közeli rétegekben akkumulálódik, amely feltehetően annak köszönhető, hogy az ólom a legerősebben lekötött fém a talajban, ezért lemosódása csekély (Filep, 1999). Ennek ellenére a talajvízben magas – gyakran határérték feletti – koncentrációban fordul elő, amely más szennyezőforrások jelenlétére utal.

A cink mennyisége ugyanabban a két mintában haladta meg a vonatkozó határértéket (200 mg/kg), mint az ólom esetében. Ezekben jelentős a cink szennyezettség, ugyanis a határértéket másfélszeresen (342,9 mg/kg), illetve kétszeresen is meghaladják (412,3 mg/kg). A szelvények többségében azonban az átlagkoncentrációk nem érik el a háttér-koncentrációt (100 mg/kg). A cink koncentrációk vertikális megoszlása többnyire a mélységgel csökkenő mintázatot mutat, lefutása leginkább az ólom és a réz görbéihez hasonlít.

Kijelenthető az általam vizsgált talajszelvények alapján, hogy a legszennyezettebb talajvízű kutak környezetében a talaj is nehézfémekkel terhelt. Néhány mintánál a nikkel, a cink, az ólom és a réz meghaladta a vonatkozó szennyezettségi határértékeket, de számottevő koncentrációkat mértem a kobalt és a króm esetében is. Minden nehézfém esetében a vertikális koncentráció-változás rapszodikus, mely egyértelműen az antropogén hatást tükrözi. A leginkább szennyezett talajszelvény az átlagkoncentrációk alapján a BELVÁROS, mely a legtöbb komponenssel szennyezett talajvízű kút (22.) közvetlen közeléből származik. Ezt követi az ÚJSZEGED szelvény, melynek környezetében elhelyezkedő kút (24.) a második a talajvíz-szennyezettségi sorrendben. Ezek az eredmények azt sugallják, hogy a talajvíz nehézfém-terhelésének egy része a talajból, illetve a szennyezések talajon keresztüli beszivárgásából (a nehézfémek mobilizálódása révén) származik.



28. ábra. A nehézfém-koncentrációk vertikális megoszlása a talajszelvényekben (a vonatkozó szennyezettségi határérték pirossal jelölve)

A talajban mért nehézfémek koncentrációi közötti kapcsolatok vizsgálatára nem-paraméteres Spearman-féle rangkorrelációt alkalmaztam. Az egyes nehézfémekre vonatkozóan a talajvízmintákhoz képest ($N = 507$) kevesebb a talajmintáknál a mérési eredmény ($N = 37$), azonban ez a mintaszám már elegendően nagy ahhoz, hogy a korrelációanalízis megfelelő eredményt adjon (Geiger, 2007; Sajtos, Mitev, 2007). Az analízissel szignifikáns, erős pozitív korrelációs kapcsolat tártam fel a réz, az ólom és a cink között, melyeknél minden korrelációs együttható 0,8 feletti (20. táblázat). Ez a kapcsolat egybeesik a talajvíznél kapott összefüggésekkel, ahol szintén e három elem – a kalkofil elemek – között volt kimutatható szoros kapcsolat. A talajvízhez hasonlóan a talajnál is szoros pozitív korrelációs kapcsolat ($r = 0,918$) található a nikkel és a króm között, továbbá ehhez a párhoz társul a kobalt ($r = 0,873$ és $0,680$), mely a talajvízben nem volt jelen kimutatható mennyiségben. A nikkel és a kobalt a sziderofil elemek csoportjába tartozik (Goldschmidt, 1937), melyek gyakran fordulnak elő a vassal a természetben. White (2013) csoportosítása szerint mindhárom fém az átmeneti fémek közé tartozik, míg a Zavarickij-féle rendszer a titán-vas-csoport tagjaiként definiálja őket (Grasselly, 1995). Ezek alapján kapcsolatuk egyértelműen a hasonló geokémiai viselkedéssel magyarázható. A korrelációs együtthatók alapján a vizsgált nehézfémek két csoportra (Cu-Zn-Pb és Ni-Cr-Co) oszlanak, melyek tagjai együttesen, hasonló térbeli tendenciát követve változnak a talajban.

20. táblázat. Spearman-féle korrelációs együtthatók a talajmintákban vizsgált nehézfémek között (N = 37) (a 0,5 feletti korrelációs együtthatók félkövér betűtípussal kiemelve)

	Cu	Ni	Co	Cr	Pb	Zn
Cu	1,000					
Ni	0,261	1,000				
Co	0,256	0,918**	1,000			
Cr	0,199	0,811**	0,680**	1,000		
Pb	0,815**	-0,004	-0,051	-0,001	1,000	
Zn	0,880**	0,287	0,242	0,218	0,873**	1,000

** szignifikáns a 0,01 szignifikancia szinten

5.3.3. Az adszorpciók kísérletek eredményei és értékelésük

A talajok elszennyeződésük következtében egyre kevésbé képesek megfelelni szűrő-tompító-lebontó feladatuknak (Szabó, 2002), melynek folyamánként növekedhet a talajvízben is a szennyezés. A talajokban zajló szennyezőanyag-migrációs folyamatok megértéséhez szükséges a talajok adszorpciók tulajdonságainak megismerése.

A város különböző pontjairól származó talajmintákban sztatikus egyensúlyi kísérletek során a talajban lejátszódó nehézfém-adszorpciót vizsgáltam, mely segítségével célom volt meghatározni az egyes rétegek adszorpciók jellemzőit. A kísérletekhez 20 db, a terepi és laboratóriumi vizsgálatok eredményei alapján reprezentatívan kiválasztott talajmintát használtam fel. A kiválasztás fő szempontja az volt, hogy a hasonló fizikai és kémiai tulajdonságú szomszédos minták közül kiválasszak egyet, melynek a kísérletekben megkapott szorpciók tulajdonságai jól reprezentálják a meg nem mért mintákat is. A modellkísérleteket két nehézfémre, a nikkelt és a rézre végeztem el. Az elemek kiválasztásánál több szempontot is figyelembe vettem. A nikkelt azért választottam, mert a talaj leginkább ezzel az elemmel szennyeződött. A réz mennyisége bár csak egy mintában haladta meg a határértéket, azonban számos mintában relatíve nagy koncentrációban fordult elő, illetve korábbi vizsgálatok (Farsang, Puskás, 2007; Puskás, 2008; Szolnoki, 2014) alapján Szegeden a talajok leginkább rézzel szennyezettek. További ok volt, hogy az előző fejezetben a korrelációs számítások alapján is definiált két rendszerből (Cu-Zn-Pb és Ni-Cr-Co) egy-egy elem tulajdonságait feltárjam.

A kísérletek során különböző töménységű kezdeti oldatkonzentrációval (C_0) kezeltem a talajmintákat. A nagyobb oldatkonzentrációk vizsgálata azért volt fontos, mert bár a természetben nem, de antropogén szennyezés esetén, különösen városi és ipari területeken előfordulhatnak a toxikus elemek ilyen nagy mennyiségben. A kísérletek során megmértem az egyensúlyi oldatkonzentrációkat (C_e) és a 4.1 képlet alapján kiszámoltam az egyensúlyi adszorbeált fémmennyiségeket (q). A 4.2 függvényre (Langmuir izoterma) illesztett egyenes meredekségéből megkaptam az adszorpciók kapacitás (a) és az adszorpciók egyensúlyi állandó (K_d) értékeket, továbbá az illesztő egyenes y tengellyel való metszéspontjából az adszorpciók kölcsönhatás erősségét. A linearizált Langmuir izoterma illesztő egyeneseinek szórásnégyzete ($r^2 = 0,95-0,99$) alapján a módszer kiválóan leírja az adszorpciók kölcsönhatásokat a nikkelt és a réz esetében is, tehát a Langmuir-féle közelítés jól alkalmazható a vizsgált talajok adszorpciók tulajdonságainak leírására. A fajlagos adszorpció (%) megadására elosztottam az egyes minták által adszorbeált mennyiséget a kezdeti koncentrációkkal.

5.3.3.1. A nikkel adszorpciója

A nikkel (Ni) adszorpciókísérletek során a talajmintákat 0,2, 10, 50 és 100 mg/l kezdeti oldatkonzentrációval kezeltem, melynek eredményeit (C_e és q értékek) a 12. melléklet tartalmazza. A Langmuir függvény segítségével kapott adszorpciókapacitás (a) és adszorpcióegyensúlyi együttható (K_d) értékeket a 21. táblázat tartalmazza. Az adszorpcióizotermákat a 29. ábra mutatja be.

A kapott eredményekből kiszámoltam a fajlagos adszorpciókapacitást (%), vagyis a talaj által adszorbeált mennyiséget a kezdeti koncentráció %-ában (21. táblázat). A kísérletek alapján a legkisebb kezdeti koncentrációt (0,2 mg/l) minden minta megkötötte, tehát itt még a fajlagos adszorpció 100%-os. A 10 mg/l-es kezdeti koncentráció esetén már csökken a minták adszorpcióképesége, a fajlagos adszorpció 83,1% és 99,4% között változik. A mintákban 20–25 mg/kg közötti Ni mennyiség adszorbeálódott, míg az 50 mg/l-es kezdeti koncentrációnál már nagyobb az eltérés a minták között, a q értéke 81,8 és 118,1 mg/kg közötti. Ennél a koncentrációnál már meredeken csökken a minták adszorpcióképesége, a rábocsájtott Ni mennyiségnek már csak 65,4–94,5%-át tudták adszorbeálni. A legmagasabb kezdeti oldatkonzentráció (100 mg/l) esetén a fajlagos adszorpció 50,6 és 89,6% közötti, tehát egyes minták a Ni koncentrációnak már csak a felét képesek megkötni.

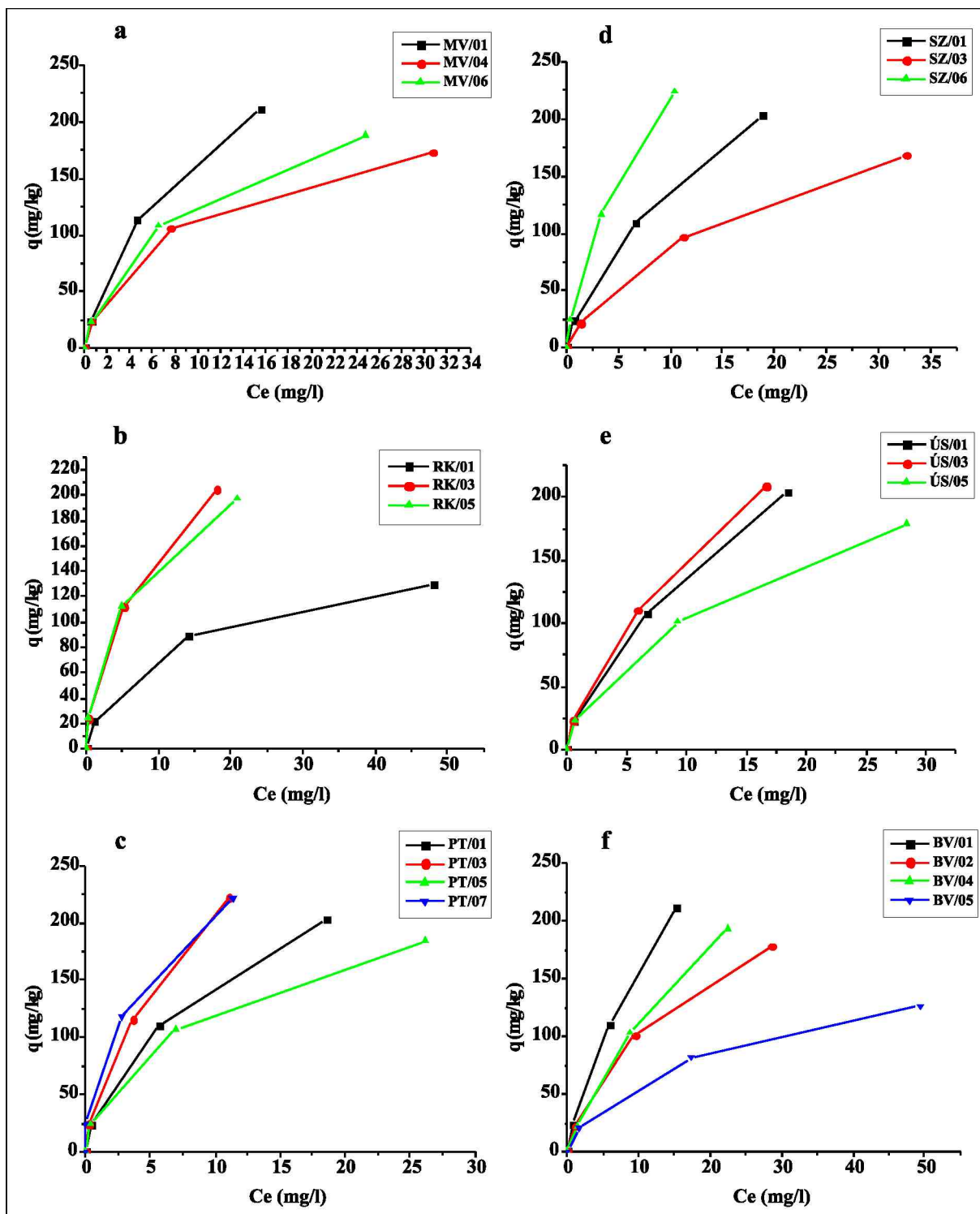
21. táblázat. A nikkel adszorpciókísérletek eredményeiből számolt adszorpcióparaméterek

Minta	Kezdeti oldatkonzentráció (C ₀)				Adszorpciós kapacitás (mg/kg)	Adszorpciós egyensúlyi állandó (ml/g)
	0,2 mg/l	10 mg/l	50 mg/l	100 mg/l		
	Fajlagos adszorpció (%)					
MV/01	100,0	93,8	90,7	84,4	330,65	8,83
MV/04	100,0	93,4	84,7	69,3	214,23	7,48
MV/06	100,0	93,7	86,8	75,2	250,35	8,32
RK/01	100,0	88,2	71,5	51,8	153,31	9,45
RK/03	100,0	96,4	89,7	81,9	294,72	8,04
RK/05	100,0	97,7	90,1	79,2	253,45	5,95
PT/01	100,0	95,8	88,5	81,5	314,93	10,23
PT/03	100,0	97,3	92,7	88,9	390,44	8,45
PT/05	100,0	96,2	86,0	73,8	241,57	8,29
PT/07	100,0	99,4	94,5	88,7	305,00	4,29
SZ/01	100,0	93,1	86,9	81,2	361,35	14,81
SZ/03	100,0	86,8	77,5	67,3	266,02	19,13
SZ/06	100,0	97,0	93,4	89,6	376,78	7,15
ÚS/01	100,0	93,3	86,6	81,6	390,29	16,98
ÚS/03	100,0	94,6	88,2	83,3	386,44	14,34
ÚS/05	100,0	92,8	81,4	71,6	271,00	14,82
BV/01	100,0	92,6	88,3	84,8	480,53	19,31
BV/02	100,0	89,1	81,1	71,4	278,28	16,07
BV/04	100,0	86,8	82,5	77,5	431,64	27,70
BV/05	100,0	83,1	65,4	50,6	169,14	17,31

A Ni adszorpciója a talajban elsősorban három nagy csoporthoz, a szervesanyagokhoz, az agyagásványokhoz, valamint a vas-, mangán-, és alumínium-oxidokhoz kötött (Bradl, 2004; Ferguson, 1990; Kabata-Pendias, 1993). A fajlagos adszorpciós értékeket a talaj fizikai és kémiai paramétereivel összehasonlítva kijelenthető, hogy a magasabb kezdeti oldatkoncentrációk esetében (50 mg/l és 100 mg/l) az agyagtartalom erősen meghatározza az adszorpciót, elsősorban a relatíve alacsony szervesanyag-tartalommal rendelkező minták esetében. Azoknál a mintáknál, melyeknél az agyagtartalom 20% feletti, az adszorpciós kapacitás jellemzően 90% körül alakult az 50 mg/l-es kezdeti oldatkoncentráció esetén. A kezdeti Ni koncentráció növekedésével kevésbé csökkent a minták fajlagos adszorpciója, mint az alacsonyabb agyagtartalommal rendelkező mintáknál. Sipos (2004) cserhádi erdőtalajokra vonatkozóan hasonló következtetésre jutott, miszerint a Ni adszorpciójáért elsősorban az agyagásványok a felelősek. Szabó (2004) a talajsavanyodás nehézfémek mobilitására gyakorolt hatásainak vizsgálatokor azt állapította meg, hogy a talajok elegendő agyagtartalom esetén a kisebb töménységű savakkal szemben még bizonyos mértékig képesek visszatartani a Ni mobilizálódását.

A kapott egyensúlyi adszorbeált Ni mennyiségek alapján kitűnik, hogy a szelvényeken belül a rétegek között nagy eltérés van az adszorpciós tulajdonságokat illetően. Az adszorpciós izotermákon (29. ábra) is jól látszik, hogy a szelvények adszorpciós tulajdonságai igen heterogének, vertikális változásuk rapszodikus. Több szelvénynél a második vagy akár a legalsó réteg rendelkezik a legnagyobb meredekséggel, így egyben a legnagyobb adszorpciós kapacitással, mely minden bizonnyal a talajrétegek eltérő fizikai és kémiai tulajdonságainak köszönhető. Az izotermák alakja minden esetben az L-típust követi (tehát jól magyarázható a Langmuir adszorpciós izotermával) (Giles et al., 1974), mely a Ni nagy affinitását mutatja a talaj felé az alacsony koncentrációkban (Hinz, 2001).

A minták közül a legmagasabb adszorpciós kapacitással a BELVÁROS szelvény első ($a = 480,5$ mg/kg) és negyedik rétege ($a = 431,6$ mg/kg) jellemezhető, melyeknél a legmagasabb a szervesanyag-tartalom is. A szelvényben tehát a Ni egyértelműen a szervesanyaghoz kötődik. Általánosságban a nehézfémek mobilitását leginkább a pH befolyásolja (McLean, Bledsoe, 1992; Tack, 2010), mely értéke a szelvény esetében 7,2 és 7,7 közötti. Gupta és Bhattacharya (2006) megállapították, hogy a Ni pH = 8 alatt elsősorban a talaj szerves anyagához kötődik, mivel az agyagásványokon a negatív kötőhelyek száma elhanyagolható, és kicsapódási reakció sem jellemző ebben a tartományban. A többi szelvényre – a RÓKUS kivételével – szintén igaz, hogy a legmagasabb adszorpciós kapacitás értékek a legtöbb szervesanyaggal rendelkező rétegek esetében fordulnak elő, tehát ezeknél is kimutatható, hogy a Ni adszorpciójáért leginkább a szervesanyag-tartalom a felelős. Kabata-Pendias (2011) szerint a Ni nagyon mobilis a magas komplexképző képességgel rendelkező talajoknál, azaz például a szervesanyagban gazdag és a szennyezett talajoknál. A vizsgált talajok több esetben is szennyezettnek minősültek, mely miatt tehát még inkább mobilissá válhat a Ni a talajban. A RÓKUS szelvényénél a relatíve magas (2,15%) szervesanyag-tartalommal rendelkező réteg jellemezhető az összes minta közül a legkisebb adszorpciós kapacitással ($a = 153,5$ mg/kg), mely mintában a pH-érték, az agyagtartalom és a CaCO_3 -tartalom is átlagosnak tekinthető. Ezek alapján az alacsony adszorpciós kapacitás érték a mért talajparaméterekkel nem magyarázható, feltárására további vizsgálatok lennének szükségesek. A RÓKUS szelvény adszorpciós tulajdonságait tekintve egyébként is eltér a többi szelvénytől, itt ugyanis leginkább az agyagtartalommal van összefüggésben az adszorpciós kapacitás.



29. ábra. A MÓRAVÁROS (a), a RÓKUS (b), a PETŐFITELEP (c), a SZÉCHENYI (d), az ÚJSZEGED (e) és a BELVÁROS (f) szelvény nikkel adszorpciós izotermái

Az adszorpciós egyensúlyi együttható (K_d) (melyet a szakirodalomban megoszlási hányadosnak is neveznek) a talaj szilárd és folyékony fázisában megkötött koncentráció megoszlására utal, mellyel az egyes szennyezőanyagok relatív mobilitására szoktak következtetni. Minél nagyobb a K_d értéke, annál nagyobb szennyező anyag visszatartásról beszélünk, mely környezetvédelmi szempontból kedvező, hiszen így kisebb eséllyel kerül az adott komponens a talajoldattal a talajvízbe (Horváth, 2003). A mintákban a Ni-re vonatkozó együtthatók igen eltérőek (21. táblázat), értékük 4,29 és 27,7 ml/g között alakult (átlagosan 12,35 ml/g). Dragun (1998) szerint a Ni tipikus adszorpciós egyensúlyi együtthatója

talajoknál 0,2 és 929 ml/g közötti, átlagosan pedig 11 ml/g. Megállapította, hogy a K_d értéke nagyságrendekkel változhat a talajok között ugyanazon szennyezőanyagra vonatkozóan, függően a talajok tulajdonságaitól. Ramachandran és D'Souza (2013) indiai talajokra vonatkozó tanulmányukban a K_d értéke 6,7 és 212 ml/g között változott, mely szintén ezt a változatosságot mutatja. Számos kutatásban (Gomes et al., 2001; Moon et al., 1991; Usman, 2008) kimutatták, hogy a Ni egyike a leginkább mobilis nehézfémnek, tehát a talajból relatíve könnyen bejuthat a környezetbe, többek között a talajvízbe is. Ez a tény azzal magyarázható, hogy bár a Ni nagy elektronegativitása révén viszonylag nagy adszorpciós hajlammal bír, de kompetitív helyzetben – még lúgos környezet fennállásakor is – erőteljesen lecsökken a megkötődésének aránya (Gomes et al., 2001).

Összességében kijelenthető, hogy a vizsgált városi talajmintákban a nikkelt adszorpcióját elsősorban a mechanikai összetétel (főként az agyagtartalom) és a szervesanyag-tartalom határozza meg, mely egybeesik a szakirodalom (Csathó, 1994; Kabata-Pendias, 1993; Kádár, 1991; Usman, 2008) eredményeivel is. Az adszorpciós izotermák alapján ugyanakkor a talajszelvényeken belül az egyes rétegek adszorpciós kapacitása – a többi talajparaméterhez hasonlóan – rendkívül változatos, mely a város-specifikus hatásokat és az antropogén tevékenység befolyását tükrözi.

5.3.3.2. *A réz adszorpciója*

A réz (Cu) adszorpciós kísérletek során a talajmintákat a Ni-hez hasonlóan 0,2, 10, 50 és 100 mg/l kezdeti oldatkonzentrációval kezeltem. Mivel csak a 100 mg/l-es koncentráció esetében nem kötődött meg az összes Cu a talajban, további két kezdeti oldatkonzentrációt (500 mg/l és 1000 mg/l) is beillesztettem a vizsgálatba. A kísérletek eredményeként kapott C_e és q értékeket a 12. melléklet tartalmazza. A Langmuir függvény segítségével kapott adszorpciós kapacitás (a) és adszorpciós egyensúlyi együttható (K_d) értékeket a 22. táblázat tartalmazza, az adszorpciós izotermákat pedig a 30. ábra mutatja be.

A fajlagos adszorpciós kapacitásokat tekintve (22. táblázat) a 0,2, 10 és 50 mg/l kezdeti oldatkonzentrációt minden minta 100%-ban adszorbeálta, illetve a 100 mg/l-es esetében is 90% feletti a fajlagos adszorpció. Az 500 mg/l-es kezdeti oldatkonzentrációnál nem sokat változott ez az arány, azonban az 1000 mg/l oldatkonzentrációt tekintve több mintánál már meredeken csökken az adszorpció határfoka (az egyensúlyi adszorbeált Cu mennyiség 1331–2472 mg/kg). A PETŐFITELEP, a BELVÁROS és az ÚJSZEGED szelvények egy-egy mintája a rábocsátott Cu mintegy 25%-ának megfelelő mennyiséget engedett oldatba, míg a SZÉCHENYI szelvény első rétegénél ez az arány 50% körüli. Az egyes minták adszorpciós kapacitása tág intervallumban mozog, a minimum érték 1472,9 mg/kg, míg a maximum 59 682,4 mg/kg. Az adszorpciós kapacitás változása – a Ni-hez hasonlóan – a szelvényeken belül rapszodikus, gyakran a legmélyebb réteg jellemezhető a legnagyobb értékkel.

A Cu adszorpciós egyensúlyi állandója 9,97 és 507,6 ml/g között alakult (átlagosan 130,8 ml/g), tehát a Ni-hez hasonlóan nagy a szórás, az egyes rétegek között nagyságrendi eltérések lehetnek. Dragun (1998) hasonló értékeket állapított meg, miszerint a Cu átlagos megoszlási együtthatója 1,4–333 ml/g között mozog. Jalali és Moradi (2013) meszes talajokon vizsgálták számos nehézfém kompetitív adszorpcióját, melyben a Cu esetében átlagosan 182 ml/g K_d értéket állapítottak meg. Yaacob et al. (2008) hulladéklerakók környezetéből származó talajmintákra vonatkozóan 9,3 és 66,2 ml/g közötti értékeket mutattak ki. A Ni-hez hasonlítva a Cu adszorpciós állandói jóval magasabbak, amely azzal magyarázható, hogy a Cu mutatja a nehézfémek közül az egyik legnagyobb affinitást a talaj felé (nagy elektronegativitása miatt) és egyben a legkevésbé mobilis nehézfémek közé tartozik (Korte et al., 1976; McLean, Bledsoe, 1992).

Az adszorpciós izotermák alakját tekintve (30. ábra) a PETŐFITELEP, a SZÉCHENYI, az ÚJSZEGED és a BELVÁROS szelvény esetében L-típusúak, tehát a Langmuir-egyenlettel jól leírhatók. A RÓKUS és a MÓRAVÁROS szelvényénél az izotermák inkább S alakúak, mely arra utal, hogy az oldott anyag szorpcióját gátolja a kötőhelyekért történő versengés az oldaton belül (Hinz, 2001). A görbe S alakja a kezdeti nagymértékű (100%-os) Cu adszorpció és az azt követő adszorpciós képesség csökkenése után a magasabb kezdeti koncentrációknál újra egy erősebb megkötődést mutat, amely felületi kicsapódásra utal (Sastre et al., 2006). A linearizált Langmuir izoterma illesztő egyeneseinek szórásnégyzete ($r^2 > 0,95$) alapján azonban ezeknél a mintáknál is jól leírja az adszorpciós kölcsönhatásokat a Langmuir-féle közelítés.

