

TALAJVÍZ-MINŐSÉGI ÉS -MENNYISÉGI MONITORING VÁROSI KÖRNYEZETBEN, SZEGEDEN

FEJES ILDIKÓ – FARSANG ANDREA – M. TÓTH TIVADAR

GROUNDWATER QUANTITY AND QUALITY MONITORING
IN AN URBAN AREA, SZEGED

Abstract

In the course of our work groundwater contamination was monitored from twenty-eight sampling wells in the frame of the groundwater monitoring network in Szeged (Hungary). The water samples were collected every month from October of 2010 to September in 2011 and pH, temperature, total salt content, electrical conductivity, water levels and the concentrations of 12 components (Cu, Cd, Co, Cr, Pb, Ni, Zn, As, NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , PO_4^{3-}) were measured.

The relationship of these different pollutants and their distribution in the city was examined. The findings show that the groundwater of Szeged is contaminated with Pb, Ni, Cu, Zn, As, NO_3^- , NH_4^+ and PO_4^{3-} mainly in the downtown, close to the river Tisza. The temporal changes are similar in the case of most components: the poorest groundwater quality was measured at the beginning of winter and early spring in the examined period, whereas the best water quality is typical of autumn months. Statistical relationship, used Spearman's rank correlation, was determined among the siderophile (namely Cr and Ni), chalcophile elements (Pb, Zn, Cd, Cu) and forms of nitrogen (NO_3^- and NH_4^+) with electrical conductivity. In accordance with the results of the factor analysis five groups were identified which influence the chemical processes.

Keywords: groundwater, water quality, metal contamination, monitoring

Bevezetés

Napjainkban egyre fokozódó figyelem irányul a felszín alatti vizek minőségére, elszennyeződésére, valamint mennyiségi változásainak nyomon követésére. Közülük – felszínközeli elhelyezkedése miatt – a talajvíz az egyik legérzékenyebb a külső szennyezésekre, ezért mára számos területen – főként nagyvárosi környezetben – súlyosan elszennyeződött (SZABÓ GY. et al. 2010).

A felszín alatti vizek összetétele folyamatosan változik, ezért mennyiségi és minőségi változásainak nyomon követésére van szükség. Jelentőségére az EU Víz Keretirányelv is felhívja a figyelmet, s két fő típusát különíti el: a felszín alatti vizek mennyiségi és kémiai státuszának meghatározására szolgáló monitoringot. Magyarországon erről a 219/2004. (VII. 21.) Korm. rendelet rendelkezik, például kötelezi a városok települési önkormányzatait monitoring rendszer kiépítésére a talajvíz mennyiségi és minőségi állapotának nyomon követése céljából. Hazánkban az utóbbi években, évtizedekben egyre több problémát jelent a felszín alatti vizek elszennyeződése. Nehézfémekkel és arzénnel számos település talajvize szennyezett (FÜLE L. et al. 2010), de problémát okoz többek között a magas szervesanyag-, ortofoszfát- és ammónium-tartalom (FODOR, I. 2005) is, nitráttal pedig talajvízkészletünk mintegy 60%-a kontaminálódott (VARGA, M. 1990). Napjainkban az ivóvizet már leginkább a rétegvíz-bázisból nyerik, azonban a vízbázisok fokozott igénybevétele következtében kapcsolat létesülhet a talajvíz és a mélyebb rétegvizek között (MARTON L. 2009), ezért kiemelt figyelmet kell fordítanunk a talajvíz minőségének megóvására.

Magyarország jelentős felszíni és felszín alatti vízbázissal rendelkezik, ezért egyelőre vízhiánytól nem kell tartanunk, ám a nemzetközi trendekhez hasonlóan hazánk vízigé-

nye is nagymértékben növekedett az utóbbi évtizedekben. A vízhasználattal kapcsolatban lényeges változás a felszín alatti víz kivételének jelentős növekedése: a 90-es évek végére a felszín alatti vizek használata – főként az öntözés visszaszorulása következtében – 60%-kal meghaladta a felszíni vizekét. Mindez túlzott mértékű talajvízszint-süllyedést okoz főként a Tisza vízgyűjtőjén, amelynek egyes részein (pl. Szeged környékén) a kihasználtság (a víz-kivételek aránya a hasznosítható vízkészlethez viszonyítva) a 100%-ot is meghaladja (SOMLYÓDY L. 2002). Összegezve tehát, talajvizeink mennyiségi és minőségi állapota leromlott az utóbbi évtizedekben, ezért komplex vizsgálata napjaink egyik kiemelt feladata.

A fentiek tükrében kutatásunk fő célja, hogy átfogó képet kapjunk a város talajvíz-rendszerének idő- és térbeli változásairól, elsősorban a különböző szennyező anyagok koncentrációjáról és területi eloszlásukról. Célunk továbbá a talajvízszint változásainak megfigyelése, a szennyezési góccok lehatárolása, valamint a vízállás és a kémiai összetétel közötti összefüggések feltárása.

Talajvíz-monitoring Magyarországon és Szegeden

Hazánkban számos talajvízzel kapcsolatos kutatás alapult rendszeres monitoringon, mind a mennyiségi, mind a kémiai státusz vonatkozásában. MOLNÁR GY. és WINTER J. (1983) a Nagykunságban és a Jászságban az öntözőrendszerek és az emberi beavatkozások idő- és térbeli hatásainak vizsgálata során az akkori állapot kialakulásának történetét és okait tárta fel. MARTON L. és SZANYI J. (2000) a talajvíztükör helyzete és a rétegvíz-termelés kapcsolatát elemezte Debrecen térségében. Több évtizedet magába foglaló adatsor alapján közvetlen kapcsolatot mutattak ki a két tényező között, mivel a talajvíz-depressziós tölcéserek egybeestek a nagy rétegvíz-kivételek helyével. HANKÓ Z. –BAUER M. –SZILVÁSSY Z. (1998) a Duna vízjárásának a talajvízre gyakorolt hatását tanulmányozta a magyarországi Felső-Duna környezetében, CSOMA R. –GÁLOS M. (2009) pedig Budapest (Infopark) térségében. HAJNAL G. (2005) a budapesti I. kerületben ugyancsak 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.

Megannyi tanulmányban elemzik a különböző szennyezésekre irányuló monitoring eredményeit is. CSANÁDY M. –OLÁHNÉ D. É. (1985) 17 éven át tartó kutatásukban kromát-szennyezést követtek nyomon Gyál térségében. A kromát a talajvíz egyik legjelentősebb és legtartósabb szennyezőjének bizonyult, mivel nem kötődött meg a talajban. SZALAI Z. –JAKAB G. –MADARÁSZ B. (2004) Duna menti települések talajvizének nehézfém- (Cd- és Cu-) szennyezettségét tanulmányozva releváns hasonlóságot állapítottak meg a két mikro-szennyező tér- és időbeli eloszlása között. SZABÓ, Gy. et al. (2007) alföldi településeken mérték a talajvizet ammónium-, ortofoszfát-, nitrit- és nitráttartalmát. Vizsgálataik alapján kiderült, hogy a talajvíz szennyezettségét leginkább a települések talajainak vízáteresztő képessége, illetve a talajvíz mélysége befolyásolta.

Az 1980-as években Szegeden a MÁFI közreműködésével 175 talajvíz-megfigyelő kútból álló monitoring rendszert hoztak létre; belterületen 500, külterületen 1000 m osztás-közű rácsháló pontjaiban. A zárható, betongallérral ellátott kútfejjel rendelkező kutakat egységesen 10 m-re mélyítették (ezek nagy része mára jelentősen feltöltődött). A kutakat acél védőcsővel biztosították, bennük 5 cm átmérőjű műanyag (PVC) béléscsővel; a perforált szűrőszakaszt a várható talajvízszint-ingadozás mértékének megfelelően alakították ki. Az 1980 és 1984 közötti időszakot felölelő komplex tanulmány, amely részletesen elemezte e kutak vízjárását és a talajvíz kémiai összetételét (SO_4^{2-} , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- ,

HCO₃⁻), 1987-ben készült el (KASZAB I. 1987). KASZAB I. és HERENDI I. későbbi munkájában (2001) a talajvízjárás változékonyságát és kémiai összetételét – példaként a szulfáttartalmat – tanulmányozta térinformatikai módszerekkel. Szeged talajvizében számos szennyezést jelző komponens (Hg, Zn, Pb, Cu, Cd, As, Ni, Cr, Mn, Fe, NO₂⁻, NO₃⁻, NH₄⁺) egy alkalommal vett mintákból mérték – elsőként 2003-ban –, ami igen jelentős szennyezettségről tanúskodik (KASZAB I. 2006). Ezt a tényt saját – a talajvíz minőségi állapotát szintén egy időpillanatban bemutató – kutatásaink is alátámasztják (FARSANG, A. – FEJES, I. 2009).

Mivel Szeged a felszín alatti vizek szempontjából az érzékeny területek közé tartozik (27/2004. (XII. 25.) KvVM rendelet melléklete alapján), lényeges feladat a talajvízminőség időbeli változásának nyomon követése, romlásának megakadályozása.

A mintaterület jellemzése

Szeged átlagos tengerszint feletti magassága 84 m Bf., az átlagmagasság Ny-ról K felé 4–5 m-rel csökken (MAROSI S. – SOMOGYI S. [szerk.] 1990). Éghajlata meleg, száraz, évi középhőmérséklete 10,5 °C körüli, átlagos csapadékmennyisége 489 mm (Országos Meteorológiai Szolgálat, 2012).

A felszín kialakításában a legnagyobb szerepet a Tisza és a Maros folyórendszere játszotta. A jelentős vastagságú pliocén rétegeket több száz méter vastagságban pleisztocén és holocén kori folyóvízi üledék fedi (MAROSI S. – SOMOGYI S. [szerk.] 1990). A felszíni viszonyokat erősen átalakította az 1879-es szegedi nagy árvíz, amelyet követően az alacsonyan fekvő területek magasságát jelentős feltöltéssel növelték meg (ANDÓ M. 1979).

A városban 1998 óta mechanikai tisztítást végez a Szeged Városi Szennyvíztisztító Telep, 2006-ban pedig elkészült a biológiai szennyvíztisztító, amely a város és a környező települések szennyvizeinek tisztítására alkalmas. Ezzel egyidejűleg Szeged csaknem teljes csatornahálózata kiépült. A csapadékvíz elvezetéséről mintegy 250 km nyílt árok gondoskodik, egy részét pedig a zárt csatornarendszerben vezetik el (Szegedi Vízmű Zrt. 2012).

A talajvíztükör mélysége átlagosan 1–3 m, de a leginkább feltöltött területeken (főként a belvárosban) a 6 m-t is elérheti, ezért kutatásunk szempontjából a felső 5–6 m földtani felépítése lényeges. A legtöbb területen a felső 1–1,5 m-re vonatkozóan nem beszélhetünk földtani képződményekről, csak igen heterogén, mesterséges feltöltési anyagokról. A felszín alatt 1,5 és 3,5 m között a belváros szegedi részén csak a feltöltés jellemző, másutt az infúziós lösz elterjedése a leggyakoribb. A Tisza újszegedi oldalán holocén képződmények fordulnak elő: ártéri, mocsári, tavi agyag és fiatalabb öntésiszap. A szegedi oldalon, 3,5 és 5,5 m közötti mélységben az infúziós löszön kívül agyagos lösz és löszös agyag széles skálája figyelhető meg. Újszeged üledékeit pedig újholocén öntés és folyóvízi fáciesű finomhomokos és iszapos homokliszt jellemzi (KASZAB I. 1987).

A talajok hasonlóan változatos összetételűek: anyagukat, felépítésüket a nagy árvizet követő, kiterjedt mesterséges feltöltések és egyéb antropogén tevékenységek (pl. törmelék és háztartási hulladékok felhalmozása), valamint a városi funkciók terjeszkedése határozta meg. Következésképp eredeti, természetes talajtípusok a belvárosban nem, csak a külvárosi részeken és a külterületeken lelhetők fel: a város ÉK-i részén szolonyeces réti talajok, Ny-on nyers öntéstalajok, a D-i részeken réti talajok, míg K-en a csernozjomok dominálnak (PUSKÁS, I. – FARSANG, A. 2008, 2009).

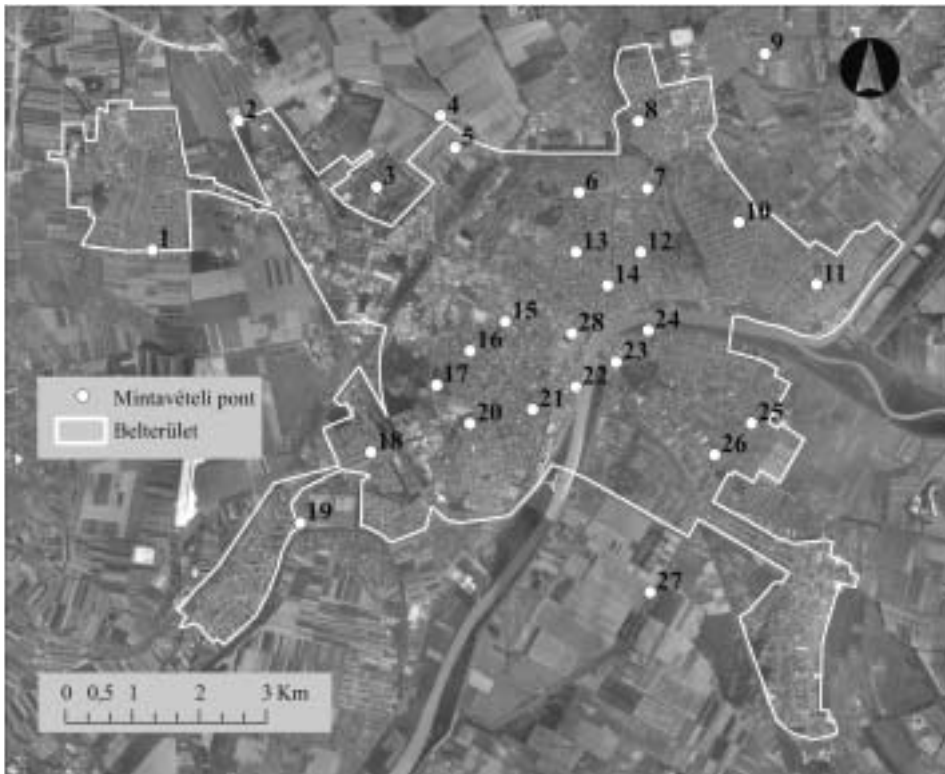
A felszíni vizek közül természetesen a Tisza van a legnagyobb hatással a térség vízrendszerére, a talajvízre gyakorolt hatástávolságára vonatkozóan azonban nincs egységes vélemény. JUHÁSZ J. (1987) szerint a Tisza vízszintváltozásainak hatása a talajvíztükör mélységének alakulására 1–1,2 km távolságig mutatható ki. KASZAB I. (1987) vizsgálatai alapján ez

400–500 m széles sáv a meder mellett, ZÁDORI A. (2002) pedig egy 200 m-es elsődleges és egy 200–400 m-es másodlagos hatásvonalat különített el az újszegedi oldalra vonatkozóan.

Mivel a Tisza két részre osztja a területet, a talajvízrendszert is legalább két csoportba kell sorolni. Közöttük a legfontosabb különbség, hogy a Tisza jobb parti területén a talajvíz általában nyílt, az ellentétes oldalon pedig feszített tükrű. Az átlagos áramlási irány is eltérő: a jobb parton általában É-i, a bal oldalon D-i áramlási irány figyelhető meg (KASZAB I. 1987). Mindkét talajvíztípust figyelembe véve nem határozható meg egy, az egész területre egységesen összefüggő talajvíztároló réteg (KASZAB I. 1987), tehát nem beszélhetünk szorosan összefüggő talajvízrendszerről sem.

Anyag és módszer

Kutatásunkba a szegedi talajvíz-megfigyelő monitoring rendszer még fellelhető és mintázásra alkalmas 36 tagjából 28 kutat vontunk be. A mintázási pontok kiválasztásakor arra törekedtünk, hogy a várost nagyjából egyenletesen lefedő hálózatot kapjunk (1. ábra). A jelenleg is tartó mérésorozatot 2010 októberében kezdtük, s a havi rendszerességű mintavételezésnek köszönhetően már 1 éves adatsor (több mint 6000 értéket tartalmazó adatbázis) áll rendelkezésünkre. Tanulmányunkban az első 12 hónapot magába foglaló vizsgálat eredményeit összegezzük.