22. táblázat. A réz adszorpciós kísérletek eredményeiből számolt adszorpciós paraméterek

Minta	Kezdeti oldatkonzentráció (C ₀)						Adszorpciós kapacitás (mg/kg)	Adszorpciós egyensúlyi állandó (ml/g)
	0,2 mg/l	10 mg/l	50 mg/l	100 mg/l	500 mg/l	1000 mg/l		
	Fajlagos adszorpció (%)							
MV/01	100,0	100,0	100,0	95,80	96,22	97,29	42805,25	507,60
MV/04	100,0	100,0	100,0	97,39	96,64	97,13	29795,65	340,99
MV/06	100,0	100,0	100,0	97,81	97,98	98,21	31701,81	222,79
RK/01	100,0	100,0	100,0	95,57	96,67	97,16	36800,66	427,34
RK/03	100,0	100,0	100,0	97,29	98,46	98,39	30228,61	184,03
RK/05	100,0	100,0	100,0	98,77	99,25	98,57	7347,49	26,33
PT/01	100,0	100,0	100,0	94,94	91,80	76,74	2970,49	99,48
PT/03	100,0	100,0	100,0	96,37	96,48	94,00	4054,12	43,25
PT/05	100,0	100,0	100,0	99,07	98,52	97,78	4691,68	20,52
PT/07	100,0	100,0	100,0	98,85	99,29	98,89	11945,60	40,54
SZ/01	100,0	100,0	100,0	90,24	82,98	53,24	1472,85	41,35
SZ/03	100,0	100,0	100,0	94,32	89,87	72,42	2608,72	92,12
SZ/06	100,0	100,0	100,0	97,57	98,57	98,85	59682,36	289,84
ÚS/01	100,0	100,0	100,0	95,32	95,66	79,16	2212,37	21,89
ÚS/03	100,0	100,0	100,0	98,06	98,20	93,64	2831,50	12,90
ÚS/05	100,0	100,0	100,0	97,02	97,95	78,11	2077,57	9,97
BV/01	100,0	100,0	100,0	94,76	94,48	88,17	3086,47	46,74
BV/02	100,0	100,0	100,0	94,54	95,57	79,90	2268,91	24,43
BV/04	100,0	100,0	100,0	95,52	93,63	90,82	4457,66	88,58
BV/05	100,0	100,0	100,0	98,00	97,51	97,02	8627,23	75,97

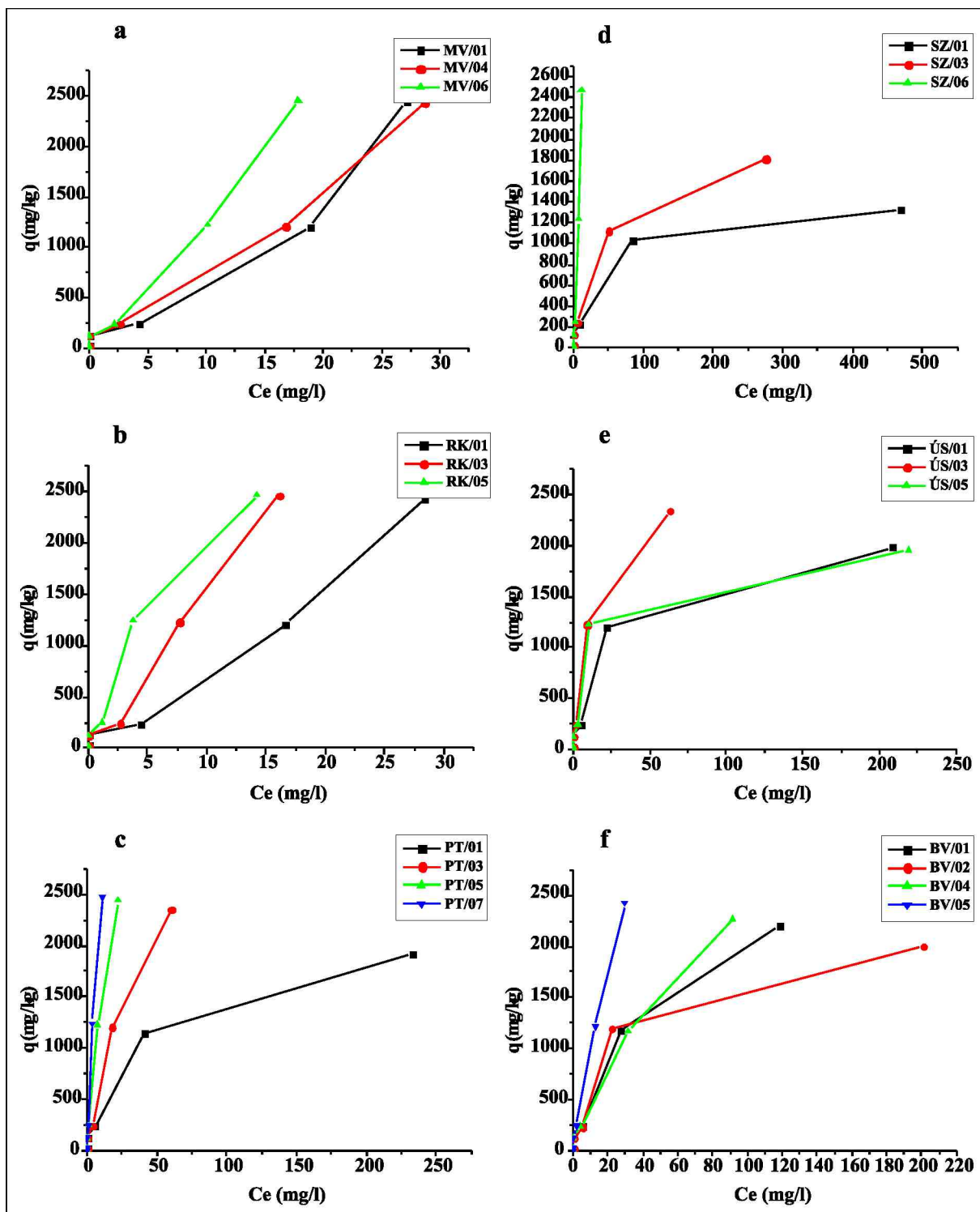
A minták közül a legmagasabb adszorpciós kapacitás (59 682 mg/kg) a SZÉCHENYI szelvény 6. rétegéhez tartozik, de hasonlóan nagy a MÓRAVÁROS és a RÓKUS szelvények mintáinak kapacitása is (29 796–42 805 mg/kg). A talajok fizikai és kémiai paramétereit vizsgálva egyértelmű a kapcsolat az adszorpciós kapacitás és a karbonáttartalom között, mivel a legmagasabb kapacitás értékekhez magas karbonáttartalom is társul. Azon minták esetében, melyeknél a karbonáttartalom 6% alatti, az adszorpciós kapacitás is relatíve alacsony (< 4000 mg/kg). McLean és Bledsoe (1992) is kimutatták, hogy meszes talajokban a Cu specifikus adszorpciója a CaCO_3 felületekhez képes kontrollálni a Cu koncentrációját az oldatban.

Cavallaro és McBride (1978) megállapította, hogy a nem meszes talajokban a magas agyagásvány-tartalom a Cu koncentráció csökkenéséhez vezethet. Ez egybecseng a vizsgált minták adataival is, ugyanis a leggyengébb adszorpciós képességű mintáknál – a karbonát-tartalommal együtt – többnyire viszonylag alacsony az agyagtartalom is (agyag% < 17%). Összefüggések a kémhatással is kimutathatók, miszerint a pH > 8 esetében minden mintánál (kivéve az Újszeged szelvény első rétegét, melynél a karbonáttartalom gyakorlatilag 0) relatíve nagy a maximálisan adszorbeálható Cu mennyisége. Bozsó (2010) munkájában arra a következtetésre jutott, hogy lúgos kémhatás és magas karbonáttartalom fennállása esetén nő a Cu adszorpciója. Szabó (2004) pozitív korrelációs kapcsolatot mutatott ki a kémhatással, a pufferkapacitással és a karbonát-tartalommal, míg Jalali és Moharrami (2007) több nehézfém kompetitív adszorpciójának vizsgálatával azt az eredményt kapták, hogy a pH növekedésével egyedül a Cu adszorpciója növekszik. Jordan és Szucs (2011) esettanulmányukban megállapították, hogy a Cu mobilitása hatékonyan előrejelezhető már kevés környezeti paraméter (pH, redox viszonyok, szervesanyag-tartalom) felhasználásával az általuk vizsgált tőzeg talajokon. A jelenlegi minták esetében – városi talajokról lévén szó – jellemző lehetne, hogy a mesterséges anyagokból álló felszínek fémmegkötő képessége sokkal gyengébb a természetes felszínekhez képest (Wong et al., 2006), azonban ezt sok esetben ellensúlyozza a városi talajokra jellemző megemelkedett pH (van der Sloot et al., 1996).

Összességében kijelenthető, hogy a vizsgált mintáknál a Cu nagyobb megkötődéséért elsősorban a magas pH és karbonáttartalom a felelős. Ezért lehetséges, hogy a MÓRAVÁROS és a RÓKUS szelvény esetében még a legnagyobb kezdeti oldatkonzentrációnál (1000 mg/l) is közel 100% a fajlagos adszorpció. Az adszorpciós izotermákat tekintve a talajszelvényeken belül az egyes rétegek adszorpciós kapacitása rendkívül változatos, és az izotermák görbéi rapszodikus lefutásúak, mely az emberi tevékenység befolyásoló hatását tükrözi.

A vizsgált két nehézfémét összehasonlítva az adszorpciós kapacitás értékeket tekintve a Cu jóval nagyobb megkötődésre képes a talajalkotókon, mint a Ni, valamint a megoszlási együtthatók alapján is rendkívül nagy a Cu affinitása a talaj felé. A két nehézfém esetében tehát a városi talajok a Cu > Ni adszorpciós sorrendet követték, mely megfelel a szakirodalmi eredményeknek is (Bozsó, 2010; Gomes et al., 2001; Moon et al., 1991; Usman, 2008). A kísérletek eredményei szerint mind a Cu, mind a Ni adszorpciója jól jellemezhető a Langmuir-féle megközelítéssel a linearizált Langmuir izoterma illesztő egyeneseinek szórásnégyzete ($r^2 > 0,95$) alapján. A különbség a két fémnél az adszorpciós izotermák alakjában van, ugyanis a Ni-nél minden mintára vonatkozóan L alakú, míg a Cu esetében S alakú görbék is előfordultak.

A mindkét nehézfémre jellemző adszorpciós tulajdonságok változatossága azt mutatja, hogy a városi talajok heterogén fizikai-kémiai tulajdonságai az adszorpciós képességükben is megmutatkoznak. Az adszorpciós tulajdonságok változatosságáért a tipikusan a városi hatásokból adódó, talajt érintő módosulások tehetők felelőssé. Ezek a város-specifikus módosulások a következők: a természetes talajokhoz képest lúgosabb kémhatás, magas karbonáttartalom (mely a meszes építőanyagok, törmelékek stb. eredménye), vertikálisan heterogén textúra és agyagtartalom, továbbá a rapszodikusan ingadozó szervesanyag-tartalom (melyek a bolygatást jelzik). Ez egybecseng számos városi talajra vonatkozó adszorpciós vizsgálat (Dong et al., 2010; Ljung et al., 2006; Madrid, Florido, 2010; Markiewicz-Patkowska et al., 2005) eredményével is, melyekben szintén kimutatták, hogy az antropogén hatásokkal erőteljesen módosított talajokra jellemző horizontális és vertikális változékonyságot az adszorpciós tulajdonságok is tükrözik.



30. ábra. A MÓRAVÁROS (a), a RÓKUS (b), a PETŐFITELEP (c), a SZÉCHENYI (d), az ÚJSZEGED (e) és a BELVÁROS (f) szelvény réz adszorpciós izotermái

5.3.4. Vertikális nehézfém migráció modellezése a háromfázisú talajzónában

A vizsgált talajszelvények fizikai-kémiai, valamint adszorpciós tulajdonságaik tekintetében gyakran jelentősen eltérnek egymástól, nemcsak horizontálisan, hanem a szelvényeken belül vertikálisan is. A laboratóriumi vizsgálatok alapján mind a talajminták (11. melléklet), mind pedig a csapadékminták (6. melléklet) jelentékeny koncentrációban tartalmaznak nehézfémeket, mely fenyegetheti a talajvíz minőségét is. A csapadékból

beszivárgó víz a talajban áramolva a már jelen lévő szennyezéseket kimoshatja a talajból (deszorpció), tovább terhelve a talajvizet. Ennek megfelelően a talajvíz szennyezésekkel szembeni veszélyeztetettségét leginkább a telítetlen zónában zajló adszorpció, illetve a beszivárgó víz áramlási tulajdonságai határozzák meg.

A prediktív migrációs modelleket a WHI Unsat Suit Plus 2.2 program VS2DT moduljának segítségével készítettem el, mely alkalmas a telítetlen zóna vertikális áramlási folyamatainak szimulálására és az adszorpciós tulajdonságok figyelembe vételével a szennyezés-terjedés kétdimenziós modellezésére. A modellek segítségével célom volt feltárni, hogy egy adott talajréteg mennyire képes meggátolni a nehézfémek (Ni és Cu) talajvízbe jutását. A modellek megmutatják, hogy mekkora a talajvizet érő nehézfém-terhelés egy adott időintervallum (ez esetben 100 év) kiválasztott időpontjaiban. Az eredmények elemzésével megállapítható az is, hogy a mintázáshoz képest mennyi idő múlva juthat tényleges (további) szennyezés a talajvízbe adott Ni és Cu koncentrációjú csapadékvíz és talajvíz esetén. A modellek segítségével következtetni lehet a szelvényekben lejátszódó adszorpciós és deszorpciós folyamatokra is. A modellezést az adszorpciós kísérletekben vizsgált Ni és Cu esetében végeztem el, a szimulációs idő 1, 5, 10, 50 és 100 év volt.

5.3.4.1. *A modell input adatai*

A program – a modellezni kívánt zóna komplexitásának megfelelően – számos különböző input adatot igényel, melyek döntő többségét a laboratóriumi eredmények felhasználásával adtam meg. A telítetlen zóna transzport-modellezéshez a Langmuir adszorpciós izotermák eredményeit használtam fel. Azt a modellopciót választottam, amelyben az evapotranspiráció számszerű megjelenése nélkül már csak a ténylegesen beszivárgó vízzel terheljük a talajfelszínt. A peremfeltételek fontos elemei közé tartozik a beszivárgó víz intenzitása (felső áramlási peremfeltétel), melyet irodalmi adatokra támaszkodva becsültem meg. A vonatkozó szakirodalom (Hajnal, 2007, 2009; Major, Cit.: Horváth, 2003; Unger, 2007; Wessolek, Renger, 1998) alapján nyilvánvalóvá vált, hogy ezt az értéket igen nehéz meghatározni, főként a heterogén felszínborítású városi környezetre vonatkozóan. Galitskaya és Pozdnyakova (2006) Moszkva városára vonatkozóan – kutatásomhoz hasonlóan – a WHI VS2DT programmal modellezték számos szennyezőanyag vertikális transzportját. Modelljükben 158 mm/év-ben határozták az átlagos éves beszivárgás értéket, mely a városra eső átlagos évi csapadékösszeg mintegy 22%-ának felel meg. A talajvíz-háztartás összetevőivel Berlinre vonatkozóan Wessolek és Renger (1998) foglalkoztak, akik különböző felületekre határozták meg többek között a maradó beszivárgás mennyiségét. Megállapították, hogy aszfalt esetében e paraméter a lehulló csapadék 5–6%-át teszi ki, míg a kevésbé beépített felületeken az átszivárgás 40% feletti is lehet. Hazánkban a VITUKI által kidolgozott összefüggésekkel a különböző talajtípusokhoz rendelt, szemeloszlási görbékből számolható képletek alapján kiszámolták a talajvizet elérő tényleges beszivárgás értékét (Major, Cit.: Horváth, 2003). Ez az érték homokos vályog textúrájú talaj esetén 141 mm/év, vályognál 72 mm/év, agyagos vályognál pedig 54 mm/év. Mivel az általam modellezett talajszelvények többnyire vályog textúrájúak, a modell egyszerűsítése végett egységesen a 72 mm/év átlagos beszivárgás értéket alkalmaztam, mely a szegedi átlagos évi csapadékösszeg mintegy 15%-ának felel meg. A becslések bizonytalansága miatt elvégeztem a modell maradó beszivárgás érzékenységi tesztjét, azaz néhány, nagyobb beépítettségű környéken elhelyezkedő szelvény esetében alacsonyabb maradó beszivárgás értékekkel (50 mm/év és 40 mm/év) is lefuttattam a modellt, azonban ez az output eredményekben csak elhanyagolható mértékű változást jelentett. Alsó áramlási peremfeltételként a vonatkozó átlagos talajvízszinteket (relatív cm) állítottam be, a két éves monitoring során mért vízszintek átlagait használva. A modellek felső transzport peremfeltételeként a különböző csapadékmintákban mért Ni, illetve Cu koncentráció

értékeket adtam meg. Mivel a mintavétel során a felszínen (aszfalt mélyedései, árok stb.) összegyülekező csapadékvízből gyűjtöttem mintát, a csapadékvíz már tartalmazza a városi környezetben kiülepedő porból származó, beoldott nehézfémeket is, így a csapadékvízzel ténylegesen beszivárgó koncentrációkat tudtam betáplálni. Az egyes szelvényekhez azon csapadékminta koncentrációját használtam fel, mely az adott szelvény közeléből származik. A BELVÁROS és a SZÉCHENYI szelvény esetében ugyanazt a koncentrációt adtam meg, mivel a szelvények egymáshoz relatíve közeli területekről, a belvárosból származnak. Az alsó transzport peremfeltételként a talajvízben mért átlagos Ni, illetve Cu koncentrációkat állítottam be, így a modell számol a talajvíz felől kapillárisan felfelé diffundáló, adott koncentrációjú oldattal. A szelvények kezdeti kondíciójánál a laboratóriumban meghatározott nedvességtartalom és koncentráció értékek vonatkozó átlagait használtam fel. A kezdeti koncentrációk esetében a talajoldat Ni, illetve Cu koncentrációját (mg/l) adtam meg, melyet a talajban mért koncentrációk (mg/kg) és a megoszlási együtthatók (K_d) (ml/g) hányadosaként számítottam ki.

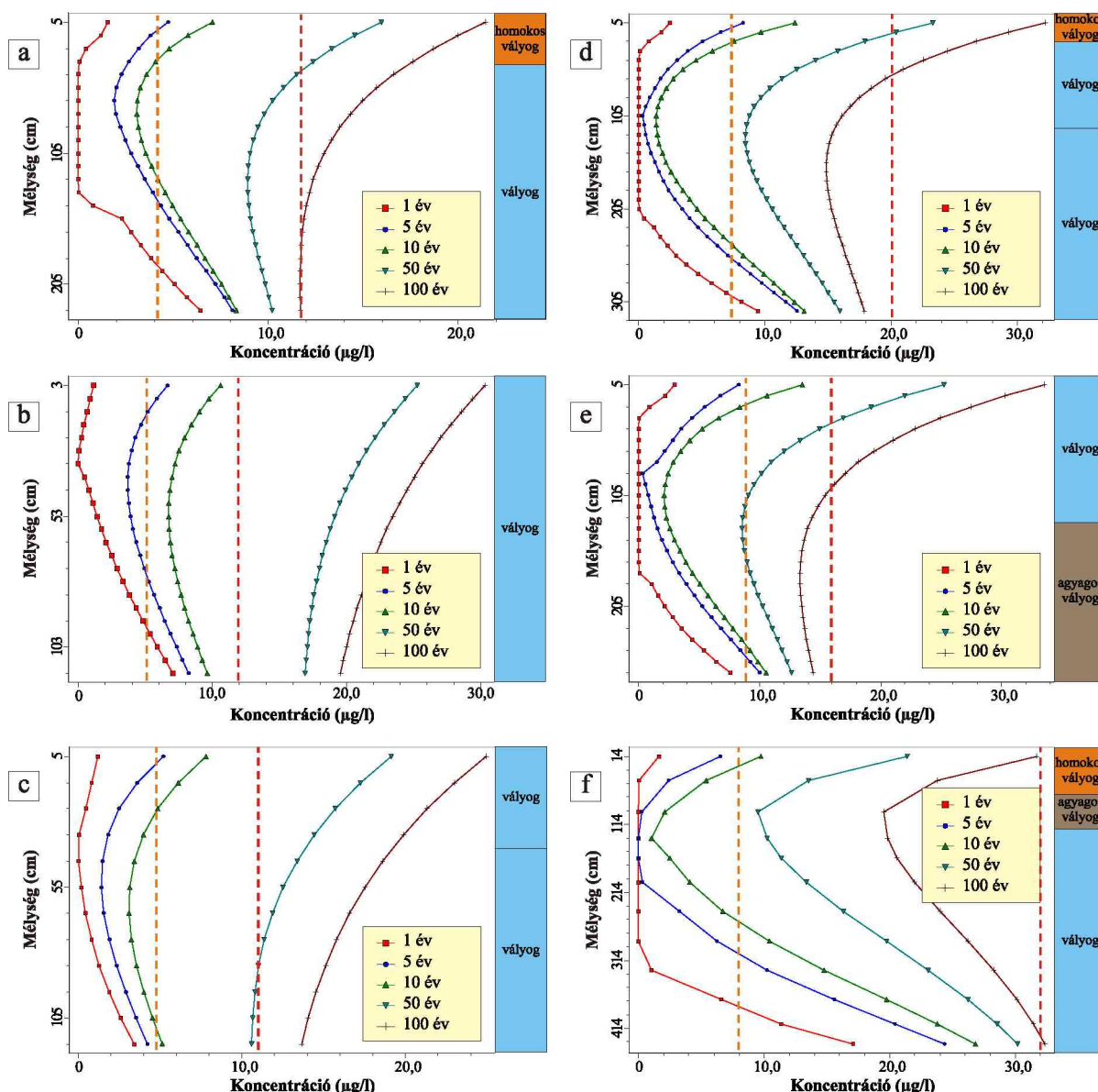
A modellezett profilok mélységét a szelvények környezetében jellemző átlagos talajvízszinteknek megfelelően határoztam meg. A hasonló fizikai és kémiai tulajdonságú rétegeket összevontam, és egy réteggként definiáltam a modellben. Az egyes rétegekre vonatkozóan a laboratóriumban mért adatok alapján megadtam a textúra-csoportot, a hidraulikus vezetőképesség (cm/nap), a porozitás (vol/vol), a higroszkóposság (vol/vol) (az Arany-féle kötöttségi szám alapján), a térfogattömeg (g/cm³), az adszorpciós kapacitás (-), valamint a Langmuir állandó (ml/g) értékeket. A modellezés során használt input adatokat a 13. melléklet tartalmazza.

5.3.4.2. Vertikális nikkel migráció a telítetlen zónában

A szelvényekben az előzőekben ismertetett input adatok felhasználásával felépített modelleket a Ni migrációra vonatkozóan a 31. ábra mutatja be, melyeken szaggatott vonallal jelöltem az egyes profilokhoz tartozó, csapadékvízre és talajvízre jellemző Ni koncentrációkat. A 100 évre lefutott modellek az öt kiválasztott időpontban (1, 5, 10, 50 és 100 év) mutatják a Ni koncentrációk változását a mélység függvényében. A modell output görbéi mellett a talajszelvények felosztása és texturális felépítése is látható. A profilok alsó határa egyben a talajvízszintet is jelöli.

A MÓRAVÁROS szelvény esetében az első évben a csapadék közvetítésével a Ni mintegy 40 cm-ig szivárog le a talajba, tehát a homokos vályog réteg alsó határáig. A gyors ütemű beszivárgás azzal magyarázható, hogy ebben a rétegben a legmagasabb az összes szelvény rétegei közül a hidraulikus vezetés (99,9 cm/nap), ezért a relatíve magas adszorpciós kapacitás (330 mg/kg) ellenére is gyorsan átjut a Ni koncentráció egy része ezen a rétegen. Az alatta lévő, jóval kisebb szivárgási tényezőjű vályog réteg gátolja a Ni beszivárgását, azonban az ötödik évtől kezdődően az adszorpciós határfok csökkenésével a Ni egy része lejut a profil mélyebb részeibe is. Már az első évben magasabb a szelvény alsó néhány cm-ében a koncentráció a felszínről beszivárgó víz koncentrációjánál, tehát itt a Ni-mobilizáció dominál. A profil aljában a koncentrációkülönbségek miatt létrejövő diffúzió kívül a Ni mennyiségét növelheti a talajvíz felől kapilláris vízemeléssel érkező Ni koncentráció is. A profil felső 30 cm-ében a tizedik évben már magasabb a Ni koncentráció a csapadékvízben előfordulónál. Az idő előrehaladtával egyre inkább csökken az adszorpció mértéke, tehát a talaj egyre kevésbé képes ellátni pufferelő szerepét. A teljes profilban szivárgó víz Ni koncentrációját vizsgálva a talajvízbe érkező Ni koncentráció minden időpontban nagyobb, mint a felszínről érkező víz Ni koncentrációja (vagyis a szelvényből Ni mobilizálódik), viszont a századik évet leszámítva minden esetben kisebb, mint a talajvíz Ni koncentrációja. Az első évben a beszivárgó víz 6,4 µg/l koncentrációban szállít Ni-t a talajvízbe (23. táblázat), amely az ötvenedik évre 10,2

$\mu\text{g/l}$ -re növekszik, azonban a $11,7 \mu\text{g/l}$ Ni koncentrációjú talajvizet még ez is hígítja. A századik évben a talajvízbe érkező Ni koncentráció $11,9 \mu\text{g/l}$, tehát meghaladja a talajvíz Ni koncentrációját és így már terheli azt.



31. ábra. A MÓRAVÁROS (a), a RÓKUS (b), a PETŐFITELEP (c), a SZÉCHENYI (d), az ÚJSZEGED (e) és a BELVÁROS (f) szelvény nikkelt migrációs modelljei (a szaggatott vonalak a csapadékvíz (narancs) és a talajvíz (piros) nikkelt koncentrációját jelölik)

A RÓKUS szelvényénél még inkább kedvezőtlen a helyzet, hiszen már a tizedik évben a profil teljes mélységében meghaladja a szivárgó víz Ni koncentrációja a csapadékvizét. A MÓRAVÁROS szelvényével ellentétben itt már az első évben migrál a Ni egészen a talajvízszintig, és a talajvízbe érkező Ni koncentráció ($7,9 \mu\text{g/l}$) már meghaladja a csapadékvíz Ni koncentrációját ($6,1 \mu\text{g/l}$). Nagyjából 30 cm-es mélységig csökken a szivárgó oldat Ni koncentrációja, innentől kezdve pedig folyamatosan nő (mobilizálódik), egészen a talajvíz szintjéig. Természetesen a szivárgó víz Ni koncentrációjához hozzájárul a talajvíz felől kapillárisan érkező Ni koncentráció is. A talajvíz kezdeti Ni koncentrációját ($11,6 \mu\text{g/l}$) a szivárgó víz koncentrációja már a 15. év körül meghaladja, tehát tényleges Ni szennyezés innentől éri a talajvizet a modell szerint. Az utolsó két időpontban a leszivárgó víz koncentrációja már a kapilláris zóna felett is csak kis mértékben csökken a mélység

növekedésével, tehát a szelvény adszorpciós kapacitása kimerülőben van, pufferelő szerepét egyre kevésbé képes ellátni, mely előbb-utóbb nagy mennyiségű Ni mobilizálását fogja eredményezni. A beszivárgó víz és a talaj között lejátszódó folyamatok a talajszelvény Ni-profiljának kiegyenlítődése felé hatnak. Ezek alapján az összes szelvény közül a RÓKUS a leginkább veszélyeztetett a Ni szennyezéstől.

A szimuláció a RÓKUS szelvényhez hasonló modellt eredményezett a PETŐFITELEP szelvény esetében. Mindkét szelvényre jellemző, hogy viszonylag közel áll az átlagos talajvízszint a felszínhez (115 és 120 cm), tehát rövidebb úton tud lefelé migrálni a Ni. A modellezett profilok teljes mélységükben vályog textúrájúak, azonban a PETŐFITELEP szelvény esetében az eltérő szivárgási tényezők miatt két vályog réteget állítottam be. A talajvízbe érkező oldat Ni koncentrációja a tizedik év környékén éri el a vonatkozó csapadékvíz-koncentrációt (5,1 µg/l). A többi szelvényhez hasonlóan a felső néhány cm-ben az idő előrehaladtával egyre magasabb a szivárgó víz Ni koncentrációja, és akár a többszörösét is eléri a csapadékvíz koncentrációjának, mely a talajoldatban eredetileg jelen lévő Ni kimosódására utal. A szelvélynél az alsó transzport peremfeltételként beállított 11,3 µg/l-es talajvízre vonatkozó Ni koncentrációt a beszivárgó víz koncentrációja valamivel az ötvenedik év után haladja meg, vagyis ekkortól terheli tovább Ni-lel a talajvizet.

A SZÉCHENYI szelvélynél a modell szerint az első évben a Ni csak mintegy 40 cm-es mélységig jut le, tehát viszonylag gyorsan átszivárog a magas hidraulikus vezetőségű (39,2 cm/nap) homokos vályog rétegen. Az ötödik évben ez a beszivárgás még mindig csak a 105 cm-es mélységig történik meg, azonban ebben a pontban növekedni kezd a szivárgó víz Ni koncentrációja a talajvíz irányába, mely a kapilláris vízemelés hatásából adódik. Az ötvenedik évtől a teljes profilban meghaladja a szivárgó víz koncentrációja a csapadékvízét. A talajvízbe érkező Ni mennyisége (9,5 µg/l) már az első évben magasabb a felszínről beszivárgó víz koncentrációjánál (7,9 µg/l), viszont még a 100. évben sem haladja meg a talajvíz kezdeti Ni koncentrációját (20,0 µg/l), tehát a teljes szimulációs időszakban hígítja a talajvizet.

A vizsgált szelvények közül az ÚJSZEGED szelvélynél a legkisebb a veszélye a talajvíz Ni szennyeződésének a beállított peremfeltételek között. Az első évben a Ni csak a felső néhány cm-be képes behatolni, és utána egészen 175 cm-ig a teljes Ni mennyiség adszorbeálódik. A koncentráció-különbségek hatására kialakuló diffúzió csak a 175 cm-es mélység és a talajvíz szintje közötti szelvényrészben érezteti hatását. A további években még mindig nagyfokú adszorpció jellemzi a felső vályog réteget, minden bizonnyal a relatíve magas adszorpciós kapacitás (390,3 mg/kg) miatt. A szelvényre jellemző, hogy évről-évre egyre meredekebben csökken az adszorpció a felső rétegben, viszont a Ni koncentrációja az alsó agyagos vályog rétegben csak lassú ütemben növekszik. Ennek köszönhetően a talajvízbe érkező Ni mennyisége még a századik évben sem éri el a talajvíz kezdeti Ni koncentrációját (15,9 µg/l), tehát még ekkor is hígul a talajvíz a profil alatt.