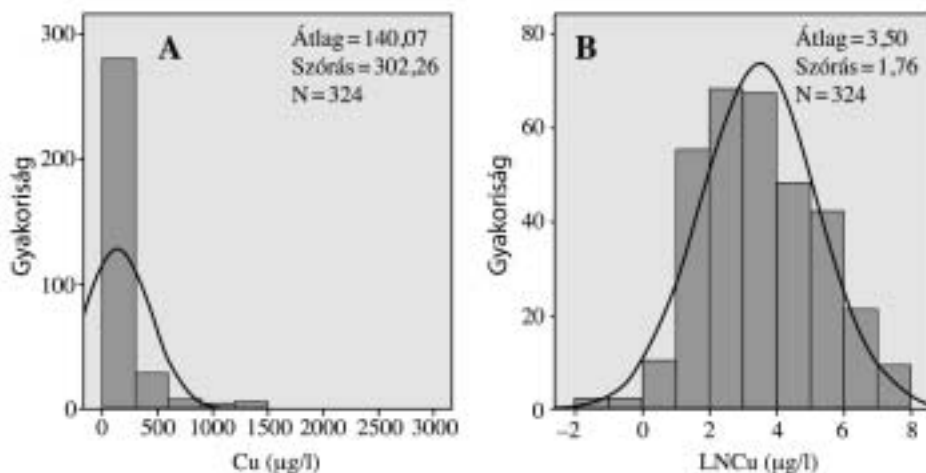


1. ábra A vizsgált kutak elhelyezkedése a mintaterületen (Szeged város ortofotóján)
Figure 1 The location of the examined wells in the sample area (on the orthophoto of Szeged)

A helyszíni vizsgálatok alkalmával a vízszintek mérése fény- és hangjelzővel ellátott Hydrotechnik HT Mini 010 típusú vízszintmérővel, a pH és a hőmérséklet meghatározása Radelkis OP-211/2 pH-mérővel, a vezetőképesség és a sótartalom mérése OK-104 típusú konduktométerrel történt. A mintavételt megelőzően az MSZ ISO 5667-11:2009 szabványnak megfelelően a kutakban szivattyúzásos tisztítást alkalmaztunk, majd a mintákat a laborba szállításig légmentesen lezárt flakonokban és hűtőtáskában tároltuk. A mintákat az SZTE TTIK Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék akkreditált Talaj- és Vízvizsgáló Laboratóriumában (NAT-1-1437 [2009]) 12 komponensre – réz (Cu), kadmium (Cd), kobalt (Co), króm (Cr), nikkel (Ni), ólom (Pb), cink (Zn), arzén (As), ammónium (NH_4^+), ortofoszfát (PO_4^{3-}), nitrát (NO_3^-) és nitrit (NO_2^-) – vizsgáltuk meg. A nitrit-, a nitrát-, az ammónium- és az ortofoszfát-koncentrációk meghatározását áramlósos analízissel (FOSS FIAStar 5000 Analyzer), a fémek és az arzén mérését pedig – salétromsavas tartósítást követően – optikai emissziós spektrofotometriával (Perkin Elmer ICP OES Optima 7000 DV) végeztük.

A vízállásokat bemutató szintvonalas ábrákat Surfer 8 programmal, krigeléssel készítettük el. Mivel a talajvízrendszer nyomásállapota a Tisza két partján eltérő, az interpolációt is külön-külön végeztük el a jobb és a bal partra vonatkozóan. A koncentrációkat ábrázoló térképeket és a szennyezés térbeli eloszlását ESRI ArcGIS 10 szoftver segítségével jelenítettük meg. A vízminősítés 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.

A statisztikai számításokat SPSS 18.0 szoftverrel végeztük. A statisztikai számítások előtt megvizsgáltuk, hogy teljesül-e számos vizsgálat legalapvetőbb feltétele, a normalitás. A normális eloszlással jellemezhető változókat eredeti formájukban hagytuk, míg a nem normális eloszlásúakat transzformáltuk. Mivel a változók alapvetően egymódusúak és többségüknél jobbra ferde (pozitív) eloszlás áll fenn (2/A. ábra), lognormális eloszlással közelíthetőek, ezért logaritmus-transzformációt végeztünk (2/B. ábra). A transzformációt követően minden változó normál eloszlásúvá vált.



2. ábra Az eredeti (A) és a transzformált (B) változók hisztogramja és eloszlásfüggvénye a réz példáján

Figure 2 The histograms and the distribution functions of original (A) and transformed (B) variables in the example of copper

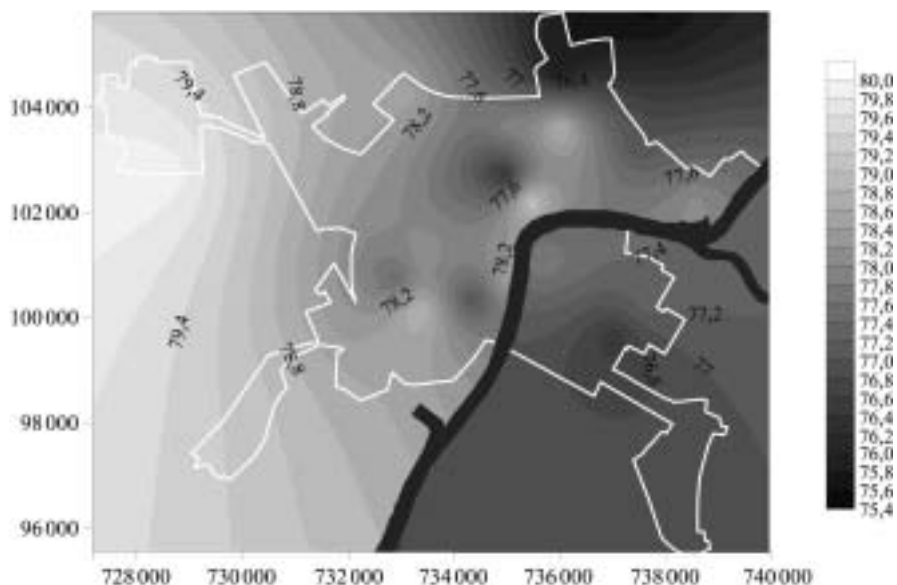
A változók közötti monoton kapcsolat jellemzésére, illetve erősségének és intenzitásának meghatározására korrelációs számításokat végeztünk. Nem paraméteres, *Spearman*-féle rangkorrelációt alkalmaztunk, amely a kapcsolat szorosságának mérésére a változók rangszámainak különbségeit használja fel. Célunk a vizsgálattal az egyes szennyezések háttérben álló geokémiai folyamatok feltárása volt. A korrelációanalízis eredményeként megkaptuk, hogy mely komponensek között találunk szignifikáns pozitív, illetve negatív korrelációs kapcsolatot.

A faktoranalízis során főkomponens-analízist alkalmaztunk, amely a teljes varianciát használja fel az elemzéshez. A faktorok elkülönítését megelőzően megtörtént a szükséges feltételek teljesülésének – normalitás és korreláció meglétének – vizsgálata. Mivel a faktoranalízis érzékeny a változók eloszlására, az elemzéshez a transzformált értékeket használtuk. A faktorok számát 5-ben határoztuk meg a *Kaiser*-kritérium, vagyis az ún. sajátérték (egy faktor által az összes változó varianciájából magyarázott variancia) alapján. A faktormátrix leegyszerűsítésének céljából varimax-rotációt alkalmaztunk, amely vagy nagyon erősen (pozitívan/negatívan), vagy egyáltalán nem korreláló változófaktor-párokat keres.

Kutatási eredmények

Vízállás, kémhatás, hőmérséklet, elektromos vezetőképesség

A városban az egyes kutak felszínétől mért közepes talajvízszintjei között jelentős eltérések fedezhetők fel: akár 4,5 m-es differenciák is előfordulnak. A kutak átlagos vízmélysége 2,5 m körüli, de a Tisza közvetlen közelében található két (a 22. és a 23.) kútban 5 m körül alakul. Az abszolút közepes talajvízszint a vizsgált időszakra vonatkozóan a város ÉNy-i területén 80 m (Bf.) körül, míg a város ÉK-i részében, illetve a belvárosban mintegy 76 m (Bf.) magasságban van (3. ábra).



3. ábra Közepes talajvízszint a tengerszint felett (m Bf.) 2010 október és 2011 szeptember között
 Figure 3 Average groundwater level (meters above Baltic sea level) between October 2010 and September 2011

A talajvíz kémhatása Szeged alatt jellemzően enyhén lúgos, a legalacsonyabb érték – a 22. kútból származó mintában – is a semleges kategóriában marad (átlag: 6,71). A város ÉNy-i részében fúrt 1. kút vize a leglúgosabb kémhatású: pH-ja néhány hónapban a 8,4-et is elérte. A kémhatás időbeli változását a kutatás évében decemberi maximum és májusi minimum jellemezte (1. táblázat), a havi értékek között erős, pozitív korreláció mutatható ki ($r=0,59-0,96$).

1. táblázat – Table 1

A helyszínen mért paraméterek statisztikai jellemzői
Statistical characteristics of parameters measured on-site

	Minimum, µg/l (hónap)	Maximum, µg/l (hónap)	Átlag, µg/l	Szórás	Minta- szám, db
pH	6,71 (máj.)	8,42 (dec.)	7,54	0,38	300
Hőmérséklet, °C	4,50 (márc.)	20,61 (szept.)	14,23	1,48	300
Vezetőképesség, µS/cm	935 (okt.)	17490 (máj.)	3805	3196	244
Sótartalom, mg/l	458 (okt.)	8572 (máj.)	1882	1553	244

A vízhőmérsékletet tekintve a vizsgált időszak végén (szeptember) észleltük a legmagasabb értékeket (átlagosan 17 °C körül, ami még a nyári hónapok magas léghőmérsékleteinek hatását tükrözi), míg a legalacsonyabb értékek (átlagosan 9,3 °C) március elejét jellemezték, a téli hidegek miatt. Mivel a hőmérséklet egy napon belül változhat, a havi mérési eredményekből változásukra reálisan nem állapítható meg tendencia.

Az elektromos vezetőképességet (EC) és a sótartalmat csak decembertől kezdve mérjük, így tíz hónap eredményei állnak rendelkezésünkre. A vizsgált időszakban mindkét paramétert a januári minimum és a nyár végi, ősz eleji maximum jellemzi. Néhány kútban kiugróan magas értékek adódtak; a vezetőképesség és a sótartalom a 12. kútban a legmagasabb, itt nem ritka a 10 000 µS/cm feletti érték, illetve a 8500 mg/l-es sótartalom. A kutakban havonta mért EC-értékek közötti kapcsolatot vizsgálva szignifikáns pozitív korrelációt ($r=0,71-0,99$) tártunk fel. Mivel az EC szoros kapcsolatot mutat az összesó-tartalommal, ezért a sótartalomra is értelmezhetők a vezetőképességre meghatározott összefüggések.

*A talajvíz ammónium-, nitrit-, nitrát-, ortofoszfát-
és fémtartalmának idő- és térbeli változása*

A talajvíz kémiai minőségének meghatározása általában valamilyen konkrét numerikus értékhez történő viszonyításon alapul, amire a legelterjedtebb módszer a szennyezettségi határérték-rendszer alkalmazása. Kutatásunk során a kontamináció szempontjából történő elemzést is ilyen rendszerre alapoztuk, amelyet hazánkban a 6/2009. (IV. 14) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet (a felszín alatti víz és a földtani közeg védelméhez szükséges határértékekről) tartalmaz. Ha a vízmintában valamely mért komponens koncentrációja meghaladja a vonatkozó B szennyezettségi határértéket, már szennyezettnek tekintjük.

A vizsgált paraméterek (Cu, Ni, Co, Cr, Cd, Pb, Zn, As, NH₄⁺, PO₄³⁻, NO₃⁻, NO₂⁻) laboratóriumi mérési eredményei alapján (2. táblázat) a legmagasabb koncentrációk döntően decemberben és márciusban adódtak, tehát a talajvíz jellemzően télen és tavasszal volt a legszennyezettebb. Az egyes komponensek havi átlagértékeit összevetve három fém – Zn, Pb, Cu – koncentrációjának időbeli változása, növekedése, illetve csökkenése erős

hasonlóságot mutat, azonos tendenciát követ. Ugyanez a megállapítás igaz az NH_4^+ és a NO_3^- esetében; a vizsgált további szennyező anyagok vonatkozásában nem sikerült szoros temporális összefüggést kimutatni.

2. táblázat – Table 2

A laboratóriumban mért paraméterek statisztikai jellemzői
Statistical characteristics of parameters measured in laboratory

	Minimum, µg/l (hónap)	Maximum, µg/l (hónap)	Átlag/B határ- érték, µg/l	Szórás	Minta- szám, db	Határértéket meghaladó mintaszám
Cu	<20	2658,00 (márc.)	140,07/200	302,26	324	56
Ni	<2	63,34 (márc.)	15,48/20	13,29	324	80
Co	<1	4,44 (márc.)	0,59/20	0,61	324	0
Cr	<10	11,24 (márc.)	3,08/50	2,95	324	0
Cd	<0,6	3,87 (dec.)	0,41/5	0,45	324	0
Pb	<6	55,1 (márc.)	5,53/10	8,44	324	52
Zn	10,39 (okt.)	13020,00 (dec.)	1101,66/200	1885,2	324	183
As	<8	139,7 (márc.)	3,49/10	10,48	324	29
NH_4^+	<200	13181,14 (márc.)	1346,99/500	2996,72	323	88
PO_4^{3-}	<60	16891,97 (jún.)	451,35/500	1440,98	323	47
NO_3^-	<1000	1201960,9 (dec.)	98677,37/50000	170326,58	323	109
NO_2^-	<50	33066,96 (nov.)	479,62	1546,85	323	–

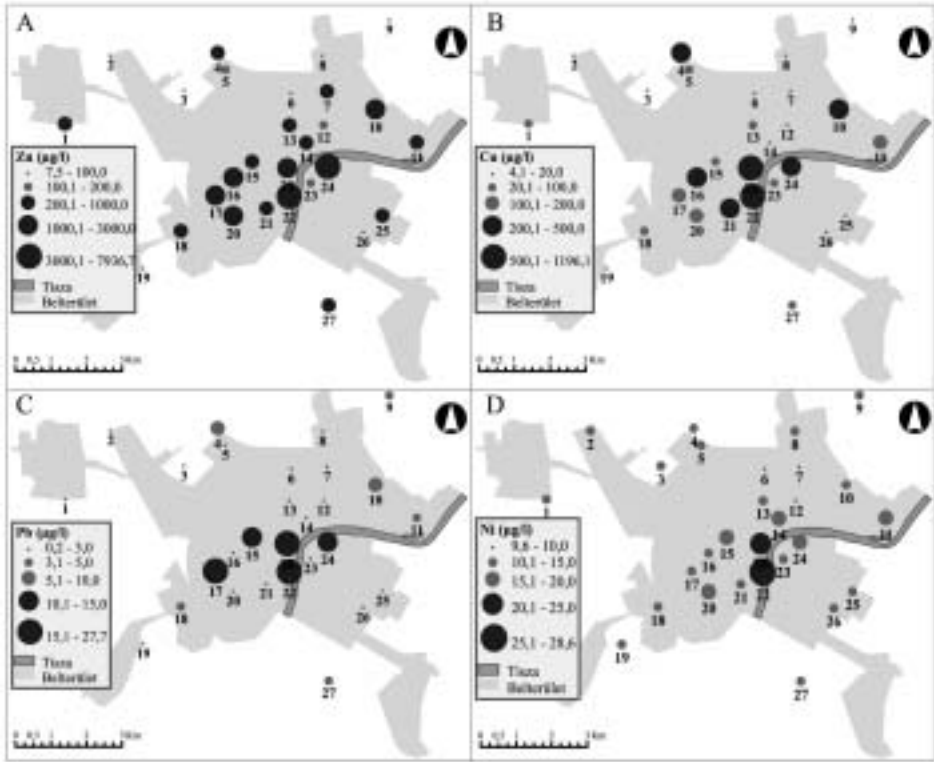
Fontos kiemelni, hogy három komponens (Zn, NH_4^+ , NO_3^-) esetében még az átlagos értékek is meghaladják a vonatkozó B szennyezettségi határértékeket. Az egyes mintákat tekintve a legtöbb esetben a Zn-nél tapasztaltunk határérték-túllépéseket (324 mintából 183-nál), majd ezt követte a NO_3^- (323-ból 109-nél), az NH_4^+ (323-ból 88-nál) és a Ni (324-ből 80-nál). A Co, a Cr és a Cd mennyisége egyetlen mintában sem haladta meg a vonatkozó B szennyezettségi határértékeket. Mivel a Co-koncentrációk minden esetben a kimutathatósági határ alatt voltak, ezt a komponenst a további elemzésekbe nem vontuk be.

A talajvíz minőségének elemzésekor mindenképpen külön kellett vizsgálnunk a toxikus fémeket a többi mért szennyezőtől. A hét fém közül a króm, a kadmium és a kobalt minden esetben határérték alatt maradt, ezért a továbbiakban csak a rézről, a cinkről, az ólomról és a nikkellről közlünk eredményeket. A négy nehézfém egyes kutakra (a vizsgált időszakra) vonatkozó éves átlagkoncentrációit a 4. ábra mutatja be, amelyen a határérték feletti koncentrációkat ábrázoló köröket sötétebb színnel emeltük ki.

E négy elem közül leginkább cinkkel terhelt a talajvíz (4/A. ábra), ugyanis a 28 közül 18 mintavételi hely éves átlagértéke a 200 µg/l-es határértéket meghaladó koncentrációkat mutatott, néhány belvárosi pontban (22., 24.) pedig kiugróan magas értékeket mértünk. A 22. kútban a cink koncentrációi két hónapban a 10000 µg/l-t is meghaladták, ami a megengedett mennyiség ötvenszerese!

A réz – a cinkhez hasonlóan – a város talajvizében számos területen nagy mennyiségben van jelen. A mintavételi helyek negyede határértéket (200 µg/l) túllépő – egyes esetekben (22., 28.) a megengedetthez képest négy-, illetve akár ötszörös – koncentrációkkal

jellemezhető (4/B. ábra). A 22. kútból származó mintákban öt, a 28.-ból származókban pedig négy hónapon át 1000 µg/l felett volt a réz mennyisége.