A BELVÁROS szelvényben a legnagyobb mértékű a mobilizáció a talajvíz felőli szelvényrészben, amelyért minden bizonnyal az alsó vályog réteg gyenge adszorpciós képessége (169 mg/kg) és a talajvíz magas Ni-tartalma (31,9 µg/l) a felelős. Az első öt évben a magas adszorpciós kapacitású és agyagtartalmú agyagos vályog réteg (alacsony szivárgási tényezővel) még szinte teljes mértékben megköti a Ni-t, amely a felső homokos vályog rétegen leszivárgott. A tizedik évre meredeken csökken az adszorpciós hatások, és a teljes profilban meghaladja a lefelé szivárgó víz Ni koncentrációja a csapadékvízét (7,9 µg/l). Az ötvenedik és századik évben a Ni koncentráció még mindig az agyagos vályog rétegben a legalacsonyabb, jelezve jó szűrőképességét a magas agyagtartalmú rétegnek. Ez egybeesik az adszorpciós vizsgálatok eredményeivel is, miszerint a magas agyagtartalomnak jelentős szerepe van a Ni megkötésében. A beszivárgó víz ennek következtében csak körülbelül a századik évtől terheli plusz Ni koncentrációval a talajvizet.

A modellek elemzésével megállapítható, hogy a megadott peremfeltételek között a szelvényekben már az első évben beszivárog a felső néhány cm-es mélységbe a felszínről érkező Ni koncentráció egy része, azonban a profilokban döntően az adszorpció jellemző, és a beszivárgó oldat hígítja a talajvizet. A szelvényeknél a felszínről beszivárgó víz közvetítésével mobilizálódó Ni a talajvizet általában csak az ötödik vagy a tizedik évben éri el. A szimulációk alapján a felső rétegekben adszorbeálódik a Ni a legnagyobb mennyiségben, megakadályozva a mélyebb rétegek Ni-lel történő további terhelését. A profilok többségénél az alsó szelvényrészben egyre növekszik a Ni mennyisége, tehát itt a deszorpciós folyamatok dominálnak. A talajok Ni megkötő képessége az idő előrehaladtával fokozatosan csökken, tehát a változatlan Ni input ellenére egyre kevesebb Ni mennyiséget képesek adszorbeálni, emiatt a talajvízbe egyre növekvő Ni koncentráció szivárog be.

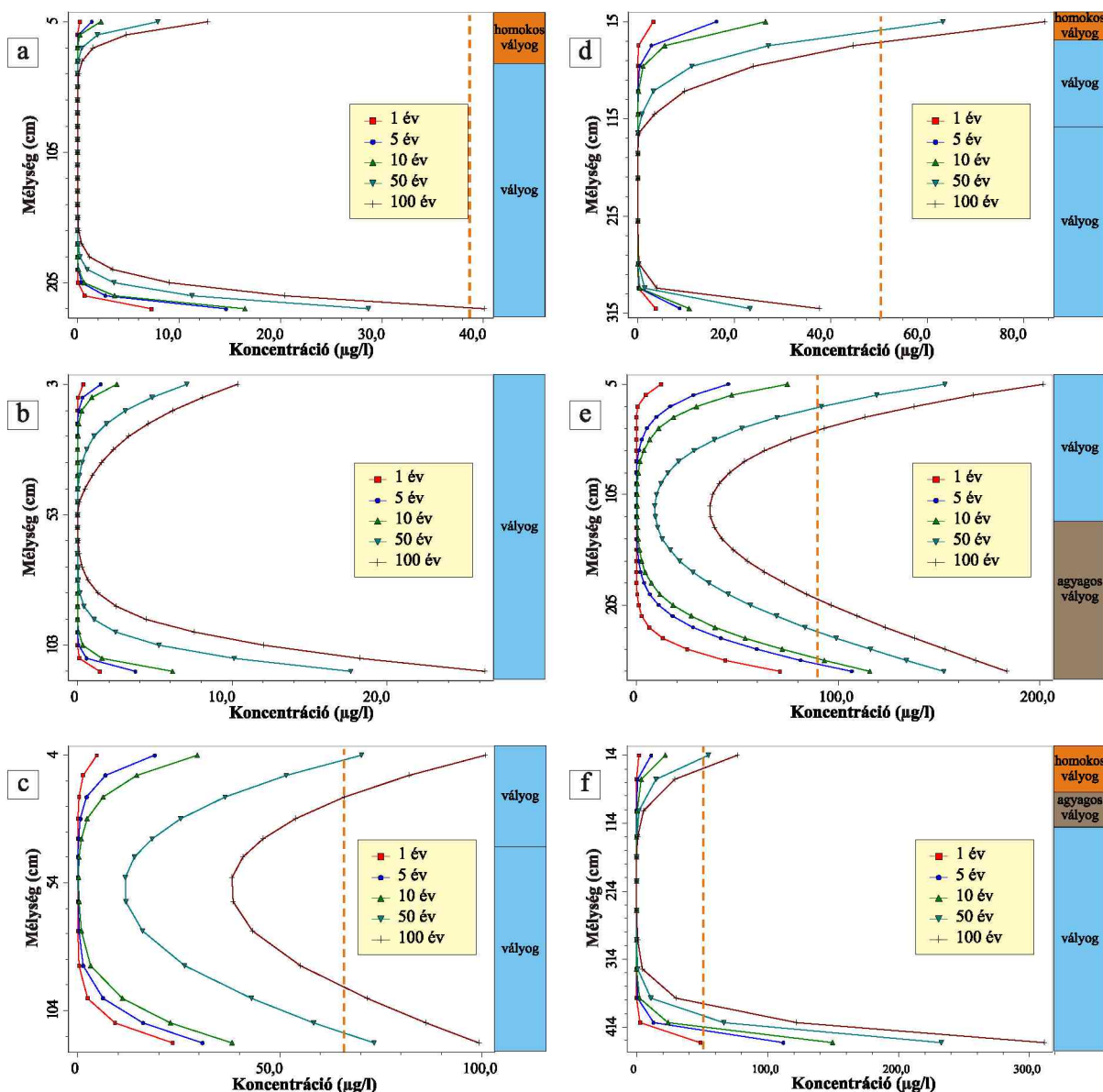
23. táblázat. A talajvízbe beszivárgó nikkell koncentráció a migrációs modellek alapján (a talajvíz kezdeti nikkell koncentrációját meghaladó értékek félkövér, dőlt betűtípussal jelölve)

Szelvény	Beszivárgó nikkell koncentráció (µg/l)				
	1 év	5 év	10 év	50 év	100 év
MÓRAVÁROS	6,4	8,1	8,3	10,2	<i>11,9</i>
RÓKUS	7,9	9	10,5	<i>19,2</i>	<i>22,2</i>
PETŐFITELEP	3,7	4,5	5,4	11	<i>14</i>
SZÉCHENYI	9,5	12,5	13,1	15,9	17,9
ÚJSZEGED	7,6	10,0	10,5	12,6	14,4
BELVÁROS	17,1	24,3	26,8	30,2	<i>32,4</i>

Az összes szelvényt tekintve a telítetlen zónából származó Ni-terheléstől a leginkább a RÓKUS szelvény veszélyeztetett, majd ezt követi a PETŐFITELEP szelvény. Mindkét szelvény esetében közel van a talajvíz szintje a felszínhez, továbbá a RÓKUS szelvény maximális adszorpciós képessége a legkisebb az összes szelvényréteg közül. A leglassabb ütemű Ni migráció az ÚJSZEGED és a SZÉCHENYI szelvények esetében jellemző, melyek egyben a legmagasabb adszorpciós kapacitással rendelkeznek. A talajvíz átlagos Ni koncentrációja alapján a SZÉCHENYI szelvény az egyik leginkább szennyezett, viszont a kapott modell szerint kevésbé veszélyeztetett a telítetlen zónában szállítódó Ni-terheléstől. Ezek az eredmények arra utalnak, hogy a SZÉCHENYI szelvény mellett található kút (28.) Ni szennyezése elsősorban nem a talajból származik, hanem a magas Ni-tartalomért inkább a talajvíz oldalirányú transzportja lehet felelős. Az alacsonyabb értékeket azonban az is okozhatja, hogy a modellezett talajrétegek közül a legalacsonyabb Ni koncentrációval ezen szelvény legalsó rétege jellemezhető, így kevesebb a mobilizálható Ni mennyisége is. A modellezés eredményei alapján kijelenthető, hogy a Ni vertikális migrációját leginkább a rétegek adszorpciós képessége határozza meg, ezen kívül fontos szerepe van a talajvíz felszínhez viszonyított mélységének, az agyagtartalomnak, továbbá az egyes rétegek között a hidraulikus vezetőképességnek.

5.3.4.3. Vertikális réz migráció a telítetlen zónában

A száz évre szimulált vertikális Cu migrációs modelleket a 32. ábra mutatja be, feltüntetve a profilok texturális felépítését, valamint a csapadékvíz egyes profilokra vonatkozó Cu koncentrációit (szaggatott vonallal jelölve). A migrációs modellek eredményei alapján megadott talajvízbe beszivárgó Cu koncentrációkat a 24. táblázat tartalmazza.



32. ábra. A MÓRAVÁROS (a), a RÓKUS (b), a PETŐFITELEP (c), a SZÉCHENYI (d), az ÚJSZEGED (e) és a BELVÁROS (f) szelvény réz migrációs modelljei (a szaggatott vonalak a csapadékvíz réz koncentrációját jelölik)

A MÓRAVÁROS szelvényt tekintve csak a századik évben haladja meg a beszivárgó csapadékvíz koncentrációját (38,4 µg/l) a profilból kilépő Cu koncentráció (40,1 µg/l) (24. táblázat). Teljes adszorpció zajlik szinte az egész modellezett zónában, a felszínről érkező vízből a Cu csak a homokos vályog réteg aljáig képes bejutni, az első évben pedig egyáltalán nem jut be Cu a szelvénybe. Ezt okozhatja a réteg rendkívül magas adszorpciós képessége ($a = 42\,805$ mg/kg), melyhez a mechanikai szűrés is hozzájárulhat. A nagy hidraulikus vezetés (99,9 cm/nap) és a csökkenő mértékű adszorpció miatt a további években egyre mélyebbre lejut a Cu koncentráció egy része. A magasabb agyagtartalmú vályog réteg hatékonyan képes gátolni a szivárgó vízben lévő Cu koncentráció lefelé vándorlását, azonban az alsó részében – az adszorpciós felületek telítődésével – meredeken növekszik a Cu mennyisége. Ez a Cu koncentráció viszont még így kevés a talajvíz további Cu-terheléséhez.

A szimulációk alapján a RÓKUS szelvélynél az előzőhöz hasonló folyamatok játszódnak le, sőt, itt az első évben gyakorlatilag nem növekszik a Cu koncentrációja a talajoldatban. Még az ötvenedik és a századik évben is teljes az adszorpció a szelvény

középső részeiben, azonban a 85, illetve 75 cm-es mélységtől a szivárgó víz a szelvényből Cu-t mobilizál. Ehhez hozzájárul a talajvízből származó, kapillárisan felfelé diffundáló Cu is. A modellek alapján a szelvények közül a RÓKUS esetében van a legkisebb esély a talajvíz Cu-terhelésére (legalábbis a háromfázisú zóna tekintetében). Ezt alátámasztják a talajvíz monitoring eredményei is, hiszen a szelvény közelében található 13. kút talajvíze a Cu-t tekintve nem szennyezett.

Az eddig ismertetett modelleknél a profilok felszín közeli részeiben jóval alacsonyabb Cu koncentrációk adódtak, mint az alsó szelvényrészeknél. Ezekről eltérően, a PETŐFITELEP szelvényben kiegyenlített a Cu mennyisége a bemeneti és a kimeneti oldalon. A modell szerint a magasabb adszorpciós kapacitással (30 228 mg/kg) rendelkező második vályog réteg felső részében kötődik meg a legtöbb Cu, viszont a mélység növekedésével és az idő múlásával folyamatosan nő a Cu koncentráció. A talajvízbe érkező oldat Cu koncentrációja az ötvenedik évtől már meghaladja a csapadékvíz koncentrációját, ám a talajvíz kezdeti koncentrációját nem.

A SZÉCHENYI szelvényben a beszivárgó víz Cu koncentrációja a felszín közelében az egész szimulációs időszakban magasabb a talajvízbe érkezőnél. A felső homokos vályog rétegben a (többi réteghez képest) magasabb szivárgási tényező és alacsonyabb maximális adszorpciós érték következtében relatíve nagy mennyiségű Cu képes lefelé migrálni a szivárgó vízzel, melyben a Cu koncentrációja az ötvenedik és századik évben meghaladja a csapadékvíz Cu koncentrációját. A szivárgó víz Cu koncentrációja az alsó vályog rétegek elérve gyakorlatilag nullára csökken, mely minden bizonnyal a réteg hatalmas Cu-megkötő képességének ($a = 59\,682$ mg/kg), magas agyagtartalmának és ezzel együtt alacsony szivárgási tényezőjének (1,6 cm/nap) köszönhető. A talajvízbe szivárgó oldat Cu koncentrációja hígítja a talajvizet, pedig a vizsgált szelvények közül a SZÉCHENYI szelvényhez tartozó kút (28.) talajvíze erősen szennyezett a Cu vonatkozásában. A szelvény Ni migrációs modellezése is azt az eredményt hozta, hogy a talajvíz Ni szennyezése elsősorban nem a talajból származhat. Feltételezésem szerint a nagymértékű Cu és Ni szennyezést a szelvény alatti szennyvízcsatorna szivárgása okozhatja, ugyanis a városban a legrégebbi (tégla falazatú) csatorna ezen a területen található. A szennyezést ezen kívül a Tiszával való interakció is befolyásolhatja, hiszen az R/S analízis során kimutattam a kút talajvizének a folyóval való hidrológiai kapcsolatát.

Az ÚJSZEGED szelvény a legkevésbé hatékony a Cu megkötésében, mely várható volt az alacsony adszorpciós kapacitás értékek (2212–2831 mg/kg) alapján. Az első tíz évben a profil középső részén még teljesen adszorbeálódik a Cu, azonban az idő előrehaladtával meredeken csökken az adszorpció mértéke. Az ötvenedik és századik évben a szelvény felszínhez közeli részein meredeken csökken az adszorpció mértéke, a beszivárgó víz a profil aljában pedig relatíve nagy mennyiségű Cu-t mobilizál. A talajvízbe érkező víz Cu koncentrációja ugyan még a századik évben sem éri el a talajvíz kezdeti Cu koncentrációját (232 µg/l), de megközelíti azt (183,8 µg/l). A hígabb csapadékvízből beszivárgó Cu mennyisége az utolsó két szimulációs időpontban már magasabb, mint a talajvíz szintjéhez közeli szelvényrészben, a magasabb Cu koncentrációjú talajvíz ellenére. Ezek alapján az alsó agyagos vályog rétegben lassabb ütemben csökken az adszorpció, mely minden bizonnyal a magasabb agyagtartalomnak és adszorpciós képességének köszönhető.

A BELVÁROS szelvényben fordított a helyzet, ugyanis a talajvíz közelében jóval magasabb a szivárgó víz Cu koncentrációja, mint a felszín közelében. A felső homokos vályog rétegen ($K = 51,3$ cm/nap) gyorsan átjut a Cu, viszont az agyagos vályog réteg hatékonyan képes megkötöni, így a vályog rétegbe már nem szivárog be. A talajvízből kapillárisan felfelé diffundáló vízből származó Cu a talajszelvény alsó negyedében érezteti hatását, melyért a rendkívül magas Cu szennyezés okolható (az átlagos Cu koncentráció a talajvízben 1269 µg/l). Az ötvenedik és századik évben már több mint 200 µg/l Cu

koncentráció érkezik a talajvízbe, mely még így is hígító hatású. A talajvíz szennyeződése – a modell alapján – tehát elsősorban nem a beszivárgó víz közvetítésével jut a talajba, hanem más források lehetnek a háttérben. Mivel Szegeden biológiai szennyvíztisztítás csak 2006 óta működik, és előtte a szelvény közelében ömlött ki tisztítatlanul a Tiszába a szennyvíz, emiatt nagy valószínűséggel a szennyvízből beszivárgó szennyezések okozhatják többek között a magas Cu koncentrációját a talajnak és a talajvíznek.

24. táblázat. A talajvízbe beszivárgó réz koncentráció a migrációs modellek alapján

Szelvény	Beszivárgó réz koncentráció (µg/l)				
	1 év	5 év	10 év	50 év	100 év
MÓRAVÁROS	7,3	14,8	16,5	28,7	40,1
RÓKUS	1,4	3,7	6,1	17,7	26,3
PETŐFITELEP	23,4	30,8	38,1	73,3	99,4
SZÉCHENYI	3,6	8,7	10,6	23,2	37,6
ÚJSZEGED	71	106,8	115,2	151,6	183,8
BELVÁROS	48,9	112	149,6	232,3	311,4

Az adszorpciós vizsgálataim és a szakirodalom alapján a Cu affinitása a talaj felé sokkal nagyobb a Ni-hez viszonyítva, ezért feltételeztem, hogy a talajvíz veszélyeztetettsége a Cu tekintetében jóval kisebb lesz. A modellezés eredményei alátámasztják ezt a hipotézist, ugyanis mind a hat szelvény esetében a telítetlen zónában szivárgó víz hígítja a talajvíz Cu koncentrációját. Két szelvéynél (SZÉCHENYI és RÓKUS) még a csapadékvíz Cu koncentrációját sem éri el a talajvízbe érkező oldat Cu koncentrációja. A modellek alapján a Cu hatékonyan kötődik meg a talajban, és a beszivárgó víz közvetítésével még száz év alatt sem képes olyan mértékben mobilizálódni a háromfázisú zónából, hogy tovább terhelje a talajvizet. Az eredmények tehát arra utalnak, hogy a talajvíz Cu szennyezése nem a talajoldatból származik, hanem valamilyen más forrásból (például az ereszcsonnákban kioldódó rézből, mely a kifolyó vízzel közvetlenül a talajvízbe juthat).

A Ni-lel összehasonlítva a Cu sokkal hatékonyabban adszorbeálódik a talajalkotók felületén, mely alátámasztja az adszorpciós kísérletek eredményeit is. A szelvények közül a RÓKUS és a SZÉCHENYI szelvényben a legkisebb az esélye a Cu nagymértékű mobilizálódásának, melyekben a legnagyobb adszorpciós kapacitású rétegek találhatók. A Ni-hez hasonlóan a modelleket, és így a telítetlen zónában zajló szennyezőanyag migrációs folyamatokat leginkább a rétegek adszorpciós képessége, továbbá fizikai félesége befolyásolja. A modellezés eredményei rávilágítanak arra is, hogy a telítetlen zónában zajló szivárgáshidraulikai- és transzportfolyamatok megértése csak a kiterjedt adatbázissal rendelkező komplex elemzések segítségével történhet.

5.3.5. *Részösszegzés*

A legszennyezettebb talajvízkutak közvetlen környezetében talajmintákat vettem, mellyel célom volt feltárni, hogy a talaj is szennyezett-e ezeken a területeken, illetve a talajban lévő szennyezőanyagok veszélyeztetik-e a talajvíz minőségét. A vizsgálatok során a talaj fizikai és kémiai paraméterein kívül megmértem a talaj nehézfém-tartalmát (a talajvízben is mért komponensekre), valamint laboratóriumi kísérletek segítségével az egyes talajrétegek adszorpciós tulajdonságait vizsgáltam a Ni-re és a Cu-re vonatkozóan. Számos különböző input adat felhasználásával elkészítettem a nehézfémek telítetlen zónára vonatkozó vertikális migrációs modelljét, amellyel a talajból a csapadékvíz közvetítésével potenciálisan kimosódó

szennyezések vertikális és időbeli változásait modelleztem. A talajmintákra vonatkozó eredmények alapján főbb megállapításaim a következők:

- Az ingadozó karbonáttartalom és pH, a rapszodikusan változó szervesanyag-tartalom és szemcseméret összetétel, a módosult fizikai féleség és a gyakran nagy mennyiségben előforduló törmelék mind az antropogén tevékenység hatására átalakult talajokra utal.
- A mért nehézfémek (Cu, Zn, Pb, Co, Cd, Cr és Ni) koncentrációi alapján a talajvízhez hasonlóan a kadmium, a kobalt és a króm esetében nem beszélhetünk szennyezettségről. A nikkel, a réz, a cink és az ólom koncentrációi több esetben meghaladták a vonatkozó szennyezettségi határértéket, tehát kijelenthető, hogy szennyezett a talaj a kiválasztott talajvízkutak környezetében.
- A laboratóriumi adszorpciós kísérletek alapján mind a réz, mind a nikkel adszorpciója jól jellemezhető a Langmuir-féle függvény felhasználásával, az adszorpciós izotermák alakja a nikkelnél minden mintára vonatkozóan L alakú, míg a réz esetében S és L alakúak.
- Az adszorpciós izotermák görbéi mindkét fém esetében a szelvényeken belül rapszodikus lefutásúak, mely tükrözi a heterogén fizikai és kémiai paraméterek befolyásoló hatását.
- A nikkel adszorpcióját a mintákban elsősorban a szervesanyag-tartalom és az agyagtartalom határozza meg, míg a réz esetében a nagyfokú adszorpciós képességért főként a lúgos kémhatás és a magas karbonáttartalom a felelős.
- Vertikálisan a talajszelvények eredeti nikkel-profiljai (a modellezett zónában) a talajvízszint felé csökkenő nikkel koncentrációt mutattak. A nikkel migrációs modellek alapján az adszorpció mértéke a felső rétegekben a legnagyobb, amely alátámasztja a talajvizsgálatok eredményeit. A réz esetében szintén többnyire a feltalajban a legmagasabb a koncentráció, melyet a modellek eredményei is visszaadnak.
- A változatlan peremfeltételek ellenére az idő múlásával folyamatosan csökken a profilok adszorpciós hatásfoka, mind a nikkel, mind a réz esetében, tehát egyre növekszik a szivárgó víz nikkel és réz koncentrációja. Ugyanazon beérkező koncentrációnak ugyanis egyre kisebb hányadát képes visszatartani a talaj. Száz éven keresztül történő input olyan nagy mértékben telíti az adszorpciós felületeket, hogy a beszivárgó víz már deszorpciót idéz elő és a mobilizált nehézfémet a talajvízbe szállítja.
- A migrációs modellek alapján a telítetlen zónában zajló adszorpciós-deszorpciós folyamatokat a nehézfémekre vonatkozóan elsősorban a talajok adszorpciós kapacitása befolyásolja, illetve fontos tényező még a hidraulikus vezetés, valamint a textúra (agyagtartalom).
- Az adszorpciós vizsgálatok és a modellezés eredményei is alátámasztják, hogy a réz affinitása jóval nagyobb a talaj felé, mint a nikkel esetében, ennek megfelelően a talajvíz veszélyeztetettsége nagyobb a nikkel-terheléssel szemben.

6. ÖSSZEFOGLALÁS

Doktori kutatásom során a szegedi talaj-talajvízrendszer komplex környezeti szempontú vizsgálatát és értékelését tűztem ki célul, mellyel összhangban egy két éves időtartamú talajvíz minőségi monitoringot, egy másfél éves talajvízszint monitoringot, valamint egy alkalommal talajmintavételt végeztem. Kutatásom eredményeit, összhangban a kitűzött célokkal, az alábbi pontokban foglalom össze:

1. A talajvíz szennyezettsége és potenciális szennyezőforrásai

A két éves időtartamú, a talajvíz kémiai állapotát vizsgáló monitoring eredményei alapján Szeged talajvíze szervesen szennyezőkkel erősen terhelt, gyakran extrém magas koncentrációkkal. A vizsgált szervesen komponensek közül csupán a króm, a kobalt és a kadmium esetében nem mutatható ki szennyezés. A talajvíz leginkább cinkkel terhelt, de jelentős mértékű a szennyezés a nitrát, az ammónium, a réz és a nikkel esetében is.

A legnagyobb szennyezési gócpontok a belvárosban, sűrűn lakott területeken és a Tisza közvetlen közelében találhatók. A talajvíz szennyezettségét a határérték feletti komponensek számával jellemezve (a két éves átlagértékek alapján) a leginkább szennyezett talajvízű kút a belvárosban lévő 22., melynek talajvíze a mért tizenkét komponens közül kilenccel kontaminálódott. Mindössze két külterületen elhelyezkedő kút (2. és 19.) talajvizében nem haladta meg egyetlen komponens átlagos koncentrációja sem a szennyezettségi határértékeket.

A szennyezések térbeli megoszlása azt jelzi, hogy a magas koncentráció értékek elsősorban az antropogén tevékenység hatásának tulajdoníthatók. A komplex városi környezet és az antropogén faktor megnehezíti a szennyezőforrások feltárását, melyet tovább bonyolít Szeged speciális helyzete, miszerint itt a folyó (Tisza) és a vastag (akár 10 m-es) mesterséges feltöltés hatásaival is számolni kell. Az eredmények alapján a szennyezések többsége a közlekedéssel kapcsolatos tevékenységekhez köthető, főként a nehézfémek esetében, mivel a leginkább szennyezett területek a főbb közlekedési útvonalak közelében találhatók. A szennyvízcsatornák és ivóvízvezetékek szivárgásából szintén jelentős szennyezés származhat, kiemelten az elöregedett, téglafalazatú szennyvízcsatornák esetében, melyek főként a belvárosban fordulnak elő. A városi kiskertekben és parkokban a műtrágyahasználat és a növényvédőszer alkalmazása emelheti meg a talajvízben a szennyezőanyagok mennyiségét. A talajvíz-folyóvíz interakciót szintén figyelembe kell venni a Tiszához közel eső kutaknál, hiszen a talajvíz szennyezettsége részben a Tisza vizéből és üledékéből származhat. A heterogén, mesterséges anyagokat is tartalmazó feltöltésből pedig szinte bármilyen komponens mobilizálódhat, elszennyezve a talajvizet.

2. A vizsgált komponensek közötti korrelációs kapcsolatok és a talajvíz minőségét meghatározó geokémiai háttéranyagok

A komponensek közötti korrelációs kapcsolatok feltárására Spearman-féle rangkorreláció analízist alkalmaztam. Az eredmények alapján erős pozitív korrelációs kapcsolat ($r > 0,6$) található az átmeneti fémek (Ni, Cr), továbbá a kalkofil elemek (Cu, Zn, Pb) között. Közepes pozitív korrelációt tártam fel az arzén és az ortofoszfát, valamint a nitrát és az elektromos vezetőképesség között, illetve negatív a nitrát és az ammónium között. A különböző vízminőségi paraméterek között feltárt korrelációs kapcsolatok hátterében minden esetben a hasonló geokémiai tulajdonságaik állnak.

A főkomponens analízis (PCA) öt főkomponens (PC) elkülönítését tette lehetővé, melyek megerősítik a korrelációs vizsgálatokban tett megállapításokat. A PCA alapján öt

jelentős geokémiai háttérfolyamat (melyeket egy-egy főkomponens képvisel) alakítja a vizsgált elemek eloszlását a mintaterületen. Ezek a folyamatok a következők: (PC1) kalkofil elemek feldúsulása; (PC2) átmeneti fémek feldúsulása; (PC3) az összion-tartalom változása; (PC4) a nitrogén körforgás; valamint (PC5) az arzén és az ortofoszfát feldúsulása.

3. A kutak térbeli csoportosítása a talajvíz kémiai állapota alapján

A kutak vízkémia alapján történő csoportosítására volt egy a priori feltételezésem, miszerint a kutak külvárosi és belvárosi kutak csoportjára oszthatók. Ennek vizsgálatához Fisher-féle (kétszoportos) lineáris diszkriminancia analízist alkalmaztam, melyet a főkomponensek többváltozós terében végeztem el. Az analízis eredményeként szétválaszthatóvá vált a belvárosi és a külvárosi kutak csoportja, valamint egy átmeneti csoportot is elkülönítettem. A kapott diszkriminancia függvény ($D = 0,48 \cdot PC1 + 0,25 \cdot PC2 + 0,98 \cdot PC3 + 0,96 \cdot PC4 + 1,02 \cdot PC5$) alapján a csoportok diszkriminálásában leginkább a szervetlen vegyületek változása a meghatározó, míg az átmeneti fémek feldúsulása kevésbé játszik szerepet. A függvény segítségével a mintavételi kutakból a jövőben vételezendő minták is biztonsággal besorolhatóak a csoportok valamelyikébe.

A „végeredmény térkép” egy stabil belvárosi magot mutat (8 kút tartozik a kategóriába), míg 17 kút a külvárosi, és 3 kút az átmeneti kategóriába esik. Az egyes csoportokhoz tartozó vízminőségi paraméterek tulajdonságai alapján a belvárosi csoport esetében a legerőteljesebb a szennyezés, mely antropogén hatást jelez.