4. ábra A cink- (A), réz- (B), ólom- (C) és nikkell- (D) koncentrációk alakulása az egyes mintavételi pontokban (a vizsgált időszakra vonatkozó éves átlagértékek alapján)

Figure 4 Concentrations of zinc (A), copper (B), lead (C) and nickel (D) in sampling points (according to the annual average values of the examination period)

A nikkell- és az ólomtartalom tekintetében szintén kritikus a helyzet: az ólom-koncentráció éves átlagértéke öt kútban is átlépte a 10 µg/l-es határt (4/C. ábra), a nikkell átlagos mennyisége pedig két mintavételi helyen haladta meg a 10 µg/l-es határértéket (4/D. ábra). A Tisza jobb partján található kútban (22.) a teljes vizsgált évben határérték feletti ólom-koncentrációt mértünk, márciusban pedig kiugróan magas (55,1 µg/l) értéket.

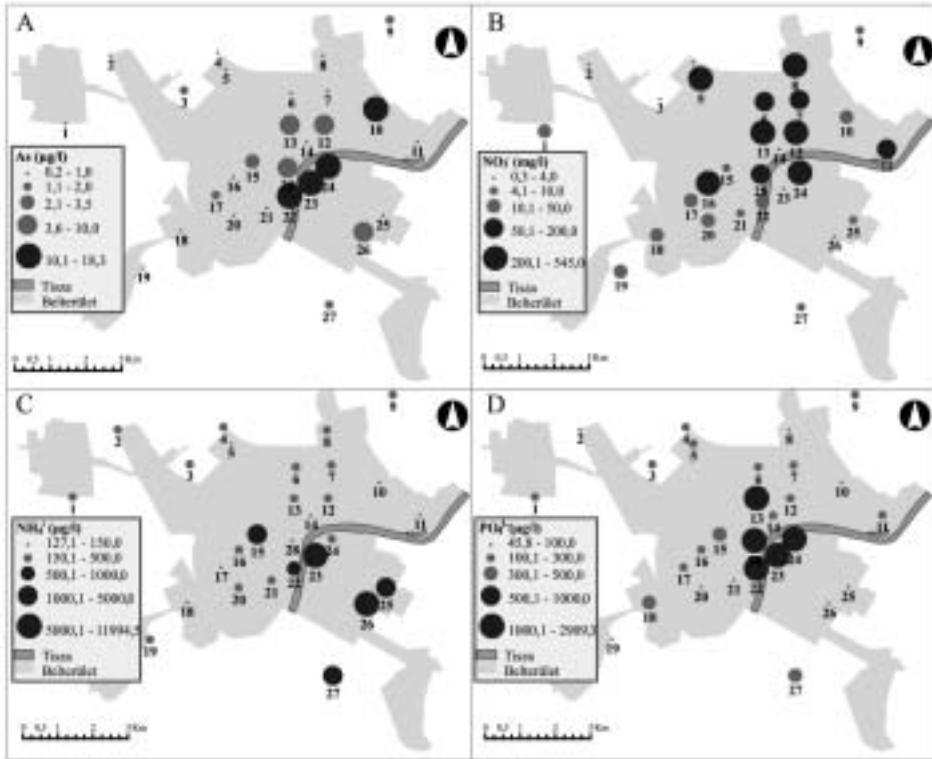
Az éves átlagértékek alapján arzénnel négy kút vize szennyezett, főként a Tisza parti kutakból származó mintákban jelentős a határérték-túllépés (5/A. ábra).

A nitrát 50 mg/l-es határértékét négy kút (12., 13., 16., 24.) vize több mint nyolcszorosán meghaladta (5/B. ábra) az év hét, illetve nyolc hónapjában. Nitritre vonatkozóan nem állapítottak meg szennyezettségi határértéket a 6/2009-es együttes rendeletben.

Ammónium-ionnal két belvárosi kút és Újszeged talajvize szennyezett; az újszegedi 23. és 26. kútban az év jelentős részében az 500 µg/l-es határérték húszszorosát mértük (5/C. ábra).

Ortofoszfáttal kevésbé kontaminálódott a talajvíz, mint a nitrogénformákkal, de évi átlagos mennyisége öt mintában így is határérték (500 µg/l) feletti (5/D. ábra). A PO₄³⁻-

tal leginkább terhelte vizű a 13. sorszámú kút, amelyben öt hónapon át 3000 µg/l feletti koncentrációkat mértünk.



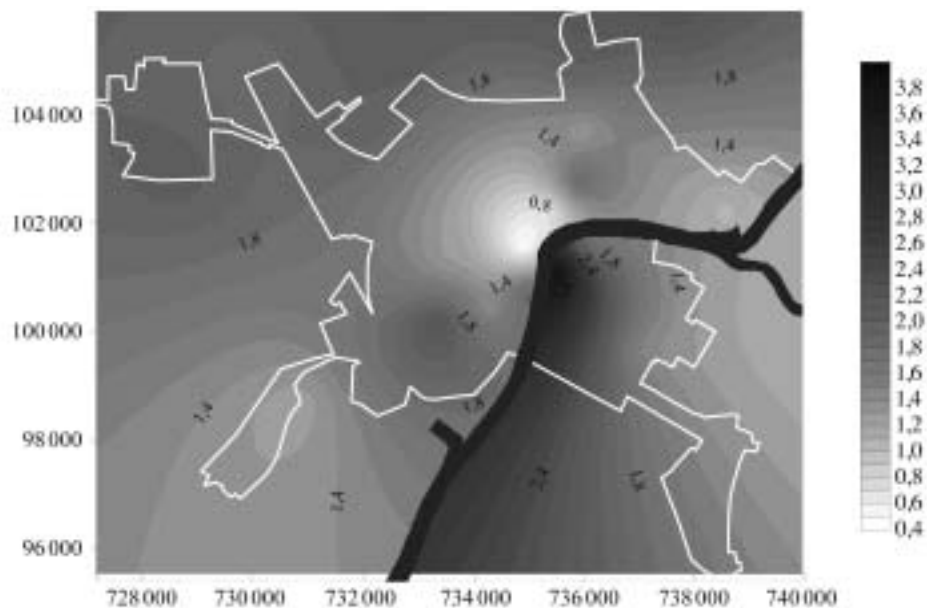
5. ábra Az arzén- (A), nitrát- (B), ammónium- (C) és ortofoszfát- (D) koncentrációk alakulása az egyes mintavételi pontokban (a vizsgált időszakra vonatkozó éves átlagértékek alapján)
 Figure 5 Concentrations of arsenic (A), nitrate (B), ammonium (C) and orthophosphate (D) in sampling points (according to the average annual values of the examination period)

Következtetések

A talajvízszint ingadozása és összefüggése a csapadékkal

A talajvíz legnagyobb évi ingadozásával (6. ábra) a Tiszához legközelebbi észlelőkút (23.) jellemezhető, értéke megközelíti a 4 m-t. A többi kút vízjárása már kiegyensúlyozottabb, átlagosan 1,6 m, de akadt olyan is (28.), amelynek vízszintje mindössze 40 cm-t ingadozott.

A vizsgált időszak a csapadékmennyiség szempontjából igen szélsőségesnek tekinthető, ami a talajvíz járását is jelentősen befolyásolta. A csapadékmennyiség változásait a talajvízszint körülbelül egy hónapos késéssel követte az őszi-téli időszakban, míg a tavaszi-nyári periódusban a csapadékon kívül más tényezők (párolgás, növényzet stb.) befolyásoló hatása is érvényesült, továbbá két – a Tisza közvetlen közelében levő – kút (22., 23.) esetében egyértelműen kimutatható a folyó szívó vagy duzzasztó hatása.



6. ábra A talajvíz járása (rel. m) 2010. október és 2011. szeptember között
 Figure 6 The groundwater fluctuation (rel. altitude) between October 2010 and September 2011

A vízállás időbeli változását tekintve a vizsgált év alatt a talajvízszint maximuma a Szegeden megszokott április-májusi időszakhoz képest merőben eltérő, ugyanis a maximális vízszint minden kútban januárra esett. Ez a rendkívül csapadékos ősznek és a kiugróan magas decemberi csapadékösszegnek tulajdonítható, ami a 100 éves csapadékatlaghoz (Országos Meteorológiai Szolgálat, 2011) képest több mint kétszeres mennyiségű volt. A minimális talajvízállás szeptemberre tehető, ami a rendkívül száraz nyárnak tudható be (augusztusban gyakorlatilag nem hullott csapadék). A talajvízháztartást kedvezőtlenül befolyásoló meteorológiai tényezők azt is eredményezték, hogy szeptemberre két észlelőkút (2., 22.) teljesen kiszáradt, s mintázásra alkalmatlanná vált.

A talajvízszint mélysége befolyásolhatja a szennyeződésveszélyt is, hiszen a felszínhez közeli talajvízbe a káros anyagok könnyebben bejuthatnak. Természetesen ez csak egy a sok tényező közül, ami befolyásolja a szennyezés mértékét és terjedését, ezért célszerű több paraméteres, komplex vizsgálatot végezni, amelyek során figyelembe kell venni a talajok vízáteresztő képességét, mechanikai összetételét és pufferekapacitását.

A talajvíz szennyezettsége

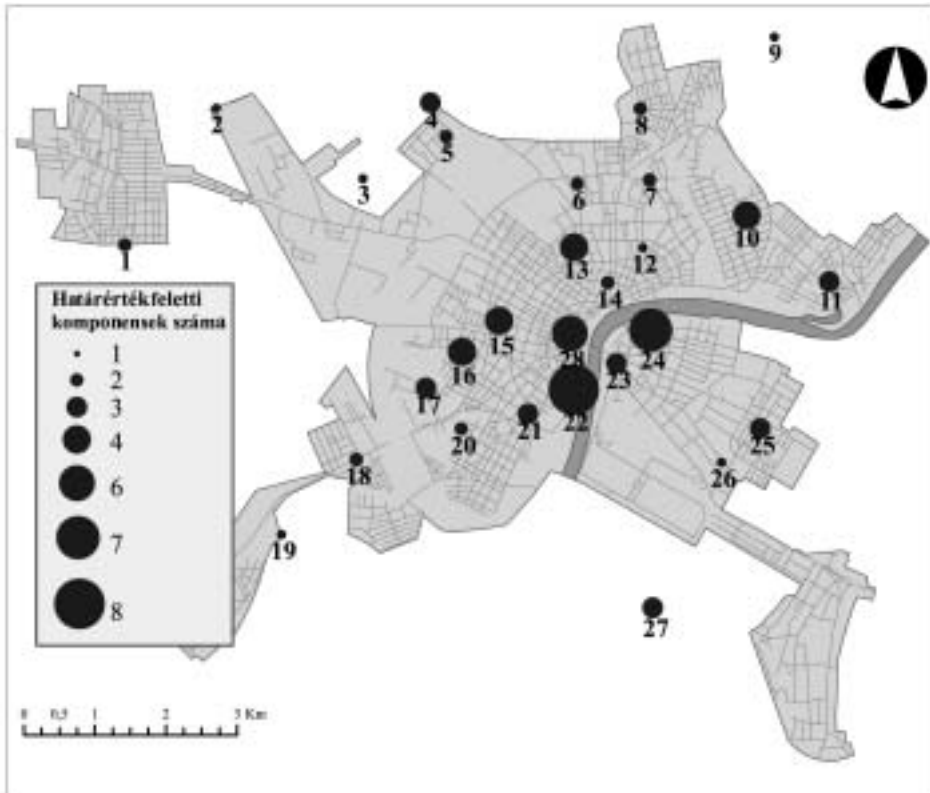
Kutatásaink során nemcsak toxikus, hanem esszenciális elemeket is vizsgáltunk, amelyek bár szükségesek az élő szervezet számára, nagy mennyiségben toxikusnak minősülnek. Esetünkben a réz és a cink tartozik e csoportba, amelyekről méréseink kimutatták, hogy koncentrációik a város jelentős részén a megengedett határértékeket meghaladják.

A többi fémek tekintve a nikkel és az ólom esetében jelentős szennyezést állapítottunk meg, ami azért is kiemelendő, mert ezek fokozottan toxikus elemek és a rákkeltő anyagok közé tartoznak. Az arzén – amellyel szintén szennyezett néhány területen a város talajvíze – a 6/2009-es együttes rendelet alapján a K1, azaz a minden esetben veszélyes

anyagok kategóriájába tartozik. Ez nem jelent feltétlenül antropogén szennyezést, ugyanis Magyarországon – főként a Dél-Alföldön – az arzén természetes eredetű a felszín alatti vizekben (CSANÁDY M.–BOZSAI G.–DEÁK Zs. 1985).

A nitrogénformák közül a nitritre nem adtak meg B határértéket a 6/2009-es együttes rendelkezésben, de a nitrogén ciklusban betöltött jelentős szerepe miatt érdemes foglalkozni e komponenssel. A magas nitrit-értékek nagyrészt egybeestek a nagy nitrátmennyiséggel: mindkét ion azonos kutakban mutatott magas koncentrációkat. Ammónium-ionnal – amely a szerves szennyezések legfontosabb mutatója (BARÓTFI I. 2003) – számos kút vize kontaminálódott. Az ortofoszfáttal kapcsolatban szintén beszélhetünk szennyezésről, előfordulásuk alapján szennyvizek és különböző mezőgazdasági szerek beemosódását feltételezhetjük.

A laborvizsgálatok azt mutatják, hogy Szeged talajvize kémiai erősen szennyezett, ugyanis minden vízmintában legalább egy komponens mennyisége meghaladja a határértéket (7. ábra). A káros anyagokkal legkevésbé terhelt kutak elsősorban Szeged falusias jellegű, családi és hétfélig házas beépítésű területein helyezkednek el. A legrosszabb eredményeket a belvárosban, a Tisza közvetlen közelében levő 22. kútból származó minta adta, amely 8 vizsgált kémiai paraméter határértéken felüli koncentrációját mutatta számos hónapban. A térbeli elhelyezkedést vizsgálva kitűnik, hogy a legszennyezettebb kutak a belvárosban, illetve a Tiszához közel helyezkednek el (22., 24., 28.).



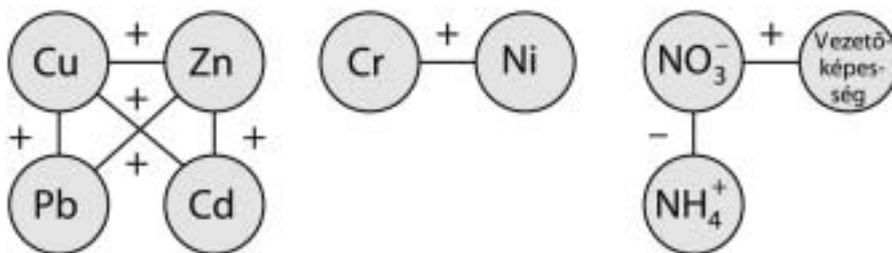
7. ábra A kutak szennyezettségének mértéke a határérték feletti komponensek száma alapján (a vizsgált időszakra vonatkozó éves átlagértékek szerint)

Figure 7 Contamination degree of wells in accordance with the number of components exceeding the limit value (based on annual average values of the examination period)

A vizsgálatok alapján bebizonyosodott, hogy a szegedi talajvíz erősen kontaminálódott toxikus fémekkel és egyéb szennyezőkkel: a 12 különböző kémiai anyagra bevizsgált minták számottevő részében a Cu, Zn, Pb, Ni, As, NH_4^+ , NO_3^- és PO_4^{3-} mennyisége a szennyezettségi határérték felett volt.

A komponensek közötti összefüggések statisztikai számítások alapján

A kutatás során statisztikai vizsgálatokkal tártuk fel az egyes szennyezések háttérben álló geokémiai folyamatokat, illetve csoportokat különítettünk el az egyes komponensekre vonatkozóan. Az egyes változók közötti monoton kapcsolat erősségének és szorosságának meghatározására Spearman-féle rangkorrelációt alkalmaztunk. Azokat a változókat, amelyek között szignifikáns kapcsolat fedezhető fel, 0,5 vagy annál nagyobb korrelációs együtthatóval ($r \geq 0,5$; $p < 0,01$), korrelációs profilon ábrázoltuk (8. ábra). A profilon az egymással összefüggő paramétereket vonallal összekötöttük és a kapcsolat irányának jelzésére pozitív vagy negatív előjellel láttuk el.