4. A „felszín alatti hősziget”

A talajvíz hőmérsékletének változását vizsgálva egyértelművé vált, hogy a város központja felé haladva a kutakban a talajvíz hőmérséklete egyre magasabb a külterületen lévőkhöz képest, tehát a léghőmérsékletre vonatkozó városi hősziget analógiáján a talajvízben is létezik a hősziget jelensége. A „felszín alatti hősziget” jelenlétét már számos nagyvárosra igazolták, viszont a vizsgálatom alapján olyan alacsonyabb lélekszámú nagyvárosokra is jellemző lehet, mint Szeged. A „felszín alatti hősziget” intenzitása (a városban és a külterületeken a talajvízben mért hőmérsékletek különbsége) extrém esetben akár a 10 °C-ot is meghaladta. A hősziget intenzitása általában tavasszal (márciusban) a legmagasabb, a legkisebb különbségek (3–4 °C) pedig az október-novemberi időszakokban alakultak ki (hasonlóan a léghőmérsékleti városi hősziget intenzitásához).

5. Talajvízjárési trendek és mesterséges hatások

A vízjárási trendek feltérképezéséhez a rendelkezésemre álló leghosszabb (13,5 éves) vízszint idősorokat használtam fel, melyek 14 db ATIVIZIG kút vízszintjeit tartalmazzák. A vizsgált időszakban a talajvízjárás a Szegeden megszokottaknak megfelelően alakult, ugyanis a talajvíz maximuma többnyire áprilisra és májusra esett, míg a vízszintek minimuma októberben és novemberben volt mérhető.

A további talajvízszint vizsgálatokhoz a saját méréseimen alapuló 1,5 év hosszúságú idősorokat is felhasználtam. A talajvízszint idősorok részletes elemzését (normalitás vizsgálat, Tisza vízállásaival való összehasonlítás) követően kiderült, hogy mesterséges hatások (városi vízrendezések) következtében a kutak többségénél a talajvízjárás jelentősen módosult. A mesterséges hatások következtében a talajvízszint nem emelkedik egy bizonyos (minden kútnál más) felszínközeli szint fölé, függetlenül a csapadék mennyiségének vagy a Tisza vízszintjének változásától. Kijelenthető tehát, hogy városi területeken a talajvízjárást mesterséges hatások befolyásolják, és a természetes folyamatok vizsgálatához ezeket a

mesterséges tényezőket jelző adatokat szükséges leválogatni a vízszint idősorokról. Ehhez optimális módszernek bizonyult az egyes idősorokra vonatkozó gyakorisági hisztogramok alkalmazása, melyeknél a „fő-” és „mellék-” móduszok elválasztásával egyszerű lehatárolni a vonatkozó, mesterséges befolyás alatt álló vízszinteket.

6. *A csapadék hatása a talajvíz járására*

A csapadékmennyiség változásának időbeli késleltetett hatását a talajvízjárásra vonatkozóan keresztkorrelációs vizsgálatokkal elemeztem. Az analízis eredményeként megkaptam, hogy mely kutak esetében van hatással a csapadékmennyiség változása a talajvízszintek ingadozására, illetve, hogy az esetlegesen milyen hosszú késleltetett hatást (hatóidő) jelent. A keresztkorrelációs együtthatók alapján a kutak többségénél a talajvíz járására hatással van néhány napig a csapadékmennyiség, változása előrejelzi a talajvízszintek változását. Az egyes kutakhoz tartozó hatóidők változatos képet mutatnak, 1 és 14 nap közötti késleltetett hatás mutatható ki. Azon kutak, melyeknél a csapadékmennyiség változása közvetlenül nem jelzi előre a vízszintek változását (tehát nem mutatható ki a késleltetett hatás), a Tisza közelében, vagy valamely holtág mellett helyezkednek el. Ezeknél a kutaknál a talajvízjárást minden bizonnyal inkább a felszíni vizek fluktuációja határozza meg.

7. *Felszíni és felszín alatti vízszint idősorok fraktál viselkedése, hosszú távú memóriája*

A fraktál dimenzió meghatározására szolgáló R/S analízis segítségével azt vizsgáltam, hogy a szegedi talajvízrendszer és a Tisza vízjárása rendelkezik-e hosszú távú emlékezettel, és jellemzi-e a frakcionális Brown-típusú mozgás.

A Tisza 13,5 éves vízállás idősorára az R/S analízis során $H = 0,65$ eredményt kaptam, mely alapján a folyó perzisztens jellegű, tehát jellemzi a frakcionális Brown-típusú mozgás. Bizonyítottam a hosszú távú memória meglétét és a perzisztens jelleget a szegedi talajvízjárásra vonatkozóan is, hiszen az egyes kutakhoz tartozó Hurst-exponensek minden esetben 0,5 felett alakultak. A perzisztencia azt jelenti a vízjárásra vonatkozóan, hogy magas vízállásokat nagyobb valószínűséggel követnek magas vízállások és kisebbeket pedig nagyobb valószínűséggel kisebbek. Az egyes talajvízkutakhoz tartozó Hurst-féle kitevők alapján néhány kút esetében hasonló viselkedést mutat a talajvíz járása, mint a Tiszáé, tehát bizonyítható a folyóval való hidrológiai kapcsolat.

Az eredmények azt mutatják, hogy az R/S analízis skálainvariáns jellege miatt alkalmas az eltérő hosszúságú és mérési intervallumú idősorok összevetésére, továbbá a heterogén városi környezetben is jól adaptálható a módszer. A Hurst exponensek térbeli eloszlását vizsgálva kimutattam, hogy a több méteres agyagszinttel jellemezhető területeken a talajvízjárás perzisztenciája jóval nagyobb fokú, mint a relatíve vastag, homokréteggel rendelkezők esetén. Ezek alapján tehát a földtani felépítés, illetve a képződmények vízvezető képessége erősen befolyásolja a talajvízjárás hosszú távú memóriáját.

8. *A városi talajok minősége és antropogén hatásokra módosult tulajdonságai*

A legszennyezettebb talajvízü kutak környezetében hat szelvényből talajmintákat vettem, melyekben számos fizikai és kémiai talajtulajdonságot, valamint a talajvízben is mért nehézfémeket vizsgáltam. A talajok nehézfém-koncentrációi alapján a talajvízhez hasonló szennyezettségi állapotot tártam fel, hiszen ugyanazon nehézfémek (Ni, Cu, Zn, Pb) esetében adódtak szennyezettségi határérték feletti koncentrációk. A mérési eredmények alapján

kijelenthető, hogy a szennyezett talajvízű kutak környezetében a talaj is szennyezett nehézfémekkel.

A városi talajok módosultak az urbanizáció és az antropogén tevékenység hatására, mely módosulást mutatja a talajokban előforduló építési törmelék és műtermék, a heterogén, természetes talajoktól eltérő texturális felépítés, a rapszodikusan változó szervesanyag-tartalom és szemcseméret összetétel, valamint az ingadozó karbonáttartalom és pH.

9. A talajok nikkel és réz adszorpciós tulajdonságai

A nehézfém adszorpciós kísérletek kimutatták, hogy mind a nikkel, mind a réz adszorpciója jól jellemezhető a Langmuir-típusú függvénnyel, ugyanis a linearizált Langmuir izoterma illesztő egyeneseinek szórásnégyzete ($r^2 > 0,95$) alapján a Langmuir-féle közelítés jól leírja az adszorpciós kölcsönhatásokat. Az adszorpciós izotermák alakja a nikkel esetében az L típust követi, míg a réz esetében S és L alakúak. Az izotermák görbéi rapszodikus lefutásúak, mely tükrözi a városi talajok fizikai-kémiai tulajdonságainak heterogenitását.

A nikkel a nagy szervesanyag-tartalmú mintákon adszorbeálódott a leginkább, illetve a magas agyagtartalmú mintákon, főként abban az esetben, ha az alacsony szervesanyag-tartalom magas agyagtartalommal párosult. A réz esetében tapasztalható nagyfokú adszorpciós képességért elsősorban a magas karbonáttartalom és pH-érték tehető felelőssé.

A két nehézfém közül az adszorpciós kapacitás értékeket tekintve a réz jóval nagyobb megkötődésre képes a talajalkotókon, mint a nikkel, valamint a megoszlási együtthatók alapján is rendkívül nagy a réz affinitása a talaj felé. A két nehézfém esetében tehát a városi talajok a $\text{Cu} > \text{Ni}$ adszorpciós sorrendet követték, amely megfelel a szakirodalmi eredményeknek is.

10. A háromfázisú zóna vertikális nehézfém (nikkel és réz) transzportjának és a talajvíz, nehézfém-terhelésének modellezése

A vertikális nehézfém transzport modellezését az adszorpciós kísérletekben is vizsgált nikkel és réz esetében végeztem el. A szimuláció eredményeként kapott modellek segítségével a szelvényekben zajló adszorpciós-deszorpciós folyamatokra lehet következtetni, illetve megállapítható a talajvíz terhelésének veszélyeztetettsége a két nehézfémre vonatkozóan.

A modellezés eredményei alátámasztják az adszorpciós kísérletek eredményeit, miszerint a réz jóval nagyobb mértékben adszorbeálódik a talajalkotókhoz, mint a nikkel, hiszen a modellek szerint a szelvények alatt a talajvíz veszélyeztetettsége a nikkel-terhelést tekintve nagyobb. A kapott nikkel és réz migrációs modellek alapján kimutatható, hogy a szivárgó víz nikkel, illetve réz koncentrációját leginkább a rétegek adszorpciós kapacitása befolyásolja. Ezen kívül fontos tényező még a talajvízszint felszínhez viszonyított mélysége, a rétegek hidraulikus vezetőképessége, valamint agyagtartalma. Az eredmények rávilágítanak arra is, hogy a modell rendkívül érzékeny ezekre az adatokra, mely a laboratóriumi mérések (főként az adszorpciós vizsgálatok) fontosságát hangsúlyozza.

A száz évre lefutott szimulációkban – a változatlan peremfeltételek ellenére – az idő előrehaladtával a talajok adszorpciós hatásfoka csökken, melynek következtében a talajvízbe egyre növekvő nikkel, illetve réz koncentráció szivárog be. A nikkel esetében a talajvíz veszélyeztetett a háromfázisú zónából származó további terheléstől, ugyanis a felszínről beszivárgó víz olyan mértékben képes mobilizálni a nikkelt, hogy az már további szennyezéssel terheli a talajvizet. A réz tekintetében minden szelvény esetében a szivárgó víz

hígította a talajvizet még a századik évben is, tehát a szimuláció alapján a talajvíz réz szennyezése nem a telítetlen zónából származik.

11. A talaj és a talajvíz kapcsolatrendszere Szegeden

A talajvíz minőségi és mennyiségi monitoring és a talajvizsgálatok eredményei alapján egyértelműen kimutatható, hogy mind a talajvíz, mind pedig a talajok az antropogén tevékenység és a városi hatások következtében erőteljesen módosultak, tulajdonságaik megváltoztak. Ezek a változások a talajvízrendszert tekintve elsősorban a talajvízjárás módosulásában, a hőmérséklet emelkedésében, a magas ösztön- és szennyezőanyag-tartalomban mutatkoznak meg. A vizsgált hat talajszelvény a város belterületén, a legszennyezettebb talajvízkutak környezetében helyezkednek el, melyek szintén terheltek toxikus nehézfémekkel. Az antropogén hatásokra módosult talajok számos sajátosságát hordozzák, mint például a genetikai szintek hiányát, valamint a magas műtermék- és építési törmelék tartalom, a rétegek változatos szemcseméret összetétele, a rapszodikusán változó karbonát- és szervesanyag-tartalom, valamint a lúgos kémhatás jellemzi ezeket a talajokat.

A talaj és a talajvíz minőségét összehasonlítva megállapítható, hogy ugyanazok a nehézfémek szennyezik mindkét közeget, mely hasonló szennyező-forrásokra utal. Ezt alátámasztja az is, hogy a talajszelvények közül a két leginkább szennyezett (BELVÁROS és ÚJSZEGED) szelvény azon kutak mellett található, melyek szintén az első két helyen állnak a talajvíz-szennyezettségi sorrendben. A főbb közlekedési útvonalak mentén elhelyezkedő kutak talajvize és a talaj is erősen terhelt nehézfémekkel, mely a közlekedési tevékenység negatív hatását mutatja. A város belterületének (a nagy árvíz utáni) feltöltése is kihat a talajra és a talajvízre is. A talaj a feltöltés során sok esetben teljesen megsemmisült, vagy a felső rétegeit lefedték, átkeverték, megszüntetve az eredeti talajszerkezetet és módosítva a talajvíz szennyeződése szempontjából fontos szivárgási viszonyokat. A feltöltés anyagából építési törmelék, vagy szennyezés is kerülhetett a talajba, amely a talajvíz minőségét is veszélyeztetheti. A talaj és a talajvíz nehézfém-tartalmának korrelációs vizsgálatával azonos következtetések szűrhetők le, mely szerint mindkét közeg minőségének kialakításában fontos szerepet játszik a komponensek két csoportja. Az egyik ilyen csoportot a kalkofil elemek (Cu-Pb-Zn) alkotják, míg a másikat az átmeneti fémek (Ni-Cr-(Co)), melyek mennyisége együttesen, hasonló tendenciát követve változik a talajban és a talajvízben egyaránt.

A nikkal és réz migrációs modellek is kimutatták, hogy a talajvízjárásnak fontos szerepe lehet a szennyezések terjedésében, ugyanis a felszínhez közel álló talajvízszintek esetében a szelvényekben sokkal rövidebb úton tud átjutni a szivárgó víz közvetítésével a nehézfém koncentráció. Ezek az eredmények azt sugallják, hogy minél közelebb áll a talajvíz szintje a felszínhez viszonyítva, annál inkább veszélyeztetett a talajból mobilizálódó szennyezések által. Az antropogén hatás a talajvízjárásban is megmutatkozik, hiszen a belterületeken a talajvíz szintje a városi vízrendezések következtében nem emelkedik 0,5 m-nél közelebb a felszínhez. Ez a tény pozitív hatással bír a szennyezések tekintetében, hiszen a mélyen álló relatív talajvízszint nemcsak a talajban zajló mobilizálódási folyamatok szempontjából előnyös, hanem megakadályozza a talajvíz – és így a szennyezések – felszínre kerülését is.

Doktori kutatásom rávilágít arra, hogy a városi környezetben bekövetkező, antropogén tevékenységek által létrejött változások és hatásai nem értékelhetők a városi környezeti elemek együttes, komplex vizsgálata nélkül. A városi területhasználat, beépítettség, a közlekedés és az antropogén tevékenység jelentősen, sokszor visszafordíthatatlanul módosítja a talajban és a talajvízben zajló környezeti folyamatokat, amelyek a két közegben potenciálisan negatív visszacsatolást eredményeznek.

7. SUMMARY

The aim of my doctoral research was to prepare a complex environmental analysis and evaluation of the soil-groundwater system of Szeged. In order to fulfil my aim, I carried out a two-year-long groundwater quality monitoring, a one-and-a-half-year long groundwater level monitoring as well as a soil profile analysis. The results of my research in accordance with the goals previously set are summarised as follows:

1. Groundwater contamination and its potential sources

On the basis of the two-year long monitoring analysing the chemical status of groundwater, it has been proven that the groundwater of Szeged is heavily contaminated with inorganic components, often having extremely high concentrations. Of all the analysed components, only chromium, cobalt, and cadmium are below the contamination limit values. The most significant contaminant is zinc, however, nitrate, ammonium, copper, and nickel also exhibit very high contamination values.

The most contaminated groundwater wells are located in the downtown, the densely populated areas, and in the immediate vicinity of the river Tisza. The contamination of the groundwater is characterised by the number of the contaminants found above limit value. Based on these data, the most contaminated well is No. 22, of which water was contaminated with nine out of the twelve measured components. There were only two wells (No. 2 and 9), both situated in the outskirts of Szeged, where the average concentration of the components did not exceed the pertaining limit value.

The spatial distribution of contamination indicates that the high concentration of contaminants may primarily be attributed to anthropogenic activities. The complex urban environment and anthropogenic factors make it difficult to reveal the sources of contamination, and this situation is further complicated by the special location of Szeged, i.e. the effects of the river (Tisza) and the thick artificial infill (up to 10 m) must also be taken into account. Based on the results, the majority of the pollution originates in transport-related activities, especially in the case of heavy metals, as the most polluted areas can be found in the vicinity of major transport routes. Leaking of sewers and water mains may also lead to significant contamination, especially in the case of old sewage pipes built from bricks, which are mainly located in the city centre. The amount of contaminants in groundwater may be increased by the use of pesticides and fertilizers in small urban gardens and parks. The groundwater-river interaction must also be taken into account in the case of those wells which are located near the Tisza, as part of the groundwater contamination may originate in the water and the sediment of the river. And, finally, almost any component may be mobilised from the heterogeneous, mainly artificial infill resulting in the contamination of groundwater.

2. Correlations between the analysed components, and geochemical background processes determining groundwater quality

In order to reveal the correlations between the components, I used Spearman's rank correlation analysis. The results indicate a strong positive correlation ($r > 0.6$) between the transitional metals (Ni, Cr) and the chalcophile elements (Cu, Zn, Pb). A medium-intensity positive correlation exists between arsenic and orthophosphate as well as between nitrate and electrical conductivity; and medium-intensity negative correlation exists between nitrate and ammonium. The correlations found among the different water quality parameters are due to similar geochemical characteristics in all cases.

The principal component analysis (PCA) allowed the separation of five principal components (PC), which confirmed the findings revealed by the correlation analyses. On the basis of the PCA, the distribution of the analysed elements is determined by five significant geochemical background processes (each represented by a major component) in the sample area. These processes include: (PC1) the enrichment of chalcophile elements; (PC2) the enrichment of transitional metals; (PC3) a change in the total ion content; (PC4) the nitrogen cycle; and (PC5) the enrichment of arsenic and orthophosphate.

3. Spatial grouping of groundwater wells based on the chemical status of groundwater

I had an a priori assumption about grouping the wells on the basis of their water chemistry, i.e. the wells can be divided into two groups: downtown and suburban wells. In order to test my theory, I applied Fisher's (two-group) linear discriminant analysis, which was carried out using multiple variables of the principal components. The analysis resulted in the separation of three distinct groups: the originally presupposed groups of downtown and suburban wells, and a transitional group. On the basis of the resulting discriminant function ($D = 0.48*PC1 + 0.25*PC2 + 0.98*PC3 + 0.96*PC4 + 1.02*PC5$), the determining factor in discriminating the groups is the change of the inorganic compounds, while the enrichment of transitional metals have a less significant role in the process. This function also provides a safe classification of other samples of the sampling wells in the future.

The "end result map" shows a stable downtown core with 8 wells belonging to this category, 17 wells in the suburbs, and 3 wells in the transitional category. Based on the water quality parameters of each group, the wells of the downtown category are the most contaminated ones, which indicates anthropogenic influence.

4. "Subsurface heat island"

Analysing changes in groundwater temperature clearly reveals that the groundwater temperature of the wells is higher toward the city centre than that of the wells located in the suburbs; consequently, the existence of a "subsurface heat island" is as real as that of the urban heat island relating to air temperature. The presence of a "subsurface heat island" has already been proven in the case of numerous bigger cities; based on my research, however, it can also be true for cities being less populous such as Szeged. The intensity of this "subsurface heat island" (the difference between groundwater temperatures measured in the city centre and the outskirts) exceeded even 10 °C as well in extreme cases. The intensity of the heat island is usually the highest in spring (March), the smallest differences (3–4 °C) appear in October and November (similarly to the intensity of the air temperature urban heat island).

5. Trends in groundwater fluctuation, and artificial effects

For investigating water fluctuation trends, I used the longest (13.5 years) water level time series available, which included the water level data of 14 ATIVIZIG wells. During the research period, the groundwater fluctuation in Szeged was the same as usual, with the maximums of groundwater occurring in April and May, while the minimums of groundwater levels were measured in October and November.

Further groundwater level analyses were also supported by my own research data consisting of a 1.5-year-long measurement series. After a detailed analysis of the groundwater level time series (normality test, a comparison with the water level of the Tisza), a significant

modification of groundwater fluctuation was revealed in the case of the majority of the groundwater wells which was caused by artificial effects (urban water management). Due to the above mentioned artificial effects, the groundwater level does not rise above a certain near-surface level (which is different from well to well), independently of the amount of rainfall or the water level fluctuations of the Tisza. Thus, it can be stated that groundwater fluctuation is influenced by artificial effects, and in order to analyse the natural processes, the data indicating artificial influence need to be separated from the water level time series. Applying histograms of frequency relating to each time series proved to be an optimal method for solving this problem. By separating the "main" and "secondary" modes in each histogram, the relevant, artificially influenced groundwater levels can be marked easily.

6. The effect of precipitation on groundwater fluctuation

I employed cross-correlation analyses to interpret the time-delayed impact of the fluctuations in the amount of precipitation. As a result of the analysis, it was revealed which wells are affected by these changes causing the fluctuation of groundwater levels, and how long the time-delayed impact (the impact time) might be. Based on the cross-correlation coefficients, it can be stated that the amount of precipitation affects the groundwater fluctuation in most of the wells for a couple of days, and changes in the amount of precipitation forecast the fluctuation of groundwater levels. The impact time of each well exhibits a great variety, with the time of the delayed impact varying between 1 to 14 days. Those wells where the fluctuation in the amount of precipitation does not directly indicate the fluctuation of the groundwater level in advance (there is no detectable delayed effect) are located in the vicinity of the Tisza or close to a backwater. Groundwater fluctuation is certainly more determined by the fluctuation of surface waters in these wells.

7. Fractal behaviour and long-term memory of surface and subsurface water level time series

The R/S analysis determining fractal dimension enabled me to study whether the water fluctuations of the groundwater and the Tisza have long-term memory, and whether it can be characterised by fractional Brownian motion. Employing the R/S analysis, the 13.5-year-long water-level time series of the Tisza resulted in $H = 0.65$, which means that the river is of persistent nature, therefore it is characterised by the fractional Brownian motion. I also proved the existence of long-term memory and the persistent nature of the groundwater fluctuation in Szeged, since the Hurst exponents of the individual groundwater wells were above 0.5 in each case. Concerning water fluctuation, persistence means that high water levels are more likely to be followed by high levels, and lower water levels are more likely to be followed by lower levels. Based on the Hurst exponent of the individual groundwater wells, the groundwater fluctuation of some wells exhibit similar behaviour to the Tisza, hence the hydrological connection to the river.

The results show that the R/S analysis, due to its scale invariant feature, is suitable for comparing time series of different length and measurement intervals, also, this method can be well integrated into the heterogeneous urban environment. By studying the spatial distribution of the Hurst exponents, I was able to prove that the persistence of groundwater fluctuation is much greater in those areas which can be characterised by several meters of clay than that of those areas which have a relatively thick sand layer. The geological structure and the hydraulic conductivity of the formations, therefore, strongly influence the long-term memory of groundwater fluctuation.

8. The quality of urban soils, and their characteristics modified by anthropogenic activities

I took samples from six soil profiles located in the vicinity of the six most contaminated groundwater wells in order to analyse various physical and chemical soil characteristics, and, in addition, I also analysed the heavy metal content of the groundwater. Analysing the heavy metal concentration of the soil samples revealed similar contamination condition to that of the groundwater: the concentrations of the same heavy metals (Ni, Cu, Zn, Pb) were found to have exceeded the contamination limit values. Based on the results of my measurement, it can be stated that the soil surrounding contaminated groundwater wells is also contaminated with heavy metals.

Urban soils have been modified by urbanization and anthropogenic activities, which is indicated by construction debris and other artificial objects occurring in the soils, having a heterogeneous textural structure differing from natural soils, the randomly changing organic matter content and particle size composition, and the variable carbonate content and pH.

9. Nickel and copper adsorption characteristics of soils

The heavy metal adsorption experiments indicated that the adsorption of both nickel and copper can be characterised by the Langmuir equation very well as the Langmuirian approach describes the adsorption interactions very well based on the R-squares of the fitted lines of the linearized Langmuir isotherm ($r^2 > 0.95$). The shape of the adsorption isotherms forms the L-type in the case of nickel, while it forms an S and an L in the case of copper. The curves of the isotherms display a certain rhapsody, which reflects the heterogeneity of the physical and chemical properties of urban soils.

Nickel was adsorbed in samples either with high organic matter content or high clay content the most, especially when the low organic matter content was accompanied with high clay content. It is the high carbonate content and the pH that are responsible for the high adsorption capability observed in the case of copper adsorption first of all.

On the basis of the adsorption capacity values of the two heavy metals, copper has a much greater adsorption capability on soil particles than nickel, moreover, the partition coefficients also indicate that copper has an extremely high affinity to the soil. Thus, in the case of the two heavy metals, the $\text{Cu} > \text{Ni}$ adsorption sequence was typical of urban soils which corresponds to the findings of the literature review as well.

10. Modelling the vertical heavy metal (nickel and copper) transport of the three-phases zone and that of the heavy metal load of the groundwater

The vertical transport modelling of heavy metals was carried out in the case of nickel and copper which I had already analysed in the adsorption experiments as well. The resulting models of the simulation proved to be useful in deducing adsorption/desorption processes as well as determining the danger of groundwater load pertaining to the two heavy metals.

The results of the modelling support the results of the adsorption experiments which revealed that copper adsorbs to soil particles much more than nickel, because the models indicate that groundwater is exposed to a greater threat concerning nickel-load. Based on the nickel and copper migration models, it can be stated that the nickel and copper concentration of seeping water is mainly influenced by the adsorption capacity of the layers. In addition, other important factors are the relative depth of the water table below the surface, the hydraulic conductivity of the layers, and their clay content. The results also highlight the fact

that the model is very sensitive to these data, which emphasises the importance of laboratory tests (especially the adsorption studies).

Despite the same boundary conditions, the simulations ran for a hundred of years show that the soil adsorption efficiency of the soils decreases with time resulting in the increasing nickel and copper concentrations of groundwater. As for nickel, groundwater is exposed to additional load originating from the three-phase zone, because the water seeping in from the surface is able to mobilise nickel to such a great extent that it leads to even more contamination. As for copper, the seeping water in each soil profile diluted groundwater even in the hundredth year, so the copper contamination of groundwater is not originating from the unsaturated zone according to the simulation.

11. The soil-groundwater system of Szeged

Both groundwater and soils as well as their characteristics have been modified significantly by anthropogenic activities and urban impacts as it can be proved on the basis of the results of both the qualitative and quantitative monitoring of groundwater, and those of the soil tests. Concerning the groundwater system, these changes manifest mainly in the modification of groundwater fluctuation, the increase in temperature, the high total ion and pollutant content. The original sites of the six soil profiles I studied are located in the inner-city area of Szeged, right where the most contaminated groundwater wells are located, which are also loaded with toxic heavy metals. They display many characteristics of soils altered by anthropogenic influences, such as the lack of genetic layers, the high artificial and construction debris content, varying particle size of the layers, the accidentally varying carbonate and organic matter content, and alkalinity.

Comparing the quality of the soil and groundwater, it can be stated that the same heavy metals contaminate both agents, which indicates similar polluting sources. This is further supported by the fact that the two most contaminated soil profiles (BELVÁROS and ÚJSZEGED) of all soil profiles are located next to those wells which are also the most contaminated groundwater wells of all the wells examined. The groundwater of the wells located along major transport routes as well as the surrounding soil are both highly contaminated with heavy metals, which shows the negative impact of transport. The infill of the inner area of the city (following the great flood) also affects the soil and the groundwater. The original soil was either totally destroyed in the infill in many cases, or its upper layers were covered and/or mixed, thereby removing the original soil structure and modifying the infiltration conditions significant to the contamination of groundwater. The filling material may have contained construction debris or contaminants that found their way into the soil, which could also jeopardize the quality of the groundwater. The correlation analysis of the heavy metal content of the soil and groundwater lead to the same conclusions which state that the two groups of components are essential in determining the quality of both agents. One of these groups includes chalcophile elements (Cu-Zn-Pb), while the other includes transition metals (Ni-Cr (Co)), of which total amount changes simultaneously in the soil and the groundwater as well.

The nickel and copper migration models also showed that groundwater fluctuation plays an important role in the spread of contamination, as in the case of groundwater located close to the surface, the heavy metal concentration migrates faster with the seeping water through a shorter way in the soil profile. These results suggest that the closer the groundwater table is to the surface, the more risk it is exposed to by contaminants getting mobilised from the soil. Groundwater fluctuation is also affected by anthropogenic impacts, as it can be shown that the groundwater level in the inner city areas does not rise higher than 0.5 m from the surface which is due to the urban water regulation. It has a positive effect on reducing contamination

because the deep relative groundwater level is advantageous to mobilization processes taking place in the soil, and it also prevents groundwater (contamination) from rising to the surface.