8. ábra A szignifikáns kapcsolattal jellemezhető változók korrelációs profilja ($r \geq 0,5$)
 Figure 8 Correlation profile of the variables with significant relationship ($r \geq 0,5$)

Szignifikáns pozitív korrelációs kapcsolatot ($r = 0,54-0,86$) tártunk fel a kalkofil elemekre – Cu, Zn, Pb, Cd – vonatkozóan, amelyek közös jellemzője a kénhez való nagy affinitás, gyakran fordulnak elő szulfid fázisokban (GRASSELLY GY. 1995). A négy korreláló elem közül egyedül a Cd és a Pb közötti kapcsolat bizonyult gyengének ($r = 0,32$). Erős szignifikáns kapcsolatot mutató párost alkot a Ni és a Cr ($r = 0,88$). Mindkét elem sziderofil, a vas-csoportba tartozik, azaz a vassal fordulnak elő a természetben. A nitrogénformákat vizsgálva negatív korrelációt kaptunk az NH_4^+ és a NO_3^- között ($r = -0,51$), aminek oka kémiai folyamatokban keresendő, ugyanis a nitrogénciklus első lépéseként létrejött szerves nitrogén bomlásából származó NH_4^+ a vízbe jutva NO_3^- -tá oxidálódik. A NO_3^- és a vezetőképesség között közepes erősségű, pozitív korrelációt ($r = 0,55$) mutatunk ki, miszerint a NO_3^- mennyisége azokban a kutakban magasabb, ahol az elektromos vezetőképesség – aminek mértékét az oldatban jelenlevő összes ion határozza meg – is nagy. Ezt a tényt bizonyítja az is, hogy a legmagasabb (> 500 mg/l) NO_3^- -koncentrációval jellemezhető 12. kútnál a vezetőképesség is kiugróan nagy (akár 10000 $\mu\text{g/l}$). A vizsgált ionok közül a PO_4^{3-} nem korrelált egyik paraméterrel sem, de a faktoranalízisbe belevettük, mivel fontos lehet az antropogén szennyezések szempontjából.

A faktoranalízis eredményei alátámasztják a korreláció-analízisből származó megállapításokat (3. táblázat), ugyanis az első csoportba a Cu, a Cd, a Zn és a Pb, vagyis a kalkofil elemek kerültek, amelyek közül a faktorsúlyok alapján leginkább meghatározó elem a Cu. A második faktort az NH_4^+ , a hőmérséklet és a pH alkotja (negatív korrelációval), ami azért is fontos, mert a pH és a hőmérséklet növekedésével csökken az NH_4^+ mennyi-

sége, és így nő a szabad, vagyis az élőlényekre toxikus hatású ammónia koncentrációja (APPELO, C. A. J.–POSTMA, D. 1999). Az ammónia-nitrit átalakulás is pH-függő folyamat, ám esetünkben a NO_2^- -tal nem került egy csoportba a pH, ami más tényezők (pl. a víz oldottoxigén-tartalma) erőteljesebb hatására utalhat. A harmadik csoportban a Ni-t és a Cr-t találjuk (sziderofil elemek), egyértelműen elkülönülve a többi változótól, ami szintén megerősíti a korreláció-számítások eredményeit. A negyedik faktorba a NO_3^- , a NO_2^- és a vezetőképesség tartozik, amelyek közül az utóbbi a legmeghatározóbb paraméter. Tehát amennyiben nő a NO_3^- - és a NO_2^- -koncentráció, az elektromos vezetőképesség is emelkedik a talajvízben. Az ötödik faktorba az As és a PO_4^{3-} került, amelyek látszólag nem kapcsolhatók össze egyik folyamattal sem. Ez azonban csak a látszat: az ortofoszfát- és az arsenátion szerkezete hasonló (DZOMBAK, D. A.–MOREL, F. M. M. 1990), ám az ortofoszfát nagyságrenddel nagyobb koncentrációban található meg a vízben, így az adszorpció helyek nagy részét elfoglalja, ami megakadályozza az arzén megkötődését. E tény ismeretében újabb kísérletekben az ortofoszfátot arzénmentesítésre próbálják felhasználni (LAKY, D.–LICSKÓ, I. 2009).

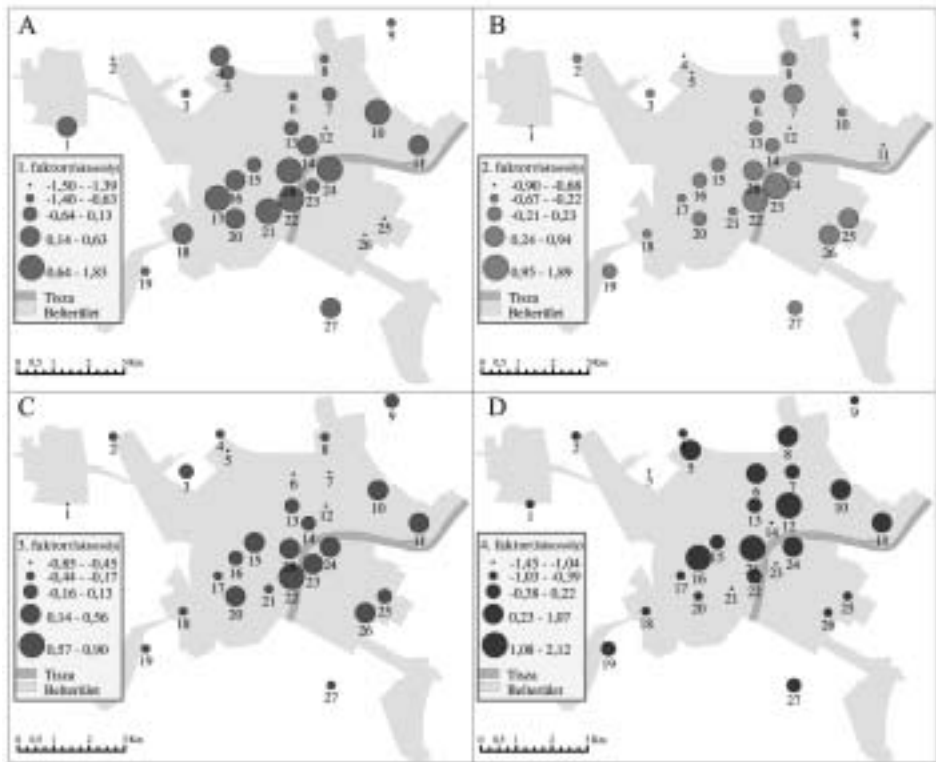
3. táblázat – Table 3

A vizsgált komponensek rotált faktormátrixa faktorsúlyokban
Rotated factor matrix of the examined components in factor loadings

	Faktorok (faktorsúly)				
	1	2	3	4	5
Cu	0,89	0,03	0,14	0,15	0,10
Zn	0,89	0,11	0,08	0,15	-0,05
Pb	0,77	-0,06	-0,06	0,11	0,20
Cd	0,41	0,22	0,36	0,17	0,35
Hőmérséklet	0,14	0,84	-0,22	-0,01	-0,25
Vízállás	0,17	0,76	0,02	0,07	0,18
NH_4^+	-0,31	0,58	0,03	-0,30	0,38
PH	0,17	-0,57	-0,29	-0,25	-0,45
Ni	0,12	0,04	0,89	-0,03	-0,15
Cr	0,00	-0,13	0,88	-0,04	0,05
Vezetőképesség	0,03	0,05	-0,07	0,78	0,19
NO_3^-	0,23	-0,20	-0,17	0,76	-0,22
NO_2^-	0,25	0,19	0,24	0,59	-0,11
As	0,09	-0,02	-0,08	-0,02	0,88
PO_4^{3-}	0,32	0,14	-0,05	-0,07	0,49

Az első négy faktort a faktorsúlyok alapján térben is ábrázoltuk az egyes mintavételi pontokra vonatkozóan (9. ábra). Az első faktor által reprezentált geokémiai háttérfolyamatok, mint a kalkofil elemek feldúsulása a belvárosban, illetve a sűrűn beépített területeken a leginkább meghatározóak (9/A. ábra). Az ammónia és az átalakulását befolyásoló paraméterek (2. faktor) esetében szintén a belvárosban, valamint Újszegeden találjuk a gócpontokat, amelyek élesen elkülönülnek a város alacsony faktorsúllyal jellemezhető ÉNy-i,

Ny-i részeitől (9/B. ábra). A sziderofil elemek felhalmozódását meghatározó folyamatok (3. faktor) a belvárosban, továbbá Újszegeden és a város ÉK-i részén dominálnak (9/C. ábra). A 4. faktor által képviselt nitrogénkörforgás folyamatai a városközponttól távolabb eső, falusias jellegű területeken is meghatározóak, ám ez esetben nem különíthetők el egyértelmű központok; térstruktúráját nagyfokú heterogenitás jellemzi (9/D. ábra). Hogy az egyes faktorok (geokémiai háttérváltozók) térbeli mintázata milyen folyamatokra, természetesen, esetleg antropogén okokra vezethető vissza, egyelőre nem tudjuk értelmezni; e kérdés megválaszolása további részletes vizsgálatokat igényel.



9. ábra A faktorsúlyok térbeli eloszlása az 1. (A), a 2. (B), a 3. (C) és a 4. faktor (D) esetében
 Figure 9 The spatial distribution of factor loadings in the case of factors 1 (A), 2 (B), 3 (C) and 4 (D)

Összefoglalás

Kutatásunk során a szegedi talajvíz-megfigyelő monitoring-kutakat vizsgáltuk meg, mennyiségi és kémiai vízminőségi jellemzők szempontjából, s összefüggéseket, kapcsolatokat kerestünk a háttérben zajló folyamatokat feltárására.