My doctoral research highlights the fact that changes in the urban environment induced by anthropogenic activities, and their effects cannot be assessed without the complex study of the urban environmental elements. Urban land use, building density, traffic, and anthropogenic activity significantly, often irreversibly alter the environmental processes taking place in the soil and the groundwater, which result in a potentially negative feedback in the two agents.

8. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Hálásan köszönöm témavezetőmnek, *Dr. habil Farsang Andreának* a hallgatói és doktori éveim alatt nyújtott folyamatos támogatását és a szakmai kérdésekben adott hasznos tanácsait.

Köszönöm a Szegedi Tudományegyetem Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék vezetőjének, *Prof. Dr. Mezősi Gábornak*, hogy a kutatási témám kidolgozásához szükséges mérési és infrastrukturális háttérrel biztosította.

Szeretnék köszönetet mondani *Dr. M. Tóth Tivadarnak*, hogy a statisztikai módszereket és a fraktál viselkedés vizsgálati és alkalmazási lehetőségeit megismertette velem.

Köszönöm *Dr. Barta Károlynak* a telítetlen zónára vonatkozó szivárgáshidraulikai és transzportmodellezésben nyújtott segítségét.

Szeretném megköszönni *Gál Norbertnek*, *Bába Péternek* és *Fejes Csabának*, hogy a fárasztó terepi munka és mintavételezés során a segítségemre voltak.

Köszönetet mondok *Fekete Istvánnak* és *Tápai Ibolyának* a laboratóriumi vizsgálatokban és a műszeres mérésekben nyújtott segítségért.

Köszönöm *Dr. Szanyi Jánosnak* és *Papp Mártonnak*, hogy a hidrodinamikai folyamatok modellezési módszereivel megismertettek, továbbá *Dr. Kovács Baláznak*, hogy a talajvízszintmérő műszereket rendelkezésemre bocsájtotta.

Szeretnék köszönetet mondani *Kádár Anettnek* és *Dr. Puskás Irénnek* a publikációim és doktori disszertációm fordításában nyújtott segítségéért, továbbá *Hurton Zsuzsannának* az értékezéssel kapcsolatos stilisztikai tanácsokért.

Köszönöm jelenlegi és volt doktorandusz társaimnak, hogy a közös évek során segítségemre voltak és kellemes légkört biztosítottak a mindennapi munkámhoz. Szeretném kiemelni *Dr. Szolnoki Zsuzsannát*, aki számos szakmai kérdés megválaszolásában segített, *Muladi Beátát*, aki a talajvízszintmérők telepítésében és adatleghívásában segédkezett, továbbá *Szatmári Gábort*, akihez statisztikai kérdéseimmel bizalommal fordulhattam.

Szeretnék köszönetet mondani a Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék minden dolgozójának, akik valamilyen formában hozzájárultak doktori kutatómunkámhoz.

Hálásan köszönöm *családomnak* és *barátaimnak*, hogy mindvégig támogattak céljaim elérésében és doktori munkámban.

Végezetül szeretném megköszönni férjemnek, *Csanádi Attilának*, hogy mindvégig mellettem állt és az utolsó mondatok megszületéséig biztatott.

A doktori értekezés egyes fejezeteihez (5.2; 5.3 fejezetek) kapcsolódó kutatás a TÁMOP 4.2.4.A/2-11-1-2012-0001 azonosító számú Nemzeti Kiválóság Program – Hazai hallgatói, illetve kutatói személyi támogatást biztosító rendszer kidolgozása és működtetése országos program című kiemelt projekt keretében zajlott. A projekt az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósul meg.

9. FELHASZNÁLT IRODALOM

- 10/2000. (VI. 2.) KöM-EüM-FVM-KHVM együttes rendelet a felszín alatti víz és a földtani közeg minőségi védelméhez szükséges határértékekről. Magyar Közlöny 53, 3156-3167.
- 10/2010. (VIII. 18.) VM rendelet a felszíni víz vízszennyezettségi határértégeiről és azok alkalmazásának szabályairól. Magyar Közlöny 134, 22636–22644.
- 201/2001. (X. 25.) Korm. rendelet az ivóvíz minőségi követelményeiről és az ellenőrzés rendjéről. Magyar Közlöny 118, 8188-8235.
- 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. Magyar Közlöny 51. 14398–14414.
- Adriano, D.C., 2001. Trace Elements in Terrestrial Environments, Biogeochemistry. Bioavailability and Risks of Metals. Second edition. Springer-Verlag, New York. 871 p.
- Ágoston, I., 2004. Szeged város vízellátásának és csatornázásának krónikája. Szegedi Vízmű Zrt., Szeged, 134 p.
- AKS (Arbeitskreis Stadtböden), 2000. Feldführer. In: Blume, H.-P., Deller, B., Leschber, R., Paetz, A., Schmidt, S., Wilke, B.-M. (eds.), Handbuch Bodenuntersuchung. Beuth, Berlin & Wiley-VCH, Weinheim, Germany, chapter 2.1b.
- Allison, J.D., Allison, T.L., 2005. Partition coefficients for metals in surface water, soil, and waste. U.S. Environmental Protection Agency Office of Research and Development, Washington, DC. 93 p.
- Alloway, B.J., 1995. Soil Processes and the Behavior of Heavy Metals. In: Alloway, B.J. (ed.), Heavy Metals in Soils. Blackie Academic and Professional, London, pp. 11–37.
- Andó, M., 1979. Szeged város település-szintje és változásai az 1879. évi árvízkatasztrófát követő újjáépítés után. Hidrológiai Közlöny 59(6), 274–276.
- Appelo, C.A.J., Postma, D., 1999. Geochemistry, groundwater and pollution. Balkema, Rotterdam. 536 p.
- ATSDR, 2013. The Priority List of Hazardous Substances. U.S. Department of Health & Human Services, Public Health Service Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta. 19 p.
- Balázs, B.R., Németh, T., Sipos, P., Szalai, Z., May Z., 2011. A réz megkötődésének vizsgálata egy agyagbemosódásos barna erdőtalaj akkumulációs és kilúgozódási szintjein. In: Farsang, A., Ladányi, Zs. (szerk.), Talajaink a változó természeti és társadalmi hatások között. Talajvédelem különszám. Talajvédelmi Alapítvány, Budapest; Magyar Talajtani Társaság, Gödöllő. pp. 315–322.
- Banat, K.M., Howari, F.M., Al-Hamad, A.A., 2005. Heavy metals in urban soils of central Jordan: should we worry about their environmental risks? Environmental Research 97, 258–273.
- Barótfi, I. (szerk.), 2000. Környezettechnika. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. 981 p.
- Barringer, J.L., Reilly, P.A., 2013. Arsenic in Groundwater: A Summary of Sources and the Biogeochemical and Hydrogeologic Factors Affecting Arsenic Occurrence and Mobility. In: Bradley, P.M. (ed.), Current perspectives in contaminant hydrology and water resources sustainability. InTech, Rijeka, Croatia. pp. 83–116.
- Barron, O.V., Barr, A.D., Donn, M.J., 2012. Effect of urbanisation on the water balance of a catchment with shallow groundwater. Journal of Hydrology 485, 162–176.
- Beasley, G., Kneale, P., 2002. Reviewing the impact of metals and PAHs on macroinvertebrates in urban watercourses. Progress in Physical Geography 26(2), 236–270.
- Behnke, J., 1975. A summary of the biogeochemistry of nitrogen compounds in ground water. Journal of Hydrology 27, 155–167.
- Beuselinck, L., Govers, G., Poesen, J., Degraer, G., Froyen, L., 1998. Grain-size analysis by laser diffractometry: comparison with the sieve-pipette method. Catena 32(3–4), 193–208.
- Bhattacharya, P., Jacks, G., Ahmed, K.M., Routh, J., Khan, A.A., 2002. Arsenic in groundwater of the Bengal delta plain aquifers in Bangladesh. Bull. of Environmental Contamination and Toxicology 69, 538–545.
- Bidló, A., Szűcs, P., Kámán, O., Horváth, A., Németh, E., 2012a. Soil scientific investigation in Székesfehérvár. In: Neményi, M., Heil, B., Kovács, A.J., Facskó, F. (eds.), International Scientific Conference on Sustainable Development and Ecological Footprint: The Impact of Urbanization, Industrial and Agricultural Technologies on the Natural Environment. Nyugat-magyarországi Egyetem, Sopron. pp. 1–6. (electronic paper)
- Bidló, A., Szűcs, P., Kámán, O., Németh, E., Horváth, A., 2012b. Soil Conditions in Szombathely. In: Neményi, M., Heil, B., Kovács, A.J., Facskó, F. (eds.), International Scientific Conference on Sustainable Development and

Ecological Footprint: The Impact of Urbanization, Industrial and Agricultural Technologies on the Natural Environment. Nyugat-magyarországi Egyetem, Sopron. pp. 1–6. (electronic paper)

- Billwitz, K., Breuste, J., 1980. Anthropogene Bodenveränderungen im Stadtgebiet von Halle/Saale. *Wiss. Zeitschrift Univ. Halle* 39(4), 25–43.
- Biney, C., Amuzu, A.T., Calamari, D., Kaba, N., Mbome, I.L., Naeve, H., Ochumba, P.B.O., Osibanjo, O., Radegonde, V., Saah, M.A.H., 1994. Review of heavy metals in the African aquatic environment. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 28(2), 134–59.
- Birke, M., Rauch, U., 2000. Urban geochemistry: investigation in the Berlin metropolitan area. *Environmental Geochemistry and Health* 22, 233–248.
- Blume, H.-P., 1975. Zur Gliederung anthropogener Böden. *Mitteilungen Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft* 22, 597–602.
- Blume, H.-P., 1998. Böden. In: Sukopp, H., Wittig, R. (eds.), *Stadtökologie*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart-Jena-New York. pp. 154–171.
- Blume, H.-P., Runge, M., 1978. Genese und Ökologie innerstädtischer Böden aus Bauschutt. *Pflanzenernährung und Bodenkunde* 141, 727–740.
- Bocheńska, T., Fiszer, J., Kalisz, M., 2000. Prediction of groundwater flow into copper mines of the Lubin Głogów Copper District. *Environmental Geology* 39, 587–594.
- Bodor, D., Gajzer, E., Maróti, T., 2007. EU támogatással megvalósult szennyvíz-beruházások Szegeden. XI. Országos Víziközmű Konferencia, 2007. június 12–14., Sopron. Előadásanyag.
- Bohn, H.L., McNeal, B.L., O'Connor, G.A., 1985. *Soil Chemistry*. Second edition. Wiley, New York. 341 p.
- Bouwer, H., 2002. Artificial recharge of groundwater: hydrogeology and engineering. *Hydrogeology Journal* 10(1), 121–142.
- Bozsó, G., 2010. A szegedi Fehér-tó szikes üledékeinek környezetgeokémiai tulajdonságai. Doktori (PhD) értekezés, Szeged. 193 p.
- Bradl, H.B., 2004. Adsorption of heavy metal ions on soils and soil constituents. *Journal of Colloid and Interface Science* 277, 1–18.
- Bridges, E.M., 1991. Waste materials in urban soils. In: Bullock, P., Gregory, P.J. (eds.), *Soils in the Urban Environment*. Blackwell, Oxford. pp. 28–45.
- Bullock, P., Gregory, P., 1991. *Soils in urban environment*. Blackwell, Oxford. 174 p.
- Buzás, K., Budai, P., Horváth, A., 2012. *Városi környezetvédelem*. BME Vízi Közmű és Környezetmérnöki Tanszék. Egyetemi jegyzet. 142 p.
- Camarinha, P.I.M., Trannin, I.C.B., Simões, S.J.C., Bernardes, G.P., 2011. Fuzzy Logic and Geostatistical Techniques for Spatialization of Soil Texture in Region with Rough Terrains. *Procedia Environmental Sciences* 7, 347–352.
- Campos, V., 2002. Arsenic in groundwater affected by phosphate fertilizers at São Paulo, Brazil. *Environmental Geology* 42, 83–87.
- Carey, A.E., Gowen, J.A., Forehand, T.J., Tai, H., Wiersma, G.B., 1980. Heavy-metal concentrations in soils of 5 United-States cities, 1972 urban soils – monitoring program. *Journal of Pesticide Monitoring* 13, 150–154.
- Carlson, M.A., Lohse, K.A., McIntosh, J.C., McLain, J.E.T., 2011. Impacts of urbanization on groundwater quality and recharge in a semi-arid alluvial basin. *Journal of Hydrology* 409(1–2), 196–211.
- Cavallaro, N., McBride, M.B., 1978. Copper and cadmium adsorption characteristics of selected acid and calcareous soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 42, 550–556.
- Chae, G.-T., Yun, S.-T., Choi, B.-Y., Yu, S.-Y., Jo, H.-Y., Mayer, B., Kim, Y.-J., Lee, J.-Y., 2008. Hydrochemistry of urban groundwater, Seoul, Korea: The impact of subway tunnels on groundwater quality. *Journal of Contaminant Hydrology* 101(1–4), 42–52.
- Chamoli, A., Bansal, A.R., Dimri, V.P., 2007. Wavelet and Rescaled Range approach for the Hurst coefficient for short and long time series. *Computers & Geosciences* 33, 83–93.
- Charlet, L., Polya, D.A., 2006. Arsenic in shallow, reducing groundwaters in southern Asia: An environmental health disaster. *Elements* 2, 91–96.
- Chaussard, E., Amelung, F., Abidin, H., Hong, S.-H., 2013. Sinking cities in Indonesia: ALOS PALSAR detects rapid subsidence due to groundwater and gas extraction. *Remote Sensing of Environment* 128(21), 150–161.

- Chen, T.B., Wong, J.W., Zhou, H.Y., Wong, M.H., 1997. Assessment of trace metal distribution and contamination in surface soils of Hong Kong. *Environmental Pollution* 96, 61–68.
- Chilton, J. (ed.), 1997. *Groundwater in the Urban Environment. Problems, Processes and Management*. XXVII Congress of the International Association of Hydrogeologists (IAH). Balkema, Nottingham. 682 p.
- Cho, J.-C., Hong, H.B., Kim, S.-J., 2000. Heavy contamination of a subsurface aquifer and a stream by livestock wastewater in a stock farming area, Wonju, Korea. *Environmental Pollution* 109, 137–146.
- Committee on Nitrate Accumulation, 1972. *Accumulation of nitrate*. National Academy of Sciences, Washington, DC. 48. p.
- Craul, P.J., 1985. Urban soils. In: Kuhns, L.R., Patterson, J.C. (eds.), *Proceedings of the Fifth Conference of the Metropolitan Tree Improvement Alliance*. The Pennsylvania State University, Pennsylvania. pp. 45–61.
- Csalagovits, I., 1999. Arsenic-bearing artesian waters of Hungary. *A Magyar Állami Földtani Intézet Évi Jelentése 1992–1993/II.* 85–92.
- Csanády, M., Bozsai, G., Deák, Zs., 1985. Arzén előfordulása alföldi rétegvizekben. *Egészségtudomány* 29, 240–249.
- Csanády, M., Oláhné, D.É., 1985. Kromátos talajvíz-szennyezés nyomon követése 17 éven keresztül. *Hidrológiai Közöny* 65(3), 147–150.
- Csathó, P., 1994. A környezet nehézfém szennyezettsége és az agrártermelés. *Tematikus szakirodalmi szemle*. MTA Talajtani és Agrokémiái Kutató Intézet, Budapest. 176 p.
- Csillag, J., Lukács, A., Molnár, E., Bujtás, K., Rajkai, K., 1994. Study of Heavy Metal Overloading of Soils in a Model Experiment. *Agrokémia és Talajtan* 43(1–2), 196–210.
- Csoma, R., Gálos, M., 2009. A Duna vízjárásának hatása a talajvízviszonyokra az Infopark-Budapest térségében. *Hidrológiai Közöny* 89(4), 1–9.
- Dameron, C., Howe, P.D. (eds.), 1998. *Environmental Health Criteria 200: Copper*. World Health Organization, Geneva. (electronic paper)
- Deák, J., Szócs, T., Tóth Gy., 2011. Felszín alatti vizeink nitrát szennyezettsége. XVIII. Konferencia a felszín alatti vizekről. Felszín Alatti Vizekért Alapítvány, Siófok. Előadásanyag: http://fava.hu/siofok2011/eloadasok/1_15_15_deakj.pdf (Letöltés ideje: 2014. 09. 12.)
- Delignieres, D., Ramdani, S., Lemoine, L., Torre, K., Fortes, M., Ninot, G., 2006. Fractal analyses for ‘short’ time series: A re-assessment of classical methods. *Journal of Mathematical Psychology* 50, 525–544.
- Devic, G., Djordjevic, D., Sakan, S., 2014. Natural and anthropogenic factors affecting the groundwater quality in Serbia. *Science of The Total Environment* 468–469, 933–942.
- Dissanayake, C.B., Chandrajith, R., 2009. Phosphate mineral fertilizers, trace metals and human health. *J. Natn. Sci. Foundation Sri Lanka* 37(3), 153–165.
- Dobson, S. (ed.), 1992. *Environmental Health Criteria 135: Cadmium - Environmental Aspects*. World Health Organization, Geneva. (electronic paper)
- Doichinova, V., Zhiyanski, M., Hursthouse, A., 2006. Impact of urbanisation on soil characteristics. *Environ. Chem. Lett.* 3, 160–163.
- Dong, X., Li, C., Li, J., Wang, J., Liu, S., Ye, B., 2010. A novel approach for soil contamination assessment from heavy metal pollution: A linkage between discharge and adsorption. *Journal of Hazardous Materials* 175, 1022–1030.
- Dövényi, Z., 2010. *Magyarország kistájainak katasztere*. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest. 876 p.
- Dragun, J., 1998. *The Soil Chemistry of Hazardous Materials*. Second Edition. Amherst Scientific Press, Amherst, MA. 830 p.
- Drangert, J.O., Cronin, A.A., 2004. Use and abuse of the urban groundwater resource: implications for a new management strategy. *Hydrogeology Journal* 12, 94–102.
- Duke, J.M., 1980. Nickel in rocks and ores. In: Nriagu, J. O. (ed.), *Nickel in the Environment*. John Wiley & Sons, New York, NY. pp. 27–50.
- Dzombak, D.A., Morel, F.M.M., 1990. *Surface Complexation Modeling: Hydrous Ferric Oxide*. John Wiley & Sons, New York. 416 p.
- Edmunds, W.M., Smedley, P.L., 1996. Groundwater geochemistry and health: an overview. In: Appleton, J.D., Fuge, R., McCall, G.J.H. (eds.), *Environmental geochemistry and health: with special reference to developing countries (Special Publication no. 113)*. Geological Society of London, London. pp. 91–105.

- El Bassam, N., 1982. Kontamination von Pflanzen, Böden und Grundwasser durch Schwermetalle aus Industrie- und Siedlungsabfällen. GWF - Wasser/Abwasser 123, 539–549.
- Elek, P., Márkus, L., 2004. A long range dependent model with nonlinear innovations for simulating daily river floods. *Natural Hazards and Earth System Sciences* 4, 277–283.
- Elek, P., Márkus, L., 2005. Tisza és mellékfolyói vízhozam-adatainak idősoros elemzése. Kutatási jelentés. Budapest. 36 p.
- Elliot, H.A., Liberati, M.R., Huang, C.P., 1986. Competitive Adsorption of Heavy Metals by Soil. *J. Environ. Qual.* 15, 214–219.
- Ellis, B. (ed.), 1999. *Impacts of Urban Growth on Surface Water and Groundwater Quality*. IAHS Press, Wallingford. 437 p.
- Eraifej, N., Abu-Jaber, N., 1999. Geochemistry and pollution of shallow aquifers in the Mafrq area, North Jordan. *Environmental Geology* 37(1–2), 162–170.
- Erdélyi, M., 1990. A tiszántúli arzénos rétegvíz hidrogeológiája. In: Szederkényi, T. (szerk.), *Az arzéntartalom származása és alakulásának kérdései Békés megye vízmű kútjaiban. Az MTA Szegedi Akadémiai Bizottságának Kiadványai*, Szeged. pp. 71–86.
- Ertli, T., 2005. Gyomirtószeres szorpciójának tanulmányozása különböző talaj – oldat rendszerekben. Doktori (PhD) értekezés, Veszprém. 130 p.
- Eyles, E. (ed.), 1997. *Environmental geology of Urban Areas*. Geotext 3. Special Publication of the Geological Association of Canada, Toronto. 590 p.
- Fanning, D.S., Stein, C.E., Patterson, J.C., 1978. Theories of genesis and classification of highly man-influenced soils. *Inter. Soil Sci. Soc.*, Edmonton, Alberta, June. 283 p.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), IUSS (International Union of Soil Sciences), ISRIC (International Soil Reference and Information Centre), 2006. *World reference base for soil resources. A framework for international classification, correlation and communication*. FAO, Rome. 145 p.
- Farsang, A., Fejes, I. 2009. Contamination and human health risk of groundwater in Szeged. In: Papp, A. (ed.), *Proc. 11th Regional Conference on Environment and Health*. SZAB, Szeged. p. 5.
- Farsang, A., Puskás, I., 2007. Városi és ipari területek talajai: Talajok nehézfém tartalmának vizsgálata háttérszennyezettség kimutatására Szegeden. In: Mezősi, G. (szerk.), *Földrajzi Tanulmányok Vol. 1, Városökológia*. JATEPress, Szeged. pp. 99–117.
- Farsang, A., Puskás, I., Szolnoki, Zs., 2009. Human health risk assessment: a case study of heavy metal contamination of garden soils in Szeged. *Acta Geographica Debrecina Landscape and Environment* 3(1), 11–27.
- Fatta, D., Papadopoulos, A., Loizidou, M., 1999. A study on the landfill leachate and its impact on the groundwater quality of the greater area. *Environmental Geochemistry and Health* 21, 175–190.
- Fejes, Cs., 2013. A szegedi hősziget-intenzitás kapcsolata az időjárási körülményekkel (1998–2012). Diplomadolgozat, Szeged. 44 p.
- Fejes, I., 2010. A talajvíz szennyezettsége Szegeden, különös tekintettel a környezeti és humán-egészségügyi kockázatokra. Diplomadolgozat, Szeged. 64 p.
- Fejes, I., Farsang, A., Barta, K., 2013. Antropogén talajok sajátosságai a talajszennyezés vertikális terjedésében: a háromfázisú zóna transzportfolyamatainak modellezése városi területen. *Talajvédelem különszám*, 169–178.
- Fejes, I., Farsang, A., Puskás, I., 2012. Potential effects of the contaminated groundwater on human health in Szeged, SE Hungary. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences* 7(3), 119–126.
- Ferguson, J.E., 1990. *The heavy elements: Chemistry, environmental impact and health effects*. Pergamon Press, Oxford. 614 p.
- Ferguson, J.E., Gavis, J., 1972. A review of the arsenic cycle in natural waters. *Water Research* 6(11), 1259–1274.
- Filep, Gy., 1988. *Talajkémia*. Akadémiai Kiadó, Budapest. 293 p.
- Filep, Gy., 1999. A talaj fizikai tulajdonságai. In: Stefanovits, P. (szerk.), *Talajtan*. Mezőgazda Kiadó, Budapest. pp. 131–190.
- Filep, Gy., 2005. Talajszennyeződés, talajszennyező anyagok. In: Stefanovits, P., Michéli, E. (szerk.), *A talajok jelentősége a 21. században*. MTA Társadalomkutató Központ, Budapest. pp. 197–220.
- Filep, Gy., Fülek, Gy., 1999. A talaj kémiai tulajdonságai. In: Stefanovits, P. (szerk.), *Talajtan*. Mezőgazda Kiadó, Budapest. pp. 86–130.

- Filep, Gy., Kovács, B., Szabó, I., 1999. A káros anyagok reakciói a hulladékot befogadó kőzetekkel. MÁFI tanulmánykötet. 41 p.
- Fisher, R., 1936. The use of multiple measurements in taxonomic problems. *Annals of Eugenics* 7, 179–188.
- Fodor, I., 2005. The role of water in Hungary's environment. *Geographical Review* 129(53), 5–8.
- Ford, M., Tellam, J.H., 1994. Source, type and extent of inorganic contamination within the Birmingham urban aquifer system, UK. *Journal of Hydrology* 156, 101–135.
- Foster, S., Chilton, J., Nijsten, G.-J., Richts, A., 2013. Groundwater – a global focus on the 'local resource'. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 5(6), 685–695.
- Foster, S., Vairavamoorthy, K., 2013. Urban Groundwater – Policies and Institutions for Integrated Management. Global Water Partnership, Stockholm. 20 p.
- Foster, S.S.D., Chilton, P.J., 2004. Downstream of downtown – urban wastewater as groundwater recharge. *Hydrogeology Journal* 12, 115–120.
- Furlong, B.V., Riley, M.S., Herbert, A.W., Ingram, J.A., Mackay, R., Tellam, J.H., 2011. Using regional groundwater flow models for prediction of regional wellwater quality distributions. *Journal of Hydrology* 398, 1–16.
- Fügedi, U., Horváth, I., Ódor, L., 2006. Geokémiai háttér és a természetes eredetű környezeti terhelés Magyarország felszíni képződményeiben. In: Szendrei, G. (szerk.), Magyarország környezetgeokémiai állapota. Innova Print, Budapest, pp. 11–22.
- Füle, L., Korcsog, A., Nádas, T., Paál, G., 2010. Természeti kincsünk – Tényszerűen az ásványvizekről. *Földrajzi Közlemények* 134(2), 147–158.
- Gaillardon, P., 1997. Desorption of diuron and isoproturon from undispersed clay loam soil. *Pesticide Science* 51, 185–193.
- Galitskaya, I., Pozdnyakova, I., 2006. Assessment of groundwater and unsaturated zone contamination in urban areas. Engineering geology for tomorrow's cities. IAEG2006, Nottingham, United Kingdom. Paper number 179, 11 p.
- Geiger, J., 2007. Geomatematika. JATEPress, Szeged. 117 p.
- Gergely, P., Erdődi, F., Vereb, Gy., 2005. Általános és bioszervetlen kémia. Hatodik kiadás. Semmelweis Kiadó, Budapest. 326 p.
- Giles, C.H., Smith, D., Huitson, A., 1974. A general treatment and classification of the solute adsorption isotherm. *Theoretical J. Colloid Interface Sci.* 47, 755–765.
- Goldschmidt, V., 1937. The principles of distribution of chemical elements in minerals and rocks. The seventh Hugo Müller Lecture, delivered before the Chemical Society. *Journal of the Chemical Society*, 655–673.
- Gomes, P.C., Fontes, M.P.F., da Silva, A.G., de S. Mendonça, E., Nettó, A.R., 2001. Selectivity sequence and competitive adsorption of heavy metals by brazilian soils. *Soil Science Society of America Journal* 65(4), 1115–1121.
- Grasselly, Gy., 1995. A geokémia alapjai. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest. 288 p.
- Gupta, S.S., Bhattacharyya, K.G., 2006. Adsorption of Ni(II) on clays. *Journal of Colloid and Interface Science* 295, 21–32.
- Hajdu, Z., 2009. Ivóvízkutak nitrátszennyeződése a Nyárad vízgyűjtőjében. Doktori (PhD) értekezés, Gödöllő. 127 p.
- Hajdu, Z., Füleky, Gy., 2008. Összefüggések a gazdálkodási gyakorlat és a talajvíz nitrátszennyezettsége között a nyáradmenti települések esetében. In: Orosz, Z., Szabó, V., Molnár, G., Fazekas, I. (szerk.), IV. Kárpát-Medencei Környezettudományi Konferencia, II. kötet. Debreceni Egyetem, Debrecen. pp. 399–404.
- Hajnal, G., 2005. Talajvíz és közmű, Természetes és mesterséges hatások a talajvízjárásra Budapest területén. *Mélyépítés* 3(3), 20–27.
- Hajnal, G., 2007. Városi hidrogeológia. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Hajnal, G., 2009. A vízmérleg összetevőinek számítása városi környezetben. *Hidrológiai Közöny* 89(3), 49–52.
- Hankó, Z., Bauer, M., Szilvássy, Z., 1998. A magyarországi Felső-Duna és a talajvíz kapcsolata. *Vízügyi Közlemények* 80(1), 132–155.
- Henits, L., Mucsi, L., 2014. Szubpixel alapú osztályozások alkalmazása a városi felszínborítás és területhasználat elemzésében. In: Unger, J., Pál Molnár, E. (szerk.), *Geoszférák 2013. GeoLitera*, Szeged. pp. 46–67.
- Hertel, R.F., Maass, T., Muller, V.R. (eds.), 1991. Environmental Health Criteria 108: Nickel. World Health Organization, Geneva. (electronic paper)
- Hetényi, M., 1999. Környezetgeokémia I. A hidroszféra. JATEPress, Szeged. 157 p.