A talajvízszintek összehasonlításakor figyelembe kellett vennünk a kutatási időszakban megfigyelhető szélsőséges meteorológiai tényezőket. Mivel a csapadékmennyiség a sokévi átlagtól nagymértékben eltért, a talajvízszintek maximuma és minimuma is eltolódott a Szegeden megszokotthoz képest. A kutak vízszintjének éves ingadozása 0,4 és 2,2 m

között alakult, kivéve egy, a Tisza partján fúrt kutat (23.), amelynek vízszintingadozása 3,8 m volt.

A koncentráció-mérések eredményei alapján kijelenthetjük, hogy Szeged talajvizét nagymértékű kémiai szennyezettség jellemzi, hiszen a kutak jelentős része a mért tizenkét komponens közül kilenccel szennyeződött. Számos esetben kiugróan magas értékek is adódtak, a fémek közül a réznek és a cinknek, az áramlásos analízissel mért ionok közül pedig a nitrátnak, az ammóniának és az ortofoszfátnak igen magas koncentrációit mértük. A szennyezés térbeli elhelyezkedését tekintve lehatárolhatóvá váltak a talajvíz szempontjából legszennyezettebb területek, amelyek zöme a belvárosban, a Tisza közelében található. A legtisztább talajvízű kutak – kevés kivétellel – a város peremterületein, főként az ÉNy-i, Ny-i részeken vannak.

A statisztikai vizsgálatokkal lehetőség nyílt bizonyos kémiai háttérfolyamatok feltárására és a vizsgált komponensek csoportokba rendezésére. Mind a korreláció-, mind a faktoranalízis hasonló kapcsolatokra engedett következtetni: a kalkofil elemek, a vas-csoportba tartozó elemek és a nitrogénformák összefüggnek a csoportjuk tagjaival, viszonyukat erős korreláció jellemzi.

A kutatás során számos további kérdés fogalmazódott meg, ezért a folyamatos mintavételezésen és a kémiai vizsgálatokon kívül megkezdtük a talaj minőségi állapotának felmérését a kutak közvetlen környezetében, illetve a Tisza szennyezésre és talajvízállásra gyakorolt hatásának vizsgálatát, állandó vízszintmérők telepítésével.

FEJES ILDIKÓ

SZTE Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék, Földtudományok Doktori Iskola,
Szeged
fejesildi@geo.u-szeged.hu

FARSANG ANDREA

SZTE Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék, Szeged
farsang@geo.u-szeged.hu

M. TÓTH TIVADAR

SZTE Ásványtani, Geokémiai és Kőzettani Tanszék, Szeged
mtoth@geo.u-szeged.hu

IRODALOM

- 219/2004. (VII. 21.) Kormányrendelet a felszín alatti vizek védelméről. – Magyar Közlöny, 102. pp. 9372–9403.
6/2009. (IV. 14.) KvVM-EÜM-FVM együttes rendelet a felszín alatti víz és a földtani közeg védelméhez szükséges határértékekről. – Magyar Közlöny, 51. pp. 14398–14414.
27/2004. (XII. 25.) KvVM rendelet a felszín alatti víz állapota szempontjából érzékeny területeken levő települések besorolásáról. – Magyar Közlöny, 200. pp. 15585–15619.
ANDÓ M. 1979: Szeged város település-szintje és változásai az 1879. évi árvízkatasztrófát követő újjáépítés után. – Hidrológiai Közlöny, 59. 6. pp. 274–276.
APPELO, C. A. J. – POSTMA, D. 1999: Geochemistry, groundwater and pollution. – A. A. Balkema, Rotterdam. 536 p.
BARÓTFI I. 2003: Környezettechnika. – Mezőgazda Kiadó, Budapest. 982 p.
CSANÁDY M. – OLÁHNÉ D. É. 1985: Kromátos talajvíz-szennyezés nyomon követése 17 éven keresztül. – Hidrológiai Közlöny, 65. 3. pp. 147–150.
CSANÁDY M. – BOZSAI G. – DEÁK ZS. 1985: Arzén előfordulása alföldi rétegvizekben. – Egészségtudomány, 29. pp. 240–249.

- CSOMA R.–GÁLOS M. 2009: A Duna vízjárásának hatása a talajvízviszonyokra az Infopark-Budapest térségében. – Hidrológiai Közlöny, 89. 4. pp. 1–9.
- DZOMBÁK, D. A. – MOREL, F. M. M. 1990: Surface Complexation Modeling: Hydrous Ferric Oxide. – John Wiley & Sons, New York. 394 p.
- FARSANG, A. – FEJES, I. 2009: Contamination and human health risk of groundwater in Szeged. – In: PAPP, A. (ed.): 11th regional conference on environment and health. Szeged, Hungary. p. 5.
- FODOR, I. 2005: The role of water in Hungary's environment. – Geographical Review, 129. 53. pp. 5–8.
- FÜLE L. – KORCSOG A. – NÁDASI T. – PAÁL G. 2010: Természeti kincsünk – Tényszerűen az ásványvizekről. – Földrajzi Közlemények, 134. 2. pp. 147–158.
- GRASSELLY GY. 1995: A geokémia alapjai. – Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest. 288 p.
- HAJNAL G. 2005: Talajvíz és közmű. Természetes és mesterséges hatások a talajvízjárásra Budapest területén. – Mélyépítés, 3. 3. pp. 20–27.
- HANKÓ Z. – BAUER M. – SZILVÁSSY Z. 1998: A magyarországi Felső-Duna és a talajvíz kapcsolata. – Vízügyi Közlemények, 80. 1. pp. 132–155.
- JUHÁSZ J. 1976: Hidrogeológia. – Akadémiai Kiadó, Budapest. 1176 p.
- KASZAB I. 1987: Építésföldtani összefüggések Szeged és környéke felszínközeli üledékeiben. – A MÁFI és a Szeged Városi Tanács közös kiadása, Budapest. 113 p. 32 térk.
- 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. – HERENDI I. 2001: A talajvíz járása és kémiai komponensei változékonyságának elemzése térinformatikai módszerekkel. – XI. Országos Térinformatikai Konferencia Kiadványa, Szolnok (CD-kiadvány).
- 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.
- MAROSI S. – SOMOGYI S. (szerk.) 1990: Magyarország kistájainak katasztere, I–II. – MTA Földrajztudományi Kutató Intézet, Budapest. 1023 p.
- MARTON L. – SZANYI J. 2000: A talajvíztükör helyzete és a rétegvíz termelés kapcsolata Debrecen térségében. – Hidrológiai Közlöny, 8. 1. pp. 2–13.
- MARTON L. 2009: Alkalmazott hidrogeológia. – ELTE Eötvös Kiadó, Budapest. 626 p.
- MOLNÁR GY. – WINTER J. 1983: A talajvíz alakulása a Nagykunságban és a Jászságban. – Hidrológiai Közlöny, 63. 10. pp. 450–480.
- MSZ ISO 5667-11: 2009 2. Vízminőség. Mintavétel. 11. rész: A felszín alatti vizek mintavételéhez. Országos Meteorológiai Szolgálat (OMSZ), 2011. http://www.met.hu/eghajlat/eghajlati_adatsorok
- Országos Meteorológiai Szolgálat (OMSZ), 2012. http://www.met.hu/eghajlat/magyarorszag_eghajlata/varosok_jellemzoi/Szeged/
- PUSKÁS I. – FARSANG A. 2008: Városaink talajai: szegedi talajok besorolása a WRB (2006) rendszerébe. – Földrajzi Közlemények, 132. 1. pp. 71–82.
- PUSKÁS, I. – FARSANG, A. 2009: Diagnostic indicators for characterizing urban soils of Szeged, Hungary. – Geoderma, 148. 3–4. pp. 267–281.
- SOMLYÓDY L. 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.
- SZABÓ GY. – ANGYAL A. – CSIKÓS A. – BESSENYEI É. – TÓTH E. – KISS P. – SZABÓ SZ. 2010: A talajvíz szennyezett-ségének vizsgálata alföldi településeken. – Földrajzi Közlemények, 134. 2. pp. 173–187.
- 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.
- 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.
- Szegedi Vízmű Zrt. 2012. https://www.szegedivizmu.hu/public/hu/cegunkrol_tevekenysegek.html
- VARGA, M. 1990: One and half decades of water management in Hungary. – In: Hungary and the International Hydrological Programme, UNESCO 1965–1989. Budapest. pp. 9–18.
- ZÁDORI A. 2002: Talajvízfelszín vizsgálatok térinformatikai módszerekkel újszegedi mintaterületen. Szakdolgozat, SZTE Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék. Kézirat. 46 p.