- Hill, M.K., 2010. Understanding environmental pollution. Third edition. Cambridge University Press, New York. 586 p.
- Hinz, C., 2001. Description of sorption data with isotherm equations. *Geoderma* 99, 225–243.
- Horváth, A., Szűcs, P., Kámán, O., Németh, E., Bidló, A., 2013. Talajtulajdonságok vizsgálata Szombathelyen. In: Farsang, A., Ladányi, Zs. (szerk.), *Talajaink a változó természeti és társadalmi hatások között: Talajvédelem különszám. Talajvédelmi Alapítvány, Budapest; Magyar Talajtani Társaság, Gödöllő.* pp. 237–247.
- Horváth, Zs., 2003. A felszín alatti víz és a földtani közeg szennyezés elleni védelme. Egyetemi jegyzet, ELTE Eötvös Kiadó, Budapest.
- Howard, K.W.F., Israfilov, R. (eds.), 2002. Current problems of hydrogeology in urban areas, urban agglomerates and industrial centres. Proceedings of the NATO Advanced Research Workshop. Nato Science Series IV., Vol. 8., Baku, Azerbaijan. 500 p.
- Huang, L., Wang, H., Li, Y., Lu, S., 2013. Spatial distribution and risk assessment of phosphorus loss potential in urban-suburban soil of Lishui, China. *Catena* 100, 42–49.
- Hum, L., Matschullat, J., 2005. A Tisza üledékeinek nehézfém- és arzéntartalma – a 2000. év cianidos és nehézfém-tartalmú szennyező hullámainak mérlege. *Hidrológiai Közlöny* 85(5), 41–47.
- Hurst, H.E., 1951. Long-Term Storage Capacity of Reservoirs. *Transactions of the American Society of Civil Engineers* 116, 770–799.
- IAH (International Association of Hydrogeologists), 2014. History of IAH. <http://iah.org/about/history> (Letöltés ideje: 2014. 08. 11.)
- Iavazzo, P., Ducci, D., Adamo, P., Trifuoggi, M., Migliozi, A., Boni, M., 2012. Impact of past mining activity on the quality of water and soil in the High Moulouya Valley (Morocco). *Water, Air, & Soil Pollution* 223, 573–589.
- IGRAC (International Groundwater Resources Assessment Centre), 2012. Global Groundwater Monitoring Network. IGRAC, The Netherlands. <http://ggmn.e-id.nl/ggmn/GlobalOverview.html> (Letöltés ideje: 2014. 07. 10.)
- IUSS Working Group WRB, 2007. World Reference Base for Soil Resources 2006. First update 2007, World Soil Resources Reports, 103, FAO, Rome. 116 p.
- Jalali, M., Moharrami, S., 2007. Competitive adsorption of trace elements in calcareous soils of western Iran. *Geoderma* 140, 156–163.
- Jalali, M., Moradi, F., 2013. Competitive sorption of Cd, Cu, Mn, Ni, Pb and Zn in polluted and unpolluted calcareous soils. *Environmental Monitoring Assessment* 185(11), 8831–8846.
- Jalgaonkar, A., 2008. Microanalysis of groundwater elements with respect to time and depth in the Hortobágy Region in Hungary. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences* 3(1), 39–47.
- Järup, L., 2003. Hazards of heavy metal contamination. *British Medical Bulletin* 68, 167–182.
- Jeong, C.H., 2001. Effect of land use and urbanization on hydrochemistry and contamination of groundwater from Taejeon area, Korea. *Journal of Hydrology* 253, 197–210.
- Joó, I., 1996. A földfelszín magassági irányú mozgásai Magyarországon. *Geodézia és Kartográfia* 1996/4, 6–12.
- Joó, I., Balázsik, V., Gyenes, R., 2000. A jelenkori függőleges felszínmozgások és a DK-Magyarországon végzett szeizmikus mélyszondázási adatok összehasonlítása. *Geodézia és Kartográfia* 2000/5, 12–19.
- Jordan, Gy., Fugedi, U., Kuti, L., 2008. Multi-scale Environmental Geochemical Mapping and Modelling in Hungary: Results, on-going Efforts, and Prospects for Trans-boundary Collaboration. *Berichte Der Geologischen Bundesanstalt* 77(S), 18–19.
- Jordan, Gy., Szucs, A., 2011. Geochemical Landscape Analysis: Development and Application to the Risk Assessment of Acid Mine Drainage. A Case study in Central Sweden. *Landscape Research* 36, 231–261.
- Jordan, Gy., Van Rompaey, A., Somody, A., Fugedi, U., Farsang, A., 2009. Spatial modelling of contamination in a catchment area impacted by mining: a case study of the Recsk copper mine, Hungary. *Land Contamination & Reclamation*, 17(3–4), 413–421.
- Juhász, J., 1976. Hidrogeológia. Akadémiai Kiadó, Budapest. 1176 p.
- Kabata-Pendias, A., 1993. Behavioural properties of trace metals in soils. *Applied Geochemistry* 8, 3–9.
- Kabata-Pendias, A., 2011. Trace Elements in Soils and Plants. Fourth Edition. CRC Press, Boca Raton, United States of America. 505 p.
- Kabata-Pendias, A., Pendias, H., 2001. Trace Elements in Soils and Plants. Third edition. CRC Press, Boca Raton. 331 p.

- Kádár, I., 1991. A talajok és növények nehézfémtartalmának vizsgálata, Környezet és természetvédelmi kutatások. KTM – MTA TAKI, Budapest. 104 p.
- Kádár, I., Anton, A., 2001. Talajtulajdonságok figyelembevétele a talajszennyezettségi határértékrendszerek alkalmazásában. Zárójelentés. MTA TAKI, Budapest.
- Kagabu, M., Shimada, J., Delinom, R., Tsujimura, M., Taniguchi, M., 2011. Groundwater flow system under a rapidly urbanizing coastal city as determined by hydrogeochemistry. *Journal of Asian Earth Sciences* 40, 226–239.
- Kale, M., Butar, F.B., 2011. Fractal analysis of time series and distribution properties of Hurst exponent. *Journal of Mathematical Sciences & Mathematics Education* 5(1), 18–19.
- Kaszab, I., 1987. Építésföldtani összefüggések Szeged és környéke felszínközeli üledékeiben. A MÁFI és a Szeged Városi Tanács közös kiadása, Budapest. 113 p.
- Kaszab, I., 2006. Szeged talajvizének geokörnyezeti állapota. In: Galbács, Z. (szerk.), *Proceedings of the 13th symposium on analytical and environmental problems*. MTA Szegedi Akadémiai Bizottság, Szeged. pp. 270–276.
- Kaszab, I., 2007. Kutatási jelentés a Szeged talajvíz monitoring 2007. évi állapotfelméréséről. Kézirat, Szeged. 63 p.
- Kaszab, I., Herendi I., 2001. A talajvíz járása és kémiai komponensei változékonyságának elemzése térinformatikai módszerekkel. XI. Országos Térinformatikai Konferencia Kiadványa, Szolnok. (CD kiadvány)
- Kent, D.B., Puls, R.W., Ford, R.G., 2007. Chromium. In: Ford, R.G., Wilkin, R.T., Puls, R.W. (eds.), *Monitored Natural Attenuation of inorganic Contaminants in Ground Water*. Vol. 2, pp. 43–55.
- Kéri, G., Rapcsák, T., 2000. A talajvíz-szennyeződés modellezése és számítása Nagykáta térségében. *Alkalmazott Matematikai Lapok* 20, 61–73.
- Keveiné, B.I., Farsang, A., 2008. Terep- és laborvizsgálati módszerek a természeti földrajzban. JATEPress, Szeged. 118 p.
- Kim, J.H., Gibb, H.J., Howe, P.D., 2006. Cobalt and inorganic cobalt compounds. World Health Organization, Geneva. 85 p.
- Klein, D.H., 1972. Mercury and other metals in urban soils. *Environmental Science and Technology* 6, 560–562.
- Knox, E., Moody, D.W., 1991. Influence of hydrology, soil properties, and agricultural land use on nitrogen in ground water. In: Follett, R.F., Keeny, D.R., Cruse, R.M. (eds.), *Managing nitrogen for groundwater quality and farm profitability*. SSSA, Madison. pp. 26–28.
- Korpás, E., Pálmai, M., 1955. Szeged környékének talajföldrajzi vázlata. *Földrajzi Értesítő* 4, 77–86.
- Korte, N.E., Skopp, J., Fuller, W.H., Niebla, E.E., Alseii, B.A., 1976. Trace element movement in soil influence of soil physical and chemical properties. *Soil Science* 122, 350–359.
- Kovács, B., Szanyi, J., 2004. Hidrodinamikai és transzportmodellezés (Processing MODFLOW környezetben) I.–II. Gáma-Geo, Szeged, Miskolc. 159 p.
- Kovács, J., Kiszely-Peres, B., Szalai, J., Kovácsné, Sz.I., 2010. Periodicity in shallow groundwater level fluctuation time series on the Trans-Tisza Region, Hungary. *Acta Geographica ac Geologica et Meteorologica Debrecina* 4–5, 65–70.
- Kovács, J., Szabó, P., Szalai, J., 2004. Talajvízállás adatok idősoros vizsgálatai a Duna-Tisza közén. *Vízügyi Közlemények* 8(3–4), 607–624.
- Kovács, M., Nyári, I., 1984. Budapesti közterületek talajainak nehézfém-tartalma. *Agrokémia és Talajtan* 33, 501–510.
- Kristó, Gy., 1983. Szeged története 1. Kiadja a Szeged Megyei Városi Tanács megbízásából a Somogyi-Könyvtár, Szeged. 810 p.
- KSH, 2014. Magyarország közigazgatási helynévkönyve 2014. január 1. Központi Statisztikai Hivatal, Budapest. 255 p.
- Kulabako, N.R., Nalubega, M., Thunvik, R., 2007. Study of the impact of land use and hydrogeological settings on the shallow groundwater quality in a peri-urban area of Kampala, Uganda. *Science of The Total Environment* 381(1–3), 180–199.
- Kun, Á., Katona, O., Sipos, Gy., Barta, K., 2013. Comparison of pipette and laser diffraction methods in determining the granulometric content of fluvial sediment samples. *Journal of Environmental Geography* 6(3–4), 49–54.
- Kuti, L., Müller, T., Vatai, J., Pocsai, T., 2006. Magyarország talajvizeinek vegyi jellege. In: Szendrei, G. (szerk.), *Magyarország környezetgeokémiai állapota*. Innova Print, Budapest. pp. 73–82.

- Kuttler, W., 2008. The Urban Climate – Basic and Applied Aspects. In: Marsluff, J. M., Shulenberger, E., Endlicher, M. Alberti, W., Bradley, G., Ryan, C., ZumBrunnen, C., Simon, U. (eds.), *Urban ecology: an international perspective on the interaction between humans and nature*. Springer, New York, USA. pp. 233–248.
- Lajter, I., Lucza, Z., Szabó, L.J., Tóth, A., Dévai, Gy., Nagy, S.A., 2012. Talajvízviszonyok hidroökológiai szempontú elemzése a Bereg–Szatmári-síkságon. *Acta. Biol. Debr. Oecol. Hung.* 27, 111–133.
- Laky, D., Licskó, I. 2009. Arsenic Removal by Ferric-chloride Coagulation - Effect of Phosphate, Bicarbonate and Silicate. In: International Water Association (ed.), *ASPIRE 2009*. Taipei, Tajvan, p. 1.
- Landsberg, H., 1981. *The urban climate*. Academic Press, New York and London. 275 p.
- Láng, I. (szerk.), 1993. *Környezetvédelmi lexikon I-II*. Akadémiai Kiadó, Budapest. 1256 p.
- Lee, M.-S., Lee, K.-K., Hyun, Y., Clement, T.P., Hamilton, D., 2006. Nitrogen transformation and transport modeling in groundwater aquifers. *Ecological Modelling* 192(1–2), 143–159.
- Lehmann, A., David, S., Stahr, K., 2008. TUSEC – Handbuch zur Bewertung von natürlichen Böden und anthropogenen Stadtböden/ TUSEC – A manual for the evaluation of Natural Soils and Anthropogenic Urban Soils. *Hohenheimer Bodenkundliche Hefte* 80.
- Lehmann, A., Stahr, K., 2007. Nature and significance of anthropogenic urban soils. *Journal of Soil and Sediments* 7, 247–260.
- Lerner, D.N., 1990. Groundwater recharge in urban areas. *Hydrological Process and Water Management in Urban Areas (Proceedings of the Duisberg Symposium, April 1988)*. IAHS Publ. 198, 59–165.
- Lerner, D.N., 1996. Guest Editor's preface: Theme issue on Urban groundwater. *AIH Hydrogeology Journal* 4(1), 4–5.
- Lerner, D.N., Yang, Y., Barrett, M.H., Tellam, J.H., 1999. Loading of non-agricultural nitrogen in urban groundwater. In: Ellis, J.B. (ed.), *Impacts of urban growth on surface and groundwater quality*. IAHS Press, Wallingford, pp. 117–123.
- Leung, C.-M., Jiao, J.J., 2006. Heavy metal and trace element distributions in groundwater in natural slopes and highly urbanized spaces in Mid-Levels area, Hong Kong. *Water Research* 40(4), 753–767.
- Li, Z.W., Zhang, Y.K., 2007. Quantifying fractal dynamics of groundwater systems with detrended fluctuation analysis. *Journal of Hydrology* 336, 139–146.
- Lilburne, L., Sparling, G., Schipper, L., 2004. Soil quality monitoring in New Zealand: development of an interpretative framework. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 104(3), 535–544.
- Little, M.A., Bloomfield, J.P., 2010. Robust evidence for random fractal scaling of ground water levels in unconfined aquifers. *Journal of Hydrology* 393, 362–369.
- Ljung, K., Selinus, O., Otabbong, E., 2006. Metals in soils of children's urban environments in the small northern European city of Uppsala. *Science of the Total Environment* 366, 749–759.
- Luker, M., Montaggue, K., 1994. Control of pollution from highway drainage discharges, report 142. Construction Industry Research and Information Association (CIRIA), London. 152 p.
- Madrid, F., Florido, M. C., 2010. Effects of the presence of a composted biosolid on the metal immobilizing action of an urban soil. *Journal of Hazardous Materials* 176, 792–798.
- Maechling, P., Cook, H., Bockheim, J.G., 1974. Nature and properties of highly disturbed urban soils. *Agronomy Abstracts ASA, Madison, Wisconsin, USA*. 151 p.
- Major, P., 1990. Hydrology of subsurface waters – shallow groundwaters. In: Starosolszky, Ö. (ed.), *Hungary and the International Hydrological Programme. Unesco 1965–1989. 25 years*. Hungarian National Committee for the International Hydrological Programme, Budapest. pp. 120–135.
- Major, P., 1995. M0 autópálya északi szektor környezetvédelmi hatásvizsgálata. Kézirat.
- Makepeace, D.K., Smith, D.W., Stanley, S.J., 1995. Urban stormwater quality- summary of contaminant data. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 25(2), 93–139.
- Mandelbrot, B.B., Wallis, J.R., 1969. Robustness of Rescaled Range R/S in Measurement of Noncyclic Long Run Statistical Dependence. *Water Resources Research* 5, 967–988.
- Manna, A.K., Sen, M., Martin, A.R., Pal, P., 2010. Removal of arsenic from contaminated groundwater by solar-driven membrane distillation. *Environmental Pollution* 158(3), 805–811.
- Margat, J., van der Gun, J., 2013. *Groundwater around the World*. CRC Press/Balkema, Leiden, The Netherlands. 348p.

- Markiewicz-Patkowska, J., Hursthouse, A., Przybyla-Kij, H., 2005. The interaction of heavy metals with urban soils: sorption behaviour of Cd, Cu, Cr, Pb and Zn with a typical mixed brownfield deposit. *Environment International* 31, 513–521.
- Marth, P., Karkalik, A., 2004. A Talajvédelmi Információs és Monitoring (TIM) rendszer módszertana, működése, informatikai rendszere. Kézirat, Budapest. 29 p.
- Marton, L., 2009. Alkalmazott hidrogeológia. ELTE Eötvös Kiadó, Budapest. 626 p.
- Marton, L., Szanyi, J., 2000. A talajvíztükör helyzete és a rétegvíztermelés kapcsolata Debrecen térségében. *Hidrológiai Közlöny* 80(1), 3–13.
- McLean, J.E., Bledsoe, B.E., 1992. Behaviour of Metals in Soils. EPA Ground Water Issue. US EPA, Washington, DC. 25 p.
- MÉM FTH, 1987. Magyar népköztársaság: agrotopográfiai térkép 1:100 000, 27. térképszelvény. MÉM Földügyi és Térképészeti Hivatal.
- Menberg, K., Bayer, P., Zosseder, K., Rumohr, S., Blum, P., 2013. Subsurface urban heat islands in German cities. *Science of the Total Environment* 442, 123–133.
- Mester, T., Szabó, Gy., 2009. Talajvíz kutak nitrát szennyezettségének vizsgálata Bárádon. In: Szabó, V., Fazekas, I. (szerk.), Települési környezet. A II. Települési Környezet Konferencia kiadványa, Debrecen. pp. 274–280.
- Mezősi, G., Mucsi, L., Rakonczai, J., Géczi, R., 2007. A városökológia fogalma, néhány elméleti kérdése. In: Mezősi, G. (szerk.), Földrajzi Tanulmányok Vol. 1, Városökológia. JATEPress, Szeged. pp. 9–17.
- Mielke, H.W., Blake, B., Burroughs, S., Hassinger, N., 1984. Urban lead levels in Minneapolis: The case of the Hmong children. *Environmental Research* 34, 64–76.
- Mielke, H.W., Reagan, P.L., 1998. Soils is an important pathway of human lead exposure. *Environmental Health Perspective* 106, 217–229.
- Miháltz, I., 1966. A Tisza-völgy déli részének vízföldtana. *Hidrológiai Közlöny* 46(2), 74–89.
- Miháltz, I., 1967. A Dél-Alföld felszín közeli rétegeinek földtana. *Földtani Közlöny* 97(3), 294–307.
- Montanari, A., Taqqu, M.S., Teverovsky, V., 1999. On estimating the intensity of long-range dependence in the presence of periodicity: An empirical study. *Math. Comput. Model.* 29, 217–228.
- Moon, H., Chul, P.H., Tien, C., 1991. Adsorption of unknown substances for aqueous solutions. *Chemical Engineering Science* 46(1), 23–31.
- Morry, B., 1999. Public Health Goal for Chromium in Drinking Water. California Environmental Protection Agency, Office of Environmental Health Hazard Assessment, Sacramento. 20 p.
- Mulder, V.L., Bruin, de S., Schaepman, M.E., Mayr, T.R., 2011. The use of remote sensing in soil and terrain mapping. *Geoderma* 162(1–2), 1–19.
- Mückenhausen, E., Müller, E.H., 1951. Geologisch-bodenkundliche Kartierung des Stadtkreises Bottrop für Zwecke der Stadtplanung. *Geol Jahrbuch* 66, 179–202.
- Nagy, I., 2008. Városökológia (A humánökológia elemeivel). Dialóg Campus Kiadó, Budapest-Pécs. 336 p.
- Naszradi, T., 2007. A közúti járműforgalom nehézfém-szennyező hatása az utak melletti talajra és növényzetre. Doktori (PhD) értekezés, Gödöllő. 225 p.
- Navarro, A., Carbonell, M., 2007. Evaluation of groundwater contamination beneath an urban environment: The Besòs river basin (Barcelona, Spain). *Journal of Environmental Management* 85(2), 259–269.
- Németh, T., Szabó, J., Pásztor, L., Bakacsi, Zs., Ódor, L., Horváth, I., Fügedi, U., Marth, P., Szalai, L., 1997. A magyarországi talajok alapterheltségi szintjének leírása, a talajok környezeti háttérértékeinek (az emberi tevékenységekkel közvetlenül nem érintett talajok minőségi értékeinek) megadása. Kézirat, Budapest. 46 p.
- Neufeld, R.D., Gutierrez, J., Novak, R.A., 1977. A Kinetic Model and Equilibrium Relationship for Heavy Metal Accumulation. *Journal Water Pollution Control Federation* 11, 489–498.
- Nriagu, J.O., Blankson, M.L., Ocran, K., 1996. Childhood lead poisoning in Africa: a growing public health problem. *The Science of the Total Environment* 181, 93–100.
- Nriagu, J.O., Pacyna, J.M., 1988. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature* 333, 134–139.
- Núñez, L., Cetó, X., Pividori, M.I., Zanoni, M.V.B., del Valle, M., 2013. Development and application of an electronic tongue for detection and monitoring of nitrate, nitrite and ammonium levels in waters. *Microchemical Journal* 110, 273–279.

- Obade, V. de P., Lal, R., 2013. Assessing land cover and soil quality by remote sensing and geographical information systems (GIS). *Catena* 104, 77–92.
- Obeidat, M.M., Ahmad, F.Y., Hamouri, N.A., Massadeh, A.M., Athamneh, F.S., 2008. Assessment of nitrate contamination of karst springs, Bani Kanana, northern Jordan. *Revista mexicana de ciencias geológicas* 25(3), 426–437.
- Ódor, L., Horváth, I., Fügedi, U., 1998. Magyarország geokémiai atlasza. Magyar Állami Földtani Intézet, Budapest.
- Onodera, S., Saito, M., Sawano, M., Hosono, T., Taniguchi, M., Shimada, J., Umezawa, Y., Lubis, R.F., Buapeng, S., Delimon, R., 2008. Effects of intensive urbanization on the intrusion of shallow groundwater into deep groundwater: Examples from Bangkok and Jakarta. *Science of The Total Environment* 404, 401–410.
- Országos Környezetvédelmi Információs Rendszer (OKIR), 2014. Felszíni vízminőség. Országos törzshálózati mintavételi hely, Szeged. <http://okir.kvvm.hu/fevi/detail.php?s=MTAxMTc5MTY5fDEwMTc2MA==> (Letöltés ideje: 2014. 04. 16.)
- Országos Meteorológiai Szolgálat (OMSZ), 2014. Szeged éghajlati jellemzői. http://www.met.hu/eghajlat/magyarorszag_eghajlata/varosok_jellemzoi/Szeged/ (Letöltés ideje: 2014. 03. 19.)
- Páll-Somogyi, K., Striczki, I., 2011. A Duna és a felszín alatti vizek kapcsolatának vizsgálata a budai Duna-parti Főgyűjtő csatorna monitoring rendszerébe tartozó kutak, források segítségével. Felszín Alatti Vizekért Alapítvány, Siófok. Előadásanyag. http://fava.hu/siofok2011/eloadasok/1_17_00_striczki.pdf (Letöltés ideje: 2014. 09. 12.)
- Papp, S., 2002. Biogeokémia – Körfolyamatok a természetben. Veszprémi Egyetemi Kiadó, Veszprém. 273 p.
- Papp, S., Rolf, K., 1992. Környezeti kémia. Tankönyvkiadó, Budapest. 359 p.
- Paterson, E., Sanka, M., Clark, L., 1996. Urban soils as pollutant sinks - a case study from Aberdeen, Scotland. *Applied Geochemistry* 11, 129–131.
- Peters, E.E., 1996. *Chaos and Order in the Capital Markets: A New View of Cycles, Prices, and Market Volatility* (2nd ed.). John Wiley & Sons, Inc. 274 p.
- Purves, D., 1967. Contamination of urban garden soils with copper, boron, and lead. *Plant and Soil* 26, 380–382.
- Purves, D., Mackenzie, E.J., 1969. Trace-element contamination of parklands in urban areas. *Journal of Soil Science* 20, 288–296.
- Puskás I., Farsang A., 2009. Diagnostic indicators for characterizing urban soils of Szeged, Hungary. *Geoderma* 148(3–4), 267–281.
- Puskás, I., 2008. Városaink talajai: A szegedi talajok komplex értékelése és osztályozása. Doktori (PhD) Értekezés, Szeged. 154 p.
- Puskás, I., Farsang, A., 2008. Városaink talajai: szegedi talajok besorolása a WRB (2006) rendszerébe. *Földrajzi Közlemények* 132(1), 71–82.
- Qian, J., Wang, L., Zhan, H., Chen, Z., 2011. Urban land-use effects on groundwater phosphate distribution in a shallow aquifer, Nanfei River basin, China. *Hydrogeology Journal* 19, 1431–1442.
- Rajkai, K., Forró, E., 2005. A talaj mint a természeti és az épített környezet része. In: Stefanovits, P., Michéli, E. (szerk.), *A talajok jelentősége a 21. században*. MTA Társadalomkutató Központ, Budapest. pp. 119–140.
- Rakhshandehroo, G.R., Amiri, S.M., 2012. Evaluating fractal behavior in groundwater level fluctuations time series. *Journal of Hydrology* 464–465, 550–556.
- Rakonczai, J., 2007. Szeged város környezetvédelmi programjai kiemelten a városökológiai szempontokra. In: Mezősi, G. (szerk.), *Földrajzi Tanulmányok Vol. 1, Városökológia*. JATEPress, Szeged. pp. 169–173.
- Rakonczai, J., 2011. Az Alföld tájváltozásai és a klímaváltozás. In: Rakonczai, J. (szerk.), *Környezeti változások és az Alföld*. A Nagyalföldi Alapítvány kötetei 7. Nagyalföld Alapítvány, Békéscsaba. pp. 137–148.
- Ramachandran, V., D'Souza, S.F., 2013. Adsorption of nickel by Indian soils. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* 13(1), 165–173.
- Reimann, C., Birke, M., (eds.), 2010. *Geochemistry of European Bottled Water*. Borntraeger Science Publishers, Stuttgart, 268 p.
- Richter, R.O., Theis, T.L., 1980. Nickel speciation in a soil/water system. In: Nriagu, J.O. (ed.), *Nickel in the Environment*. John Wiley & Sons, New York, NY. pp. 189–202.
- Rivett, M.O., Ellis, P.A., Mackay, R., 2011. Urban groundwater baseflow influence upon inorganic river-water quality: The River Tame headwaters catchment in the City of Birmingham, UK. *Journal of Hydrology* 400(1–2), 206–222.

- Rodriguez, F., Andrieu, H., Morena, F., 2008. A distributed hydrological model for urbanized areas – Model development and application to case studies. *Journal of Hydrology* 351, 268–287.
- Rónai, A., 1975. A talajvíz és a rétegvizek kapcsolata az Alföldön. *Hidrológiai Közöny* 55(2), 49–53.
- Rónai, A., 1985. Az Alföld negyedidőszaki földtana. *Geologica Hungarica, Series Geologica* 21. Műszaki Könyvkiadó, Budapest. 445 p.
- Rowland, H.A.L., Omoregie, E.O., Millot, R., Jimenez, C., Mertens, J., Baci, C., Hug, S.J., Berg, M., 2011. Geochemistry and arsenic behaviour in groundwater resources of the Pannonian Basin (Hungary and Romania). *Applied Geochemistry* 26(1), 1–17.
- Rundle, S.A., Duggan, M.J., 1987. Lead pollution from the external redecoration of old buildings. *The Science of the Total Environment* 57, 181–190.
- Sajtos, L., Mitev, A., 2007. SPSS kutatási és adatelemzési kézikönyv. Alinea kiadó, Budapest. 404 p.
- Salameh, E., Alawi, M., Batarseh, M., Jiries, A., 2002. Determination of triholomethanes and ionic composition of groundwater at Amman City, Jordan. *Hydrogeology Journal* 10, 332–339.
- Sastre, J., Rauret, G., Vedal, M., 2006. Effect of the cationic composition of sorption solution on the quantification of sorption-desorption parameters of heavy metals in soils. *Environmental Pollution* 140, 322–339.
- Schleuß, U., Wu, Q., Blume, H.P., 1998. Variability of soils in urban and periurban areas in Northern Germany. *Catena* 33, 255–270.
- Senft, F., 1847. *Lehrbuch der Gebirgs- und Bodenkunde*. Mauke, Jena, Germany. 290 p.
- Shanahan, P., 2009. Groundwater in the urban environment. In: Baker, A.L. (ed.), *The Water Environment of Cities*. Springer Scientific, Lowell, pp. 29–48.
- Sharpley, A.N., Daniel, T., Sims, T., Lemunyon, J., Stevens, R. Parry, R., 2003. *Agricultural Phosphorus and Eutrophication*. Second Edition. U.S. Department of Agriculture, Agricultural Research Service, University Park, PA. 44 p.
- Shepherd, K.A., Ellis, P.A., Rivett, M.O., 2006. Integrated understanding of urban land, groundwater, baseflow and surface-water quality – The City of Birmingham, UK. *Science of The Total Environment* 360(1–3), 180–195.
- Simon, L., 1998. Talajszennyeződés, talajtisztítás. GATE Mezőgazdasági Főiskolai Kar, Nyíregyháza. 185 p.
- Simándi, P., 2011. Szennyvíztisztítási technológiák I. Szent István Egyetem, Gödöllő. 222 p.
- Simon-Hettich, S., Wibbertmann, A., Wagner, D., Tomaska, L., Malcolm, H. (eds.), 2001. Environmental health criteria 221: Zinc. World Health Organization, Geneva. (electronic paper)
- Singh, B., Jain, V., Mohan, A., 2013. Monitoring of groundwater chemistry in terms of physical and chemical parameters of Gajraula, a semi-urbanized town of North India. *Physics and Chemistry of the Earth A/B/C* 58–60, 34–41.
- Sipos, P., 2004. Nehézfémek mozgását és megkötődését meghatározó geokémiai tényezők vizsgálata cserhádi talajszelvények példáján. Doktori (PhD) értekezés, Budapest. 131p.
- Sipos, P., Németh, T., 2006. Talajok komplex környezetgeokémiai vizsgálata: Nehézfém-adszorpciós kísérletek és szekvenciális kioldás. In: Szendrei, G. (szerk.), *Magyarország környezetgeokémiai állapota*. Innova Print, Budapest. pp. 61–72.
- Smith, D.R., Flegal, A.R., 1995. Lead in the Biosphere: recent trends. *Ambio* 24(1), 21–23.
- Somlyódy, L. (szerk.), 2002. A hazai vízgazdálkodás stratégiai kérdései. (Magyarország az ezredfordulón. Stratégiai kutatások a Magyar Tudományos Akadémián. VIII. A víz és vízgazdálkodás helyzete és jövője Magyarországon. Magyar Tudományos Akadémia, Budapest. 402 p.
- Sophocleous, M., Townsend, M.A., Vogler, L.D., McClain, T.J., Marks, E.T., Coble, G.R., 1988. Experimental studies in stream–aquifer interaction along the Arkansas river in central Kansas–field testing and analysis. *Journal of Hydrology* 98, 249–273.
- Sreedevi, P., Sivaramakrishna, B., Suresh, A., Radhakrishnaiah, K., 1992. Effect of nickel on some aspects of protein metabolism in the gill and kidney of the freshwater fish, *Cyprinus carpio* L. *Environmental Pollution* 77, 59–63.
- Stefanovits, P. (szerk.), 1999. *Talajtan. Mezőgazda Kiadó*, Budapest. 472 p.
- Szabó, Gy., 1996. Nehézfémek a talajban. *Földrajzi Közlemények* 120(44), 253–266.
- Szabó, Gy., Angyal, A., Csikós, A., Bessenyei, É., Tóth, E., Kiss, P., Szabó, Sz., 2010a. A talajvíz szennyezettségének vizsgálata alföldi településeken. *Földrajzi Közlemények* 134(2), 173–187.

- Szabó, Gy., Angyal, A., Csikós, A., Bessenyei, É., Tóth, E., Kiss, P., Csorba, P., Szabó, Sz., 2010b. Examination of the groundwater pollution at lowland settlements. *Studia Universitatis "Vasile Goldiş", Seria Ştiinţele Vieţii* 20(4), 89–95.
- Szabó, Gy., Bessenyei, É., 2013. Studying groundwater pollution in the surroundings of a recultivated sewage disposal site in eastern Hungary. *Journal of Selcuk University Natural and Applied Science*, 1–12.
- Szabó, Gy., Bessenyei, É., Szabó, A., 2009. A vízminőség vizsgálata mikepércsi talajvízkutakban. In: Szabó, V., Fazekas, I. (szerk.), *Települési környezet. A II. Települési Környezet Konferencia kiadványa*, Debrecen. pp. 148–154.
- Szabó, Gy., Szabó, Sz., Szabó, A., Szemán, B., 2007. Spatial and time variations of the groundwater quality of two different landscapes. In: Boltíziar, M. (ed.), *Implementation of Landscape Ecology in New and Changing Conditions*. ILE Slovak Academy of Sciences, Bratislava, Slovak Republic. pp. 421–427.
- Szabó, P., 1991. A talajok ólomszennyezettsége Nagytétény környékén. *Agrokémiai és Talajtan* 40, 297–302.
- Szabó, Sz., 2002. A környezetvédelem sajátos területe: a talajvédelem. *Debreceni Szemle* 4, 663–680.
- Szabó, Sz., 2004. Talajtulajdonságok szerepének értékelése egy tájérzékenységi-vizsgálat példáján. *Studia Geographica* 13. Debreceni Egyetem, Debrecen. 152 p.
- Szádeczky-Kardoss, E., 1955. *Geokémia*. Akadémiai Kiadó, Budapest. 680 p.
- Szalai, J., 2003. Fejezetek a talajvízszint-észlelő hálózat kialakulásának és fejlődésének történetéből. *Felszín Alatti Vizekért Alapítvány X. Konferenciájának kiadványa*, Balatonfüred. 19 p.
- Szalai, J., 2011. Talajvízszint-változások az Alföldön. In: Rakonczai, J. (szerk.), *Környezeti változások és az Alföld*. Nagyalföld Alapítvány, Békéscsaba, 97–110.
- Szalai, J., 2012. Időjárási szélsőségek hatása a Duna-Tisza köze talajvízjárásának alakulására. In: Blanka, V. (szerk.), *Kockázat - konfliktus - kihívás: a VI. Magyar Földrajzi Konferencia, a MERIEXWA nyitókonferencia és a Geográfus Doktoranduszok Országos Konferenciájának absztrakt kötete*. SZTE TTK Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék, Szeged, Magyarország. p. 205.
- Szalai, J., Kovács J., Kovácsné, Sz.I., 2011. A Duna-Tisza köze csapadék és talajvízszint-adatainak vizsgálata klaszteranalízissel. In: Rakonczai, J. (szerk.), *Környezeti változások és az Alföld*. Nagyalföld Alapítvány, Békéscsaba. pp. 111–118.
- Szalai, Z., Bádonyi, K., Jakab, G., Kertész, Á., Madarász, B., Varga, I., 2006. Abiotikus tényezők szerepe a felvehető nyomelem-tartalom alakításában, ártéri ökotópok esetében. *Munkabeszámoló*. OTKA, Budapest. 24 p.
- Szalai, Z., Jakab, G., Madarász, B., 2004. Estimating the vertical distribution of groundwater Cd and Cu contents in alluvial sediments (River Danube). In: Aagard, P. (ed.), *Proceedings of the International Workshop: Saturated and unsaturated zone: integration of process knowledge into effective models*. COST action 629, Fate, Impact and Indicators of Water Pollution in Natural Porous Media, Rome, Italy. pp. 303–312.
- Szanyi, J., 2004. Felszín alatti víztermelés környezeti hatásai a Dél-Nyírség példáján. *Doktori (PhD) értekezés*, Szeged. 109 p.
- Szatmári, G., Laborczi, A., Illés, G., Pásztor, L., 2013. A talajok szervesanyag-készletének nagyléptékű térképezése regresszió krigeléssel Zala megye példáján. *Agrokémia és Talajtan* 62(2), 219–234.
- Szederkényi, T., 1990. A DK-tiszántúli rétegvizek arzéntartalmának mélységi (medencealjezi) eredetéről. In: Szederkényi, T. (szerk.), *Az arzéntartalom származása és alakulásának kérdései Békés megye vízmű kútjaiban*. Az MTA Szegedi Akadémiai Bizottságának Kiadványai, Szeged. pp. 59–69.
- Szegedi Környezetgazdálkodási Nonprofit Kft., 2014. Regionális hulladékszállítási rendszer. <http://www.szkh.hu/hulladekgyujtes/regionalis-hulladekszallitasi-rendszer> (Letöltés ideje: 2014. 09. 11.)
- Szegedi Vízmű Zrt., 2013. Általános közzétételi lista. Műszaki adatok. <http://www.szegedivizmu.hu/media/files/downloads/Muszaki-adatok.pdf> (Letöltés ideje: 2014. 09. 01.)
- Szegedi, S., 1999. Közlekedés eredetű nehézfémek Debrecen talajaiban és növényzetében, ennek talajtani összefüggései és városökológiai hatásai. *Doktori (PhD) értekezés*, Debrecen. 138. p.
- Szegvári, I., Simon, L., Prokisch, J., 2005. Króm(III)-pikolinát vizsgálata a talaj-növény rendszerben. *Agrokémia és talajtan* 54(3–4), 417–426.
- Szolnoki, Zs., 2014. Nehézfémek környezeti viselkedése antropogén hatásokra módosult kerti talajokban, Szeged példáján. *Doktori (PhD) értekezés*, Szeged. 120 p.
- Szolnoki, Zs., Farsang, A., 2013. Evaluation of metal mobility and bioaccessibility in soils of urban vegetable gardens using sequential extraction. *Water, Air, & Soil Pollution* 224(10), 1737.

- Szolnoki, Zs., Farsang, A., Puskás, I., 2013. Cumulative impacts of human activities on urban gardens soils: origin and accumulation of metals. *Environmental Pollution* 177, 106–115.
- Szőcs, T., 2001. Dél-Somogy és Baranya talajvízeinek állapota. A csapadék beszivárgása során végbemenő geokémiai reakciók modellezése. *Földtani Közlöny* 131(3–4), 519–531.
- Szucs, A., Jordan, G., 1994. Analysis of sampling frequency in groundwater quality monitoring systems: A case study. *Proceedings of the 17th Biennial Conference of the International Association on Water Quality. Part 8. Water Science and Technology* 30(10), 73–78.
- Tack, F.M.G., 2010. Trace Elements: General Soil Chemistry, Principles and Processes. In: Hooda, P.S. (ed.), *Trace Elements in Soils*. John Wiley and Sons Ltd., Chichester. pp. 9–38.
- Takács, M. (szerk.), 2007. Szeged MJ. városfejlesztési koncepciója. Szeged MJ. város Önkormányzata, Szeged. 81 p.
- Taniguchi, M., Uemura, T., Karen Jago-on, K., 2007. Combined Effects of Urbanization and Global Warming on Subsurface Temperature in Four Asian Cities. *Vadose Zone Journal* 6(3). DOI: 10.2136/vzj2006.0094
- Taylor, C.A., Stefan, H.G., 2009. Shallow groundwater temperature response to climate change and urbanization. *Journal of Hydrology* 375, 601–612.
- Thornton, I., 1991. Metal contamination of soils in urban areas. In: Bullock, P., Gregory, P.J. (eds.), *Soils in the Urban Environment*. Blackwell, Oxford. pp. 47–75.
- Thornton, I., Plant, J., 1980. Regional geochemical mapping and health in the United Kingdom. *Journal of the Geological Society* 137, 575–586.
- Thornton, I., Webb, J.S., 1979. Geochemistry and health in the United Kingdom. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B. Biological Sciences* 288(1026), 151–168.
- Tremblay, L., Larocque, M., Anctil, F., Rivard, C., 2011. Teleconnections and interannual variability in Canadian groundwater levels. *Journal of Hydrology* 410, 178–188.
- Tremearne, T.H., Jacob, K.D., 1941. *Arsenic in Natural Phosphates and Phosphate Fertilizers*. U.S. Government Printing Office, Washington. 40 p.
- Türk, G., Szabó, Sz., 2012. A Lónyay-főcsatorna vízkémiai hatása a Tiszára – a nitrogén-formák szemszögéből. *Hidrológiai Közlöny* 92(2), 45–48.
- Unger, J., 2007. A városi területek vízmérlege. In: Mezősi, G. (szerk.), *Földrajzi Tanulmányok 1., Városökológia*. JATEPress, Szeged. pp. 91–98.
- Unger, J., 2010. A városi hősziget-jelenség néhány aspektusa. MTA Doktori értekezés, Szeged. 108 p.
- Unger, J., Gulyás, Á., 2000. A városi vízmérleg jellemzői. *Légkör* 45(1), 19–23.
- United Nations, 2014. *World Urbanization Prospects: The 2014 Revision*. CD-ROM Edition.
- Usman, A.R.A., 2008. The relative adsorption selectivities of Pb, Cu, Zn, Cd and Ni by soils developed on shale in New Valley, Egypt. *Geoderma* 144, 334–343.
- van der Gun, J., 2012. *Groundwater and Global Change: Trends, Opportunities and Challenges*. UNESCO, Paris. 44 p.
- van der Sloot H.A., Comans R.N.J., Hjelmar O., 1996. Similarities in leaching behaviours of trace contaminants from waste, stabilized waste, construction materials and soils. *The Science of the Total Environment* 178, 111–126.
- Várallyai, L., Kovács, B., Prokisch, J., Szegvári, I., 2003. TIM minták vizsgálata statisztikai módszerekkel. *Agrártudományi Közlemények, Acta Agraria Debreceniensis* 10, 1–4.
- Varga, M., 1990. One and half decades of water management in Hungary. In: Jolánkai, G. (szerk.), *Hungary and the International Hydrological Programme. UNESCO 1965-1989*, Budapest. pp. 9–19.
- Varsányi, I., Ó. Kovács, L., 2002. Factors influencing the As content of subsurface water in the Pannonian Basin, Hungary. In: Bocanegra, E., Martínez, D., Massone, H. (eds.), *Proc. Groundwater and Human Development Congress 2002, mar del Plata, Argentina*, pp. 1533–1541.
- Vaudour, E., Baghdadi, N., Gilliot, J.M., 2014. Mapping tillage operations over a peri-urban region using combined SPOT4 and ASAR/ENVISAT images. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 28, 43–59.
- Vázquez-Suñé, E., 2003. *Urban Groundwater. Barcelona City Case Study*. Doctoral (PhD) Thesis. Barcelona, 137 p.
- Vigna, F. L., Mazza, R., Capelli, G., 2013. Detecting the flow relationships between deep and shallow aquifers in an exploited groundwater system, using long-term monitoring data and quantitative hydrogeology: the Acque Albule basin case (Rome, Italy). *Hydrological Processes* 27, 3159–3173.
- Vintse, T., 2014. *Környezetföldrajzi vizsgálatok Beregszásban*. Doktori (PhD) értekezés, Debrecen. 130 p.

- Vitousek, P.M., Aber, J., Howarth, R.W., Likens, G.E., Matson, P.A., Schindler, D.W., Schlesinger, W.H., Tilman, G.D., 1997. Human Alteration of the Global Nitrogen Cycle: Causes and Consequences. *Issues in Ecology* 1, 1–16.
- Wakida, F.T., Lerner, D.N., 2005. Non-agricultural sources of groundwater nitrate: a review and case study. *Water Research* 39, 3–16.
- Wang, D., Lin, W., Yang, X., Zhai, W., Dai, M., Chen, C-T.A., 2012. Occurrences of dissolved trace metals (Cu, Cd, and Mn) in the Pearl River Estuary (China), a large river-groundwater-estuary system. *Continental Shelf Research* 50–51, 54–63.
- Welch, A.H., Westjohn, D.B., Helsel, D.R., Wanty, R.B., 2000. Arsenic in ground water of the United States: Occurrence and geochemistry. *Ground Water* 38(4), 589–604.
- Wessolek, G., 2008. Sealing of soils. In: Marzluff, J.M., Shulenberger, E., Endlicher, M., Alberti, W., Bradley, G., Ryan, C., ZumBrunnen, C., Simon, U. (eds.), *Urban ecology: an international perspective on the interaction between humans and nature*. Springer, New York, USA. pp. 161–179
- Wessolek, G., Renger, M., 1998. Bodenwasser- und Grundwasserhaushalt. In: Sukopp, H., Wittig, R. (eds.), *Stadtökologie*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart-Jena-New York. pp. 186–200.
- White, W.M., 2013. *Geochemistry*. Wiley-Blackwell, Oxford. 668 p.
- Wong, C.S.C., Li, X., Thornton, I., 2006. Urban environmental geochemistry of trace metals. *Environmental Pollution* 142, 1–16.
- World Health Organization (WHO), 1978. *Environmental Health Criteria 5: Nitrates, Nitrites and N-Nitroso Compounds*. World Health Organization, Geneva. (electronic paper)
- Yaacob, W.Z.W., Samsudin, A.R., Kong, T.B., 2008. The sorption distribution coefficient of lead and copper on the selected soil samples from Selangor. *Bulletin of the Geological Society of Malaysia* 54, 21–25.
- Yalcin, T., Yetemen, O., 2009. Local warming of groundwaters caused by the urban heat island effect in Istanbul, Turkey. *Hydrogeology Journal* 17, 1247–1255.
- Zacháry, D., Jordán, Gy., Szabó, Cs., 2012. Geochemical study of urban soils in public areas of an industrialized town (Ajka, western Hungary). *EGU General Assembly 2012, Abstracts*. p.4762.
- Zádori, A. 2002. Talajvízfelszín vizsgálatok térinformatikai módszerekkel újszegedi mintaterületen. Diploma dolgozat, Szeged. 46 p.
- Zagury, G.J., Samson, R., Deschênes, L., 2003. Occurrence of metals in soil and ground water near chromated copper arsenate-treated poles. *Journal of Environmental Quality* 32, 507–514.
- Zemlyanitskiy, L.T., 1963. Characteristics of the soils in the cities. *Soviet Soil Science* 5, 468–475. (angol fordítás)
- Zhang, Y.K., Li, Z.W., 2005. Temporal scaling of hydraulic head fluctuations: nonstationary spectral analyses and numerical simulations. *Water Resources Research* 41, W07031. doi:10.1029/2004WR003797.
- Zhang, Y.K., Li, Z.W., 2006. Effect of temporally correlated recharge on fluctuations of groundwater levels. *Water Resources Research* 42, W10412. doi:10.1029/2005WR004828.
- Zhang, Y.K., Schilling, K., 2004. Temporal scaling of hydraulic head and river base flow and its implication for groundwater recharge. *Water Resources Research* 40, W03504. doi:10.1029/2003WR002094.
- Zhu, K., Blum, P., Ferguson, G., Balke, K.-D., Bayer, P., 2010. The geothermal potential of urban heat islands. *Environ. Res. Lett.* 5, 044002. doi:10.1088/1748-9326/5/4/044002
- Zingoni, E., Love, D., Magadza, C., Moyce, W., Musiwa, K., 2005. Effects of a semi-formal urban settlement on groundwater quality: Epworth (Zimbabwe): Case study and groundwater quality zoning. *Physics and Chemistry of the Earth A/B/C* 30(11–16), 680–688.

MELLÉKLETEK

1. melléklet. A talajvíz monitoring kutak alapadatai

Kút sorszám	Monitoring hálózat*	EOV X	EOV Y	Terep magasság (mBf)	Csőperem magasság (mBf)	Talp-mélység (m)	Cím
1	SzTMK	102 761	728 663	81,5	81,88	469	Kiskundorozsma, Jolánka út déli sarok
2	SzTMK	104 692	729 950	80,96	81,14	303	Külterület, Budapesti út, HÓDÚT Kft. területén
3	SzTMK	103 701	732 015	79,41	79,61	338	Béketelep, Külterület 4., Fiore Design Kft. udvarában
4	SzTMK	104 765	732 972	79,67	80,04	553	Béketelep, Zsámbokréti sor északi vége
5	SzTMK	104 289	733 191	79,76	80,22	803	Béketelep, Csejtej u. 10.
6	SzTMK	103 622	735 042	78,94	79,46	698	Szeged, Gáz u. 12./B
7	SzTMK	103 677	736 058	78,9	79,34	536	Szeged, Súlyom u. – Budapesti krt. sarok
8	SzTMK	104 680	735 929	79,44	79,93	702	Baktó, Tölgyfa u. – Ladvánszky u. sarok
9	SzTMK	105 694	737 815	79,44	79,93	378	Külterület, Algyői út mellett, MOL telepe előtt
10	SzTMK	103 172	737 425	77,38	77,85	830	Petőfitelep, Pápai u. 53.
11	SzTMK	102 241	738 590	78,37	78,87	652	Tápé, Törökverő u. – Fenyves u. sarok
12	SzTMK	102 726	735 961	78,95	79,39	660	Szeged, Róna u. 16./B
13	SzTMK	102 725	734 996	79,16	79,64	579	Szeged, Ősz u. 26./B
14	SzTMK	102 228	735 467	81,15	81,65	829	Szeged, Osztrovszki u. 3./A
15	SzTMK	101 691	733 940	80,51	80,93	313	Szeged, Boros J. u. 16., Árkád mögött
16	SzTMK	101 249	733 414	79,67	80,13	627	Szeged, Hajnal u. 46.
17	SzTMK	100 742	732 911	80,21	80,57	463	Szeged, Cserepes sor 12.
18	SzTMK	99 737	731 928	80,27	80,68	508	Szeged, Ságvári telep, Szabadkai út 49.
19	SzTMK	98 680	730 871	79,27	79,74	742	Külterület, Új Élet TSz major, Gyálai Holt-Tisza part
20	SzTMK	100 164	733 408	80,29	80,79	647	Szeged, Tarló u. 10.
21	SzTMK	100 374	734 348	80,44	80,82	593	Szeged, Apáca u. 20.
22	SzTMK	100 716	734 991	81,9	82,32	579	Szeged, Tisza L. krt. 109. (klinikák udvarában)

Kút sorszám	Monitoring hálózat*	EOV X	EOV Y	Terep magasság (mBf)	Csóperem magasság (mBf)	Talp-mélység (m)	Cím
23	SzTMK	101 085	735 594	82,73	83,25	812	Újszeged, Torontál tér 1. (társasház udvarában)
24	SzTMK	101 559	736 074	79,74	80,25	588	Újszeged, Kállai Albert utca 4.
25	SzTMK	100 169	737 617	77,72	78,22	757	Újszeged, Hátszegi utca 2.
26	SzTMK	99 700	737 069	78,72	79,2	604	Újszeged, Derkovits fasor 113.
27	SzTMK	97 643	736 104	78,38	78,93	580	Újszeged, Törökkanizsa út 82.
28	SzTMK	101 513	734 932	80,84	81,28	559	Szeged, Széchenyi tér, Postával szemben
2409	ATITTK	101 100	730 005	81,31	82,12	831	Kiskundorozsma
2411	ATITTK	101 780	731 510	81,34	82,14	753	Szeged
2431	ATITTK	99 700	735 500	80,97	81,32	900	Szeged
2471	ATITTK	104 100	738 800	78,63	79,38	646	Tápé
2473	ATITTK	103 833	737 367	78,94	79,54	818	Szeged
2476	ATITTK	100 800	734 800	80,56	80,88	550	Szeged
2477	ATITTK	97 437	735 907	77,98	78,71	778	Újszeged
2478	ATITTK	96 900	733 900	77,88	78,42	870	Újszeged
2479	ATITTK	96 300	731 500	86,14	87,00	960	Szentmihálytelek
2480	ATITTK	101 100	734 000	79,85	80,65	593	Szeged
2481	ATITTK	100 450	737 340	78,27	78,80	873	Szeged
2483	ATITTK	101 390	737 750	78,8	80,00	834	Szeged
3828	ATITTK	100 100	734 300	81,5	82,06	792	Szeged
4185	ATITTK	103 900	739 800	78,69	80,00	712	Tápé

* SzTMK: szegedi talajvíz monitoring-hálózati kút; ATITTK: ATIVIZIG törzs talajvízkút

2. melléklet. A talajvíz mintavételek alkalmával kitöltött talajvíz mintavételi jegyzőkönyv sablonja

Talajvíz mintavételi jegyzőkönyv	
Cím:	
Koordináták:	EOV X:
Dátum:	EOV Y:
	Z (Bfm):
Megközelítés:	
Kút azonosító:	Minta azonosító:
Kút átmérő:	
Kiszivattyúzott vízmennyiség: 1	Ideje: -tól -ig
Időjárási viszonyok:	
Nyugalmi vízszint csőperemtől: cm	
Talpmélység csőperemtől: cm	
Vízoszlop: cm	
Mintavétel ideje:	Mintavétel mélysége: cm
Hőmérséklet: °C	pH:
Külső hőmérséklet: °C	Csőcsonk kiállása: cm
Megjegyzés:	

3. melléklet. A talajvízszintmérő műszerek és a kútba helyezéskor készült fényképek



1. ábra. DA-S-LRTB 122 típusú vízszint és hőmérséklet regiszter



2. ábra. IRIS MTS 300 típusú rádiófrekvenciás vízszintmérő

4. melléklet. A talajmintavételek alkalmával kitöltött helyszíni talajvizsgálati jegyzőkönyvek sablonja

[illegible]

5. melléklet. A talajvízmintákban mért vízminőségi paraméterek alapstatisztikája (*cellánként* $N = 18$) a vizsgált időszakban (2010 októbere és 2012 szeptembere között)

1. táblázat. A talajvízmintákban mért nehézfémek és arzén koncentrációja (átlag±szórás)

Kút	Cu (µg/l)	Ni (µg/l)	Co (µg/l)	Cr (µg/l)	Cd (µg/l)	Pb (µg/l)	Zn (µg/l)	As (µg/l)
1	41,1±22,8	9,6±6,4	<	3,2±1,4	<	6,5±3,1	327±200,2	3,1±0,3
2	4,1±0,9	15,7±7,5	<	3,7±0,9	<	<	12,1±5,1	<
3	6,4±2,3	10,4±7,1	<	3,1±1,3	<	3,8±0,8	9,1±6,2	7,8±4,7
4	166,2±161,2	11,2±5,9	<	3,5±0,9	<	9,1±5,3	745,2±466,3	2,6±0,1
5	81,7±57,6	9,7±7,1	<	3,2±1	<	5,8±5	238±157,3	3,3±0,1
6	9,1±5,3	10,6±6,6	<	2,8±0,8	<	6,5±6,9	21,9±14,8	3,4±0,3
7	30,1±25,9	8,9±6,1	<	3,1±1,3	<	2,6±0,5	638,9±198,9	3,2±0,2
8	12,6±11,7	12,2±6,3	<	3,4±1,5	<	2,7±0,6	103,6±171,7	2,6±0,1
9	11,7±7,7	13,1±7,8	<	3,1±1	<	8,1±9,2	19,3±7,1	4,3±0,8
10	255±206,8	12±6,3	<	3,2±1,6	1,6±0,6	7,4±6,2	2183,7±1303,4	19,7±0,3
11	182,1±133,4	13,2±11,9	<	4,9±3,3	<	5,7±2,8	840,1±471,5	2,5±0,1
12	11,2±17,6	98±213,2	<	4,4±5,1	<	4±2,4	80,6±151,9	5,4±1,1
13	183,8±231,6	12,9±12,8	<	4±3,4	<	5,1±2	1465±1566,8	8,8±5,3
14	17±4,7	15,9±14,7	<	5,4±3,5	<	3,9±2,6	623,7±571,7	4,8±0,1
15	19,4±15,3	12,8±11,4	<	4,1±2,9	<	10,9±7,3	948,3±1287,5	5,4±1,5
16	319,2±182,1	12,9±11,3	<	4,1±2,5	<	4±2,1	1610,8±628,2	4,3±2,2
17	156,2±100,7	12,7±13	<	3,9±3,2	<	17,2±9,8	1641±779,9	3±0,2
18	79,8±53,6	12,1±14	<	4±3,5	<	6,2±3,1	1110,7±583,9	<
19	7,3±3,3	12,3±13,1	<	4,3±3	<	3,5±2	66,1±92,1	2,8±0,4
20	112±56,4	17,5±14,1	<	5,4±3,5	<	3,7±1,4	1589±568,4	3±0,6
21	195,6±190,9	13,9±12,9	<	4,5±3	<	4,4±1,7	901,9±362,2	3,2±0,2
22	1269,1±703,4	31,9±17,8	<	5,8±3,9	1,9±1	28,1±11,6	8732,1±4037,3	16,8±16,7
23	38,6±24,5	13,8±14,1	<	3,5±3,4	<	10,5±13,2	178,1±113,1	22,4±11,6
24	231,8±192,4	16,8±15	<	5,1±3,9	1,9±0,8	13,8±8,1	5788,8±2551,7	25,7±21,7
25	12±11	17,2±12,4	<	4,2±3	<	5±3,2	154,7±425,9	3±0,1
26	8,5±4,8	16±14,1	<	4,9±3,6	<	3,6±1,1	31,4±34	10,2±6,9
27	187,4±347,4	17,4±16,1	<	4,5±4	<	7,9±3,5	2561,2±1879,6	4,3±1,2
28	745,5±451,3	20±19,4	<	7,1±5,3	1,8±0,9	24,2±6,9	1681,6±1049,7	12,2±9,6

<: kimutatási határ alatt

2. táblázat. A talajvízmintákban mért szervesen vegyületek koncentrációja (átlag±szórás)

Kút	NH ₄ ⁺ (µg/l)	PO ₄ ³⁻ (µg/l)	NO ₃ ⁻ (mg/l)	NO ₂ ⁻ (µg/l)	pH (-)	hőm. (°C)	EC (mS/cm)
1	371,7±157,1	171,5±102,6	35,6±12,4	159,8±136,3	8,1±0,3	13,7±3,2	1,9±0,2
2	270,8±142,1	126,5±59,7	0,6±0,4	90,1±10	7,4±0,3	11±3,7	1,6±0,1
3	1278,6±2035,5	440,7±297,7	1,3±3,2	894,7±416,9	7,6±0,3	13±4,3	1,6±0,1
4	275,8±137	173,2±110,9	2,3±2,2	109,2±59,5	8±0,3	13,3±3,9	5±0,7
5	343,7±188,8	123,7±81,3	208,8±81,1	218,8±119,4	8±0,3	13,4±3,2	3,3±0,9
6	330,4±188,1	233,9±429	123,2±52,8	1008,5±2168,4	7,6±0,2	15,6±1,6	6,1±1,7
7	408,5±470,4	244,6±191,9	67,2±39,9	363,8±375,1	7,6±0,2	15,7±2,5	3,2±0,4
8	331,5±194,3	97,4±28,3	301,3±113,6	161,6±59,3	7,4±0,3	14,5±3	4±0,8
9	891,4±1131	371,6±275,4	6,9±6,6	598,2±762,1	7,7±0,3	13,3±5,3	2,3±0,9
10	341,5±165	86,2±28,7	32,6±14,1	1167,2±1232,3	7,3±0,3	14,2±3,1	2,3±0,4
11	259±153,7	167,4±254,6	101,3±47,9	801,4±603,6	7,3±0,2	13,2±4,1	2,0±0,4
12	294,9±195,8	217,8±95	451,1±195,4	1736,8±4320,7	7,2±0,3	13,9±2,4	15,5±4,1
13	247,9±125,7	1840,5±1637,8	92,7±191,3	3005,4±4787,7	7,2±0,3	16,1±3,3	4,1±0,9
14	255,8±155,3	191,1±224,6	2,1±2,2	119,5±34,6	7,7±0,4	16,6±2	1,3±0,1
15	3994±2518,6	403,9±422,4	9,2±8,6	371,1±344,5	7,2±0,3	14,8±3	4,6±1,6
16	263,3±163,2	231,9±341,4	410,3±190,2	2829,6±3132,3	7,3±0,4	14,4±1,8	6,6±1,4
17	264,5±210,1	201,6±199	53,8±80,4	832,6±1124,1	7,8±0,3	14,8±2,7	2,5±1,4
18	406,5±316,5	220,4±265,3	45,1±18,2	255,7±211,5	7,6±0,2	15,7±2,1	1,5±0,1
19	381,3±354,7	168,4±96,3	39,2±24,8	468,3±620	7,3±0,2	13,5±2,2	1,7±0,2
20	271,4±158,5	252±204,6	30,8±14,1	80,5±27,4	7,6±0,3	14,8±2,4	1,7±0,2
21	304±174,4	80,9±22,8	8,7±7,3	86,7±21,1	7,8±0,4	15,2±2,5	1,8±0,2
22	781,4±456	1883±916	17,8±24,2	1629,8±1875,8	6,9±0,2	17,2±1,1	4,3±1,3
23	8970,7±2753,9	1511,1±3878	1,4±4,6	1324,8±2802	7±0,2	16,3±1,3	1,5±0,3
24	942,3±1678	1015,5±3632,8	420,3±250,4	3601,1±4731,5	7,2±0,2	14,7±1,9	3,7±1
25	4093,5±1945,2	179,8±137,8	4±6	125,7±41,1	7,1±0,3	14,7±3,2	1,8±0,2
26	11709,1±1058,7	133±101,7	0,9±2,5	243,2±312,8	7±0,2	15,5±2,8	2,2±1,4
27	1178,4±979,9	431,5±231,8	3,1±5,3	817,2±1106,7	7,5±0,3	14,1±3,2	7±1,8
28	397±226,8	588,6±1844,6	148,3±78,3	612,5±794,8	6,9±0,2	13,9±1,2	6,4±0,9

hőm.: hőmérséklet, EC: elektromos vezetőképesség

6. melléklet. A csapadékvíz fémkoncentrációi a 2012. május 22-én vett mintákban

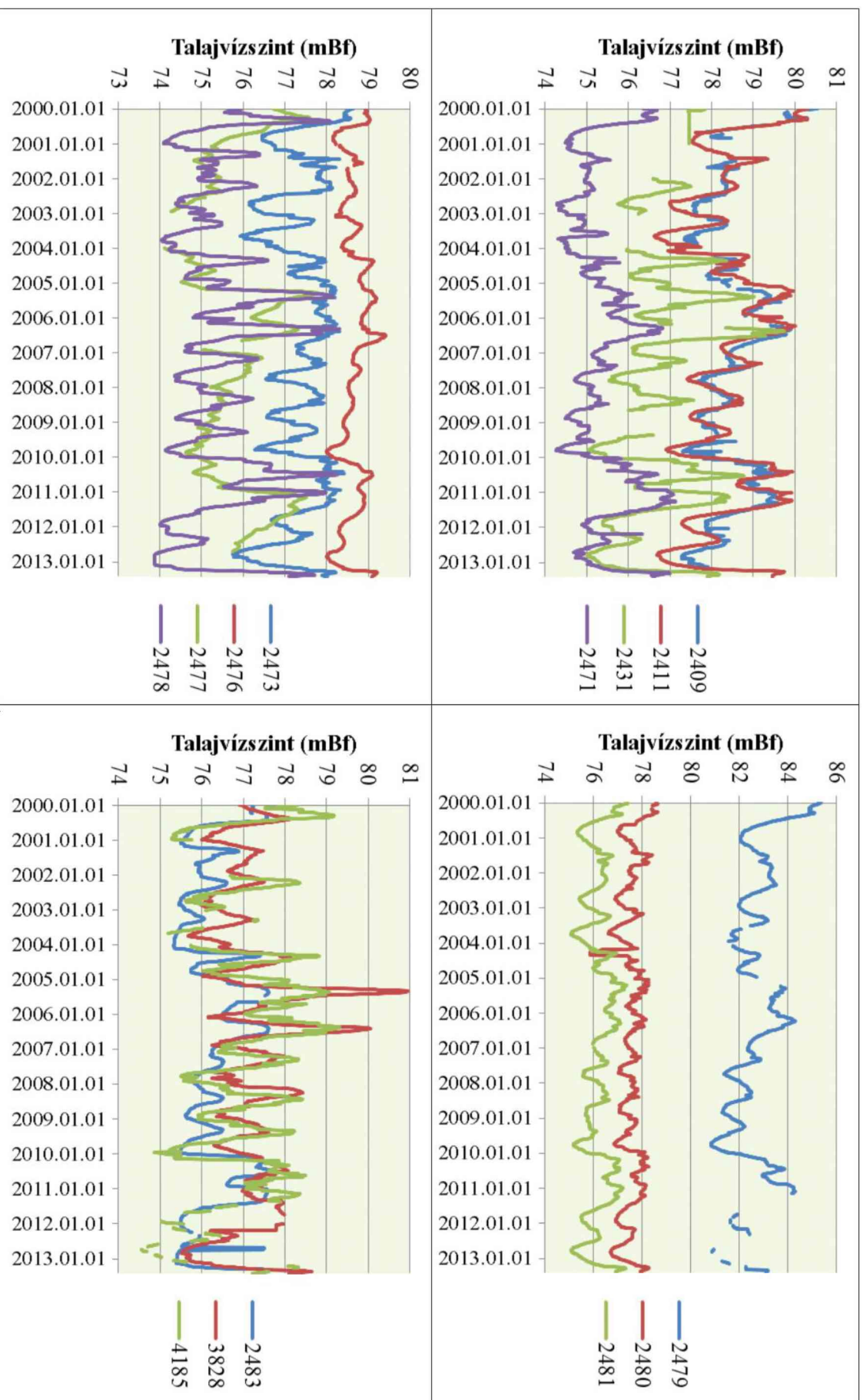
Csapadék-minta	Helyszín	Felszínborítás	Koncentráció (µg/l)							
			As	Zn	Cd	Pb	Co	Ni	Cr	Cu
1	Petőfitelep	aszfalt	<	49,13	<	2,62	<	5,13	1,84	66,61
2	Rókus	aszfalt	3,93	12,36	<	<	<	6,14	3,09	49,85
3	Móraváros	gyepes/járda	4,83	16,26	<	<	<	4,11	1,67	38,43
4	Újszeged	gyepes/járda	2,63	45,91	<	<	<	8,78	2,45	95,78
5	belváros	gyepes zöldterület	3,46	41,23	<	<	<	7,89	2,91	51,06

<: kimutatási határ alatt

7. melléklet. A vizsgált szervesetlen szennyezők átlagos koncentrációinak időbeli változása



8. melléklet. Az ATIVIZIG kutak talajvízjárása 2000.01.01. és 2013.07.10. között



9. melléklet. A talajszelvények főbb jellemzői a helyszíni talajvizsgálati jegyzőkönyvek alapján

Szelvény	Mélység (cm)	Szín	Fizikai féleség	Megjegyzés
MÓRAVÁROS Hajnal u. 46. (16. kút)	0-65	közép szürkés-barna	homokos vályog	műtermék
	65-105	sötétebb barna	agyagos vályog	kötöttebb
	105-155	sárgás, szürkés-barna	vályog	
	> 155	világosabb, sárgás-barna	agyagos vályog	
RÓKUS Ősz u. 26./B (13. kút)	0-45	világos, barnás-szürke	homokos vályog	törmelék
	45-75	sötétbarna mátrixban világosbarna foltok	(agyagos) vályog	
	75-95	középbarna, sárgás- barnába átmenet	agyagos vályog	rozsdafolt
	95-120	sötétbarna	vályogos agyag	
	> 120	sárgás-barna	(vályogos) agyag	
PETŐFITELEP Pápai u. 53. (10. kút)	0-50	sötétbarna	homokos vályog	
	50-70	sötétebb barna mátrixban világos foltok	homokos vályog	
	70-100	sötétbarna, feketés	vályogos agyag	
	100-145	világos barna, sárgás	vályogos agyag	vaskiválás
	145-160	szürkésbarna	vályog	mészgöbecs
	> 160	okkersárga, sárgás-szürke	vályog	
SZÉCHENYI Széchenyi tér (28. kút)	0-20	középbarna	vályogos homok	
	20-100	világosbarna	vályogos homok	
	100-120	sötétebb szürkésbarna	homokos vályog	rozsdafolt
	120-170	sötétbarna mátrixban sárgás foltok	(homokos) vályog	
	170-190	sárgásbarna, szürkésbarna foltokkal	(agyagos) vályog	
	> 190	sötétbarnás, szürkés	agyagos vályog	
ÚJSZEGED Kállay A. u. 4. (24. kút)	0-80	világosbarna	vályogos homok	
	80-125	középbarna	homokos vályog	
	125-155	sötétebb barna	homokos vályog	
	155 - 300	sötétbarna	agyagos vályog	
	> 300	sötétbarna	homokos vályog	
BELVÁROS Tisza L. krt. 109. (22. kút)	0-20	sötétbarna	homokos vályog	törmelék
	20-40	világosbarna	homokos vályog	törmelék
	40-75	szürkésbarna	homokos vályog	törmelék
	75-140	sötétbarna	homokos vályog	törmelék
	140-190	világosabb barna	homokos vályog	törmelék
	> 190	fekete	homokos vályog	

10. melléklet. A talajminták szemcseméret eloszlása (%)

Minta azonosító *	Szemcseméret (µm)									
	0,10	0,20	0,63	2,00	6,32	20,00	63,20	200,0	632,0	2000,0
MV/01	0,00	0,15	2,14	8,06	15,78	35,59	35,72	2,56	0,00	0,00
MV/02	0,02	0,26	6,59	23,28	24,39	27,79	17,44	0,22	0,00	0,00
MV/03	0,04	0,25	7,36	20,54	19,44	27,27	22,65	2,44	0,00	0,00
MV/04	0,03	0,12	3,96	14,30	18,44	26,43	35,10	1,61	0,00	0,00
MV/05	0,01	0,10	3,98	12,89	16,68	28,76	34,79	2,78	0,00	0,00
MV/06	0,03	0,07	3,79	15,79	25,11	34,40	20,81	0,00	0,00	0,00
MV/07	0,00	0,23	4,42	24,02	37,88	28,52	4,92	0,00	0,00	0,00
RK/01	0,17	0,30	2,80	12,05	21,50	34,04	28,08	1,08	0,00	0,00
RK/02	0,30	0,34	3,56	13,80	23,44	29,69	26,79	2,09	0,00	0,00
RK/03	0,01	0,14	3,58	15,70	27,15	32,29	21,11	0,03	0,00	0,00
RK/04	0,06	0,31	5,09	18,02	27,07	32,06	17,14	0,26	0,00	0,00
RK/05	0,03	0,16	5,20	18,54	24,90	25,85	25,24	0,08	0,00	0,00
PT/01	0,00	0,13	2,29	11,34	21,44	36,75	28,00	0,05	0,00	0,00
PT/02	0,00	0,22	2,89	13,16	23,08	32,79	26,17	1,65	0,00	0,00
PT/03	0,03	0,23	2,71	15,68	28,10	38,07	15,18	0,00	0,00	0,00
PT/04	0,01	0,19	4,04	17,68	32,45	34,91	10,73	0,00	0,00	0,00
PT/05	0,01	0,16	3,33	15,88	30,43	36,07	14,12	0,00	0,00	0,00
PT/06	0,02	0,14	3,70	14,33	24,31	32,23	25,07	0,21	0,00	0,00
PT/07	0,01	0,12	3,59	18,26	36,18	34,73	7,11	0,00	0,00	0,00
SZ/02	0,01	0,13	2,19	9,10	18,73	38,12	29,97	1,76	0,00	0,00
SZ/03	0,01	0,11	2,24	8,93	17,30	36,95	33,95	0,50	0,00	0,00
SZ/04	0,03	0,17	4,76	17,89	26,05	28,29	19,91	2,90	0,00	0,00
SZ/05	0,08	0,16	4,55	18,02	28,31	37,41	11,48	0,00	0,00	0,00
SZ/06	0,03	0,13	4,45	19,57	28,28	29,36	18,18	0,00	0,00	0,00
SZ/07	0,00	0,07	4,43	16,63	24,26	32,79	21,80	0,01	0,00	0,00
ÚS/01	0,00	0,12	2,02	9,90	22,21	43,21	22,54	0,00	0,00	0,00
ÚS/02	0,00	0,18	2,68	12,56	25,86	38,12	20,33	0,25	0,00	0,00
ÚS/03	0,15	0,31	1,92	10,73	24,08	44,54	18,28	0,00	0,00	0,00
ÚS/04	0,00	0,20	3,11	19,95	38,45	32,84	5,46	0,00	0,00	0,00
ÚS/05	0,12	0,18	2,17	13,01	26,01	36,57	21,67	0,26	0,00	0,00
ÚS/06	0,17	0,29	2,52	13,82	25,89	37,71	19,49	0,11	0,00	0,00
BV/01	0,01	0,06	1,69	6,14	12,57	32,92	43,31	3,31	0,00	0,00
BV/02	0,04	0,12	1,49	6,25	13,77	27,80	29,37	20,76	0,40	0,00
BV/03	0,00	0,16	1,91	6,42	13,07	29,20	30,05	16,22	2,97	0,00
BV/05	0,00	0,16	2,71	9,70	18,09	38,34	30,24	0,75	0,00	0,00

*MV: MÓRAVÁROS; RK: RÓKUS; PT: PETŐFITELEP; SZ: SZÉCHENYI; ÚS: ÚJSZEGED; BV: BELVÁROS

11. melléklet. A talajminták nehézfém-koncentrációi (mg/kg)

Minta azonosító [*]	Cu (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Co (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)
MV/01	48,45	36,24	11,35	42,07	<	57,93	136,80
MV/02	33,14	27,31	8,32	35,72	<	48,18	97,67
MV/03	15,93	21,90	6,40	34,28	<	29,30	41,01
MV/04	16,43	24,39	6,53	30,18	<	24,61	38,04
MV/05	16,03	22,06	<	28,20	<	24,17	39,38
MV/06	19,59	24,07	7,43	21,08	<	22,41	34,38
MV/07	29,14	37,14	10,59	26,57	<	24,79	60,18
RK/01	59,81	20,88	<	21,38	<	71,67	126,10
RK/02	63,90	26,09	8,05	34,46	<	88,76	148,70
RK/03	47,43	30,02	9,40	23,63	<	63,91	135,10
RK/04	29,76	21,94	7,17	21,88	<	44,04	88,51
RK/05	16,60	17,39	<	24,27	<	25,28	27,01
PT/01	28,29	19,31	<	13,80	<	36,29	92,42
PT/02	29,27	36,14	8,49	44,90	<	27,92	88,62
PT/03	30,57	39,14	10,38	55,43	<	28,14	81,83
PT/04	19,52	38,25	10,76	43,55	<	24,63	51,17
PT/05	21,05	40,49	12,31	44,09	<	26,65	53,91
PT/06	16,25	24,47	6,58	32,25	<	24,47	44,59
PT/07	33,23	54,19	15,99	53,92	<	27,14	84,48
SZ/01	51,77	33,81	11,92	40,03	<	35,87	101,50
SZ/02	27,09	36,93	12,81	43,19	<	27,13	76,04
SZ/03	56,00	24,32	6,97	29,72	<	46,01	60,24
SZ/04	41,14	22,97	<	35,47	<	25,82	59,80
SZ/05	17,48	24,77	7,10	33,68	<	24,14	47,56
SZ/06	17,40	23,74	7,32	33,20	<	20,22	48,35
SZ/07	16,04	25,44	8,75	32,06	<	21,55	41,58
ÚS/01	40,02	52,99	14,74	66,34	<	42,36	99,52
ÚS/02	34,02	47,58	14,41	51,67	<	30,09	96,18
ÚS/03	44,69	58,06	15,98	63,24	<	32,18	102,00
ÚS/04	46,19	57,66	15,14	57,55	<	28,51	98,90
ÚS/05	18,14	33,10	10,40	35,65	<	17,65	60,19
ÚS/06	20,93	34,93	10,52	36,82	<	17,23	59,05
BV/01	44,54	26,60	9,46	31,22	<	95,00	178,40
BV/02	38,20	32,85	10,81	33,44	<	49,15	129,80
BV/03	70,74	26,13	7,06	32,20	<	161,10	412,30
BV/04	78,43	28,57	7,67	50,41	<	174,00	342,90
BV/05	37,08	22,11	6,47	29,83	<	74,09	135,90

^{*} MV: MÓRAVÁROS; RK: RÓKUS; PT: PETŐFITELEP; SZ: SZÉCHENYI; ÚS: ÚJSZEGED; BV: BELVÁROS
 <: kimutatási határ alatt

12. melléklet. Az adszorpciós kísérletek eredményei

1. táblázat. A nikkel adszorpciós kísérletek eredményei

Minta azonosító*	Kezdeti oldatkonzentráció (C ₀)							
	0,2 mg/l		10 mg/l		50 mg/l		100 mg/l	
	C _e (mg/l)	q (mg/kg)	C _e (mg/l)	q (mg/kg)	C _e (mg/l)	q (mg/kg)	C _e (mg/l)	q (mg/kg)
MV/01	0,0	0,5	0,6	23,5	4,7	113,4	15,6	211,1
MV/04	0,0	0,5	0,7	23,3	7,6	105,9	30,7	173,1
MV/06	0,0	0,5	0,6	23,4	6,6	108,5	24,8	188,1
RK/01	0,0	0,5	1,2	22,0	14,3	89,3	48,2	129,6
RK/03	0,0	0,5	0,4	24,1	5,1	112,2	18,1	204,8
RK/05	0,0	0,5	0,2	24,4	5,0	112,6	20,8	198,0
PT/01	0,0	0,5	0,4	24,0	5,7	110,6	18,5	203,7
PT/03	0,0	0,5	0,3	24,3	3,7	115,8	11,1	222,3
PT/05	0,0	0,5	0,4	24,1	7,0	107,5	26,2	184,6
PT/07	0,0	0,5	0,1	24,8	2,8	118,1	11,3	221,7
SZ/01	0,0	0,5	0,7	23,3	6,5	108,6	18,8	202,9
SZ/03	0,0	0,5	1,3	21,7	11,3	96,8	32,7	168,3
SZ/06	0,0	0,5	0,3	24,2	3,3	116,7	10,4	224,0
ÚS/01	0,0	0,5	0,7	23,3	6,7	108,2	18,4	203,9
ÚS/03	0,0	0,5	0,5	23,7	5,9	110,2	16,7	208,4
ÚS/05	0,0	0,5	0,7	23,2	9,3	101,7	28,4	179,0
BV/01	0,0	0,5	0,7	23,2	5,9	110,3	15,2	212,0
BV/02	0,0	0,5	1,1	22,3	9,5	101,4	28,6	178,6
BV/04	0,0	0,5	1,3	21,7	8,8	103,1	22,5	193,7
BV/05	0,0	0,5	1,7	20,8	17,3	81,8	49,4	126,4

*MV: MÓRAVÁROS; RK: RÓKUS; PT: PETŐFITELEP; SZ: SZÉCHENYI; ÚS: ÚJSZEGED; BV: BELVÁROS
C_e: egyensúlyi oldatkonzentráció (mg/l), q: adszorbeált mennyiség (mg/kg)

2. táblázat. A réz adszorpciós kísérletek eredményei

Minta azonosító*	Kezdeti oldatkonzentráció (C_0)											
	0,2 mg/l		10 mg/l		50 mg/l		100 mg/l		500 mg/l		1000 mg/l	
	C_e (mg/l)	q (mg/kg)	C_e (mg/l)	q (mg/kg)	C_e (mg/l)	q (mg/kg)	C_e (mg/l)	q (mg/kg)	C_e (mg/l)	q (mg/kg)	C_e (mg/l)	q (mg/kg)
MV/01	0,02	0,45	0,02	24,95	0,02	124,95	4,20	239,51	18,91	1202,73	27,08	2432,30
MV/04	0,02	0,45	0,02	24,95	0,02	124,95	2,61	243,48	16,81	1207,98	28,67	2428,33
MV/06	0,02	0,45	0,02	24,95	0,02	124,95	2,19	244,53	10,10	1224,75	17,88	2455,30
RK/01	0,02	0,45	0,02	24,95	0,02	124,95	4,43	238,92	16,65	1208,38	28,44	2428,90
RK/03	0,02	0,45	0,02	24,95	0,02	124,95	2,71	243,23	7,72	1230,70	16,09	2459,78
RK/05	0,02	0,45	0,02	24,95	0,02	124,95	1,23	246,92	3,76	1240,60	14,28	2464,30
PT/01	0,02	0,45	0,02	24,95	0,02	124,95	5,07	237,34	40,98	1147,55	232,60	1918,50
PT/03	0,02	0,45	0,02	24,95	0,02	124,95	3,63	240,93	17,60	1206,00	60,05	2349,88
PT/05	0,02	0,45	0,02	24,95	0,02	124,95	0,93	247,69	7,42	1231,46	22,25	2444,38
PT/07	0,02	0,45	0,02	24,95	0,02	124,95	1,15	247,12	3,56	1241,10	11,12	2472,20
SZ/01	0,02	0,45	0,02	24,95	0,02	124,95	9,76	225,60	85,11	1037,23	467,60	1331,00
SZ/03	0,02	0,45	0,02	24,95	0,02	124,95	5,68	235,81	50,66	1123,35	275,80	1810,50
SZ/06	0,02	0,45	0,02	24,95	0,02	124,95	2,43	243,93	7,17	1232,09	11,50	2471,25
ÚS/01	0,02	0,45	0,02	24,95	0,02	124,95	4,68	238,31	21,68	1195,80	208,40	1979,00
ÚS/03	0,02	0,45	0,02	24,95	0,02	124,95	1,94	245,14	8,98	1227,55	63,57	2341,08
ÚS/05	0,02	0,45	0,02	24,95	0,02	124,95	2,98	242,55	10,25	1224,38	218,90	1952,75
BV/01	0,02	0,45	0,02	24,95	0,02	124,95	5,24	236,90	27,58	1181,05	118,30	2204,25
BV/02	0,02	0,45	0,02	24,95	0,02	124,95	5,46	236,35	22,14	1194,65	201,00	1997,50
BV/04	0,02	0,45	0,02	24,95	0,02	124,95	4,48	238,80	31,85	1170,38	91,80	2270,50
BV/05	0,02	0,45	0,02	24,95	0,02	124,95	2,00	244,99	12,47	1218,83	29,81	2425,48

*MV: MÓRAVÁROS; RK: RÓKUS; PT: PETŐFITELEP; SZ: SZÉCHENYI; ÚS: ÚJSZEGED; BV: BELVÁROS

 C_e : egyensúlyi oldatkonzentráció (mg/l), q: adszorbeált mennyiség (mg/kg)

13. melléklet. A nikkel és réz migrációs modellek főbb input adatai

1. táblázat. A modellek alapbeállításai

Eset beállítások		
<i>Paraméter</i>	<i>Érték</i>	<i>Mértékegység</i>
Transzort szimuláció	Langmuir adszorpció	-
Talaj hidraulikus függvény	van Genuchten	-
Kezdeti kondíciók: víz	nedvességtartalom	-
Kezdeti kondíciók: komponens	koncentráció	-
Max. szimulációs idő	36500	nap
Evapotranspiráció	nincs evapotranspiráció	-
Észelési idők		
#	<i>Idő</i>	<i>Egyenleg összesítés</i>
1	365	igen
2	1825	igen
3	3650	igen
4	18250	igen
5	36500	igen
Stressz periódus beállítások		
<i>Paraméter</i>	<i>Érték</i>	<i>Mértékegység</i>
Kezdeti időlépés	0,1	nap
Időlépés szorzó	1,2	-
Maximális időlépés	10	nap
Minimális időlépés	0,01	nap
Maximális szint változás	100	cm

2. táblázat. A modellek peremfeltételeihez és profil beállításaihoz szükséges adatok

Profil	Mélység (cm)	Textúra	K (cm/nap)	ρ (g/cm ³)	P (vol/vol)	θ (vol/vol)	Hy (vol/vol)	Tvsz (rel. cm)
MV	0-40	hom. vályog	99,92	0,99	0,63	0,08	0,0150	227
	40-230	vályog	11,82	1,15	0,57	0,16	0,0275	
RK	0-115	vályog	2,72	1,67	0,37	0,17	0,0275	115
PT	0-40	vályog	5,23	1,46	0,45	0,11	0,0275	119
	40-120	vályog	0,18	1,58	0,40	0,23	0,0275	
SZ	0-30	hom. vályog	39,15	1,17	0,56	0,15	0,0150	323
	30-120	vályog	7,80	1,30	0,51	0,15	0,0275	
	120-320	vályog	1,56	1,34	0,49	0,38	0,0275	
ÚS	0-130	vályog	23,40	1,06	0,60	0,12	0,0275	271
	130-270	agy. vályog	0,96	1,34	0,49	0,23	0,0425	
BV	0-70	hom. vályog	51,31	1,19	0,55	0,11	0,0150	451
	70-120	agy. vályog	2,42	0,99	0,63	0,17	0,0425	
	120-180	vályog	4,99	1,35	0,49	0,15	0,0275	

K: hidraulikus vezetés a telítetlen zónában; ρ : térfogattömeg; P: porozitás; θ : nedvességtartalom; Hy: higroszkóposság; Tvsz: átlagos talajvízszint

3. táblázat. A profilok nikkelle és rézre vonatkozó input adatai

Szelvény	Mélység (cm)	Koncentráció (mg/l)			Langmuir izoterma	
		Csapadékvíz	Talajvíz	Talajoldat	Q (-)	K1 (ml/g)
Nikkel						
MV	0-40	0,0041	0,012	4,10	0,33	0,95
	40-230			2,95	0,21	0,87
RK	0-115	0,0061	0,012	2,21	0,15	0,98
PT	0-40	0,0051	0,011	1,89	0,31	1,01
	40-120			4,63	0,39	0,93
SZ	0-30	0,0079	0,020	2,49	0,36	1,17
	30-120			1,20	0,27	1,28
	120-320			3,56	0,38	0,85
ÚS	0-10	0,0088	0,016	3,12	0,39	1,23
	130-270			3,32	0,39	1,16
BV	0-70	0,0079	0,032	1,38	0,48	1,29
	70-120			0,94	0,43	1,44
	120-180			1,65	0,17	1,24
Réz						
MV	0-40	0,0384	0,319	0,10	42,81	2,71
	40-230			0,05	29,80	2,53
RK	0-115	0,0498	0,184	0,14	36,80	2,63
PT	0-40	0,0666	0,255	0,28	2,97	2,00
	40-120			0,71	4,05	1,64
SZ	0-30	0,0511	0,745	1,25	1,47	1,62
	30-120			0,61	2,61	1,96
	120-320			0,14	59,68	2,46
ÚS	0-130	0,0958	0,232	1,83	2,21	1,34
	130-270			2,64	2,83	1,11
BV	0-70	0,0511	1,269	0,95	3,09	1,67
	70-120			0,89	4,46	1,95
	120-180			0,49	8,63	1,88

Q: adszorpciós kapacitás; K1: Langmuir állandó (lg K_d